

Das Große Nixkraut (*Najas marina*) – Wasserpflanze des Jahres 2007

Der Förderkreis Sporttauchen hat die aus der Familie der Nixkrautgewächse (Najadaceae) stammende Art zur Wasserpflanze des Jahres gewählt. Nicht nur aus der Sicht dieses Interessentenkreises ist das sicher eine gute Wahl, kann doch *Najas marina* wie auch weitere verwandte Arten als Indikator für eine sehr gute Wasserqualität gelten.

Wie alle Nixkräuter gedeiht auch das Große Nixkraut vorwiegend im Süßwasser. Aber auch im Brackwasser der Ostsee, vor allem in den Bodengewässern der deutschen Ostseeküste siedelt es vereinzelt. Dies mag dazu geführt haben, dass der schwedische Botaniker Linné den Artnamen „*marina*“, also eigentlich „Meeres-Nixkraut“ vergab.

Die einjährige Unterwasserpflanze hat eine recht kurze Lebensdauer (Mitte Juni bis September) und bevorzugt saubere, mäßig nährstoffreiche Seen und kommt selten auch in langsam fließenden Gewässern vor. Sie besiedelt Wassertiefen bis zu drei Meter. Die Pflanzen können bis zu einem Meter lang werden. Die gabelspaltigen, in Dreierquirlen um die Stängelknoten stehenden Blättchen sind recht zerbrechlich. Im Unterschied zum Kleinen Nixkraut (*Najas minor*) sind Stängel und Blattrücken bestachelt. Bei einer Berührung kann dies schmerzhaft sein. So mancher Badegast wird die Pflanzen daher schon als unangenehm bei Schwimmen oder Tauchen empfunden haben.

Die Blätter sind bis zu sechs Millimeter breit, aufrecht abstehend bis bogenförmig aufwärts gekrümmt. Der Stängel und die Blätter von *Najas marina* sind rötlich bis grün. Die gesamte Pflanze erscheint steif und glasartig. Die Art ist zweihäusig getrenntgeschlechtlich (diözisch). Die Blüten sind sehr klein und unauffällig. Die Bestäubung findet



unter Wasser statt. Die Früchte der Pflanzen sind kleine Nüsschen (4-8 mm Länge und 1,5-2,5 mm Breite) und werden gern von Wasservögeln gefressen, teilweise unverdaut ausgeschieden und so an andere Wuchsorte verbreitet.

Die Verbreitung des Großen Nixkrautes erstreckt sich weltweit in den subtropischen und gemäßigten Zonen, überwiegend auf der Nordhalbkugel. In Europa reicht sie bis

Südkandinavien, im Süden bis in den Mittelmeerraum. Fossile Funde aus dem Pliozän belegen ein deutlich weitere nach Norden (Britische Inseln, Mittelskandinavien) reichendes Areal. Eine Häufung der Vorkommen findet sich in den saubereren Alpen- und Alpenrandseen tieferer Lagen. In Deutschland hat die Art einen Verbreitungsschwerpunkt in Süddeutschland, vor allem am Oberrhein. Im Norden Deutschlands erstrecken sich die Vorkommen mit einer deutlichen Verbreitungsgrenze entlang der Südgrenze der letzten Inlandvereisung (Weichselglazial). Gehäufte Vorkommen finden sich entlang der Havel und in der Mecklenburgischen Seenplatte, aber auch in einigen Seen Schleswig-Holsteins kommt *Najas marina* vor.

Auf Grund der Gewässerverschmutzung war *Najas marina* lange Zeit im Rückgang und ist auch heute noch in vielen Landschaften Deutschlands nicht oder sehr selten anzutreffen. In Brandenburg kommen beide Unterarten des Großen Nixkrautes vor (*Najas marina* ssp. *intermedia* et ssp. *marina*). Aufgrund der teilweise deutlichen Verbesserung der Wasserqualität zahlreicher Seen ist aktuell eine leicht zunehmende Tendenz zu verzeichnen. Dies trifft auch auf die wohl hinsichtlich der Wasserqualität besonders anspruchsvolle ssp. *intermedia* zu, die in Klarwasserseen der Uckermark aktuell recht verbreitet vorkommt. Dennoch mussten beide Unterarten in der 2006 neu erschienenen Roten Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs in eine Gefährdungskategorie eingestuft werden (ssp. *intermedia* Kategorie 3, gefährdet; ssp. *marina* Kategorie G, Gefährdung anzunehmen).

Im Rahmen der Umsetzung der FFH- und der Wasserrahmenrichtlinie wird es zu einer weiteren Verbesserung der Wasserqualität vieler Seen kommen, was vor allem im nordostdeutschen Tiefland eine weitere Ausbreitung des Großen Nixkrautes wie auch weiterer, heute noch sehr seltener anspruchsvoller Wasserpflanzen begünstigen dürfte.

A. Hinzmann, Dr. F. Zimmermann



Mäßig nährstoffreiche Klarwasserseen sind Lebensraum des Großen Nixkraut (Kalksee, Ruppiner Schweiz, 19.4.2007)

Fotos: K. van de Weyer; F. Zimmermann

Impressum

Herausgeber: Landesumweltamt Brandenburg (LUA)

Schriftleitung: LUA, Abt. Ökologie, Naturschutz, Wasser; Service
Dr. Matthias Hille,
Barbara Kehl,
Angela Hinzmann,

Beirat: Thomas Avermann
Lothar Blackert
Dr. Martin Flade
Dr. Lothar Kalbe
Dr. Bäbel Litzbarski
Dr. Annemarie Schaepe
Dr. Thomas Schoknecht
Dr. Frank Zimmermann

Anschrift: LUA, Schriftleitung NundLBbg
Seeburger Chaussee 2
14476 Potsdam
OT Groß Glienicke
Tel. 033 201/442 238
E-Mail: barbara.kehl@lua.brandenburg.de

ISSN: 0942-9328

Es werden nur Originalbeiträge veröffentlicht. Autoren werden gebeten, die Manuskriptrichtlinien, die bei der Schriftleitung zu erhalten sind, zu berücksichtigen. Zwei Jahre nach Erscheinen der gedruckten Beiträge werden sie ins Internet gestellt.
Alle Artikel und Abbildungen der Zeitschrift unterliegen dem Urheberrecht.
Die Vervielfältigung der Karten erfolgt mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Brandenburg (GB-G 1/99).
Namentlich gezeichnete Beiträge geben nicht unbedingt die Meinung der Redaktion wieder.

Redaktionsschluss: 30.11.2007

Layout/ Druck/ Versand: Osthavelland-Druck
Velten GmbH
Luisenstraße 45
16727 Velten
Tel.: 0 33 04 / 3 97 40
Fax: 0 33 04 / 56 20 39

Bezugsbedingungen:
Bezugspreis im Abonnement: 4 Hefte – 12,00 Euro pro Jahrgang, Einzelheft 5,00 Euro.
Die Einzelpreise der Hefte mit Roten Listen sowie der thematischen Hefte werden gesondert festgelegt.
Bestellungen sind an das Landesumweltamt zu richten.
Diese Zeitschrift ist auf chlorfrei gebleichtem Papier gedruckt.

Titelbild: Winter an der Oder bei Lebus
Foto: F. Zimmermann

Rücktitel: Eisblumen
Foto: Th. Schoknecht

Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg
Beiträge zu Ökologie, Natur- und Gewässerschutz

16. Jahrgang

Heft 4, 2007

Inhaltsverzeichnis

LUKAS LANDGRAF Zustand und Zukunft der Arm- und Zwischenmoore in Brandenburg – Bewertung und Bilanz	104
JENS PÄZOLT Der Makrophytenindex Brandenburg - ein Index zur Bewertung von Seen mit Makrophyten	116
FRANZISKA DÖRING, FRANZISKA HÖLZEL Dokumentation der Entwicklung von Schilfröhricht an Seen der Stadt Brandenburg an der Havel (1944-2003) durch Einsatz von GIS zur Luftbilddauswertung	122
KLEINE BEITRÄGE	
Das Große Nixkraut (<i>Najas marina</i>) – Wasserpflanze des Jahres 2007	102
10 Jahre Ökosystemare Umweltbeobachtung in Brandenburg	127
Zum 40-jährigen Jubiläum zahlreicher Naturschutzgebiete in Brandenburg	129
GEDANKEN – IDEEN – ERGEBNISSE	
Potsdamer Naturschutztage – eine neue Diskussionsplattform zur Erörterung aktueller Naturschutzfragen in der Landeshauptstadt	132
JUBILÄUM	133
RECHTS- UND VERWALTUNGSVORSCHRIFTEN	134
KLEINE MITTEILUNGEN	134
TAGUNGEN	137
LITERATURSCHAU	140
NATUR DES JAHRES 2008	143



NÄHRSTOFFARME MOORE REAGIEREN BESONDERS SENSIBEL AUF UMWELTVERÄNDERUNGEN. EINE UMFASSENDE ZUSTANDSBEWERTUNG DER MOORE UND IHRER EINZUGSGEBIETE IST EINE WERTVOLLE GRUNDLAGE FÜR DIE ABLEITUNG VON SCHUTZ- UND RENATURIERUNGSMABNAHMEN.

LUKAS LANDGRAF

Zustand und Zukunft der Arm- und Zwischenmoore in Brandenburg Bewertung und Bilanz

Schlagwörter: Armmoor, Bewertung, Braunmoosmoor, Einzugsgebiet, Randsumpf, Torfmoosmoor, Zwischenmoor

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wird ein Bewertungsverfahren für Arm- und Zwischenmoore und ihre oberirdischen Einzugsgebiete vorgestellt. Auf der Grundlage einer standardisierten Erfassungsmethode wurde der Zustand von 585 märkischen Braun- und Torfmoosmooren bewertet und bilanziert. Es stellte sich heraus, dass die Bewertung des Zustandes von Randsumpf, Quellen und Moorrelief gute Rückschlüsse auf den Moorwasserhaushalt ermöglichen.

Aktuell findet man in Brandenburg noch 62 naturnahe Torfmoosmoore aber nur noch drei naturnahe Braunmoosmoore. Natürliche Durchströmungsmoore und Druckwasser-Quellmoore sind verschwunden. Das gilt auch für den ökologischen Moortyp Kalk-Zwischenmoor. Die Nutzung und die Geologie des Einzugsgebietes haben Einfluss auf den Zustand der Moore. Günstigste Rahmenbedingungen bieten lehm- und tonreiche Gebiete mit standorttypischer Laubwaldbestockung. Mittelfristig können etwa 23 naturnahe Torfmoosmoore aber nur ein einziges naturnahes Braunmoosmoor als relativ gesichert gelten. Nach entsprechenden Moorschutzmaßnahmen lässt sich für 46 naturnahe Torfmoosmoore und zwei naturnahe Braunmoosmoore eine günstige Prognose ableiten. Der Wasserhaushalt von 123 Mooren wird noch durch Abzugsgräben gestört. Eutrophierungsmerkmale treten deutlich häufiger bei Braunmoosmooren auf.

Erhebliche Anstrengungen sind zur Sicherung des Gesamtbestandes erforderlich. Für Braunmoosmoore reichen die bisherigen Bemühungen des Schutzes nicht aus, um diese Ökosysteme in Brandenburg zu erhalten. Dafür müssen im Moorschutz neue Wege beschritten werden.

1 Einleitung

Auf einer Wanderung durch den Choriner Endmoränenbogen gewinnt man immer noch den Eindruck, dass sich beinahe in jeder Geländesenke ein nasses Moor befindet. Breite, weithin sichtbare Randsümpfe umgeben hier inmitten des Buchenwaldes Erlbrüche und Torfmoosmoore. Ganz anders ist das Bild hingegen an den Köllnseen in der Schorfheide. Die einst schwingenden Verlan-



Abb. 1

Natürliche Braunmoosmoore sind die ursprüngliche Heimat verschiedener Wiesenorchideen, z. B. des Steifblättrigen Knabenkrautes (*Dactylorhiza incarnata*) Foto: L. Landgraf

dungsmoore mit Wollgräsern und Moorkiefern sind extrem ausgetrocknet. Ein Reiseführer aus dem Jahr 1993 berichtet noch vom hochmoorartigen Charakter des südlich gelegenen Großen Meewenpfuhls (KURT-GILSENBACH 1993). Man kann das Moor heute – 14 Jahre später – trockenen Fußes durchqueren.

Die Erforschung der märkischen Arm- und Zwischenmoore begann zu Beginn des 20. Jahrhunderts mit Vegetationsaufnahmen. Ausführlichere Gebietsmonographien entstanden u. a. über das Plägefenn (CONWENTZ et al. 1912, später dann MICHAELIS 1998) sowie Teufels- und Schulzensee (ULBRICH 1925). HUECK legte 1926 eine umfassende Vegetationsbearbeitung wichtiger märkischer Torfmoosmoore vor. Seine gesamtökologische Betrachtung eines brandenburgischen Torfmoosmoores, dem Plötzendiebel, folgte im Jahr 1929. Später beschäftigten

sich u. a. PASSARGE (1964) mit den Pflanzengesellschaften der Moore bei Lieberose und TIMMERMANN (1999) mit den Torfmoosmooren im Gebiet der Choriner und Poratzer Endmoräne.

Wie entstehen nährstoffarme Moore? Bereits in der älteren Moolliteratur beschrieb man das Prinzip des allmählichen Herauswachsendens eines Moorkörpers aus dem Grundwasserniveau und den dadurch zunehmenden Einfluss des nährstoffarmen Niederschlages auf die Moorspeisung (HUECK 1953; MECKLENBURG 1955), wie es für Regenmoore typisch ist. Da in Brandenburg – nach heutiger Auffassung – keine echten Regenmoore existieren können, trifft dieses Prinzip hier lediglich auf Kesselmoore zu. In der Altmoräne entstehen primäre Arm- und Zwischenmoore auch direkt auf nährstoffarmen Mineralböden durch Versumpfung in Senken und an Hängen (Versumpfung- und

Hangmoore) oder Moorbildung über Quellen (Quellmoore). Viele Arm- und Zwischenmoore bilden sich erst sekundär durch die Akkumulation von Nährstoffen im Torf. Dabei reduziert sich der Nährstoffgehalt des Grundwassers während der Durchströmung des Torfes (SUCCOW & JOOSTEN 2001), sodass nach entsprechendem Abstand vom Moorrand oder Gewässer Zwischenmoore auftreten können. Durchströmte Torfe kennzeichnen nicht nur Durchströmungsmoore, sondern finden sich auch in Verlandungs- und Kesselmooren. So entstehen bei ausreichender Größe selbst in hocheutrophen Mooren noch Zwischenmoorbereiche wie z. B. in der Verlandungszone des polytrophen Blankensees südlich von Potsdam. Auch der Mensch hat durch seine Moorwiesewirtschaft erheblich zur Ausbreitung der Zwischenmoorvegetation beigetragen. Auf ungedüngten Wiesen im Baruther Urstromtal oder in der Havelniederung leuchteten noch Mitte des 20. Jahrhunderts weithin die Fruchtstände des Schmalblättrigen Wollgrases (KRAUSCH 1958).

Bislang fehlte ein vollständiger Überblick über das aktuelle Vorkommen und den Zustand sämtlicher Arm- und Zwischenmoore in Brandenburg. Seit dem Jahr 2001 wird im Landesumweltamt an einer landesweiten Moorliste mit Angaben über Zustand und Gefährdung der Moore gearbeitet. Den Schwerpunkt dieser Inventarliste bilden Arm- und Zwischenmoore, die auch als sensible Moore (empfindlich gegenüber Umweltveränderungen) bezeichnet werden. Ein Großteil der naturnahen und gestörten Arm- und Zwischenmoore wurde mittlerweile erfasst. Hauptziel des Vorhabens ist es, vor allem Schutz- und Renaturierungsvorhaben zielgerichtet durchführen zu können.

2 Erfassung

Die Einstufung in Arm- und Zwischenmoore erfolgte ausschließlich auf Grundlage vegetationsökologischer Merkmale (SUCCOW 1988, KOSKA et al. 2001). In den folgenden Auswertungen werden Sauer-, Arm- und Zwischenmoore auch als Torfmoosmoore und Basen- und Kalk-Zwischenmooren auch als Braunmoosmoore bezeichnet. In Torfmoosmooren dominieren Torfmoose und Wollgräser. Zu den Braunmoosmooren zählen hier ebenfalls braunmoosreiche Schneidenröhrichte, die beim Auftreten von Armleuchteralgen und Skorpionsmoos (*Scorpidium scorpioides*) sowie weiteren kalkzeigenden Braunmoosarten als Kalk-Zwischenmoore eingestuft werden (KOSKA et al. 2001). Weiterhin werden Moore mit größerer Deckung von kalkliebenden Arten wie Breitblättriges Wollgras (*Eriophorum latifolium*), Zierliches Wollgras (*E. gracile*), Weigblütige Sumpfsimse (*Eleocharis quinqueflora*), Zweihäusige Segge (*Carex dioica*) und den charakteristischen Braunmoosarten zu den Kalk-Zwischenmooren gestellt. Alle übrigen braunmoosreichen Moore zählen zu den Basen-Zwischenmooren. Nicht zu den

Braunmoosmooren gehören reine Wasser-röhrichte der Schneide. Die Mindestgröße für die Erfassung der Moore lag bei einer Größe von 100 m².

Insgesamt wurden **585 Moore** für die Bewertung berücksichtigt. Bestandteile der hier vorliegenden Daten sind die Kartierungen von Basen- und Kalk-Zwischenmooren in 25 Mooren der Uckermark (FRIEDRICH 2002, FRIEDRICH & LUTHARDT 2003) sowie eine landesweite Erfassung durch das Landesumweltamt Brandenburg für 112 Mooregebiete im Jahr 2003 (HEINICKE 2003a, b). Vom Autor wurden zwischen 2004 und 2007 insgesamt 453 Arm- und Zwischenmoore (77 %) erfasst oder kartiert bzw. nachkartiert. Dazu gehören auch alle naturnahen Moore. Weiterhin flossen Kartierungsergebnisse von HAHNE & OTTO (2005), IHU Güstrow (Rowinsky mündl.), des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin (Anfang der 1990er Jahre) sowie Hinweise der Unteren Naturschutzbehörden in die Datenauswertung ein. Stellenweise dienten die GIS-Datenbestände der landesweiten Biotopkartierungen (CIR, PEP-GIS) zur Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse.

Es kann eingeschätzt werden, dass die naturnahen Torf- und Braunmoosmoore beinahe vollständig erfasst worden sind. Kleinere Lücken existieren noch in der Uckermark z. B. bei Glambeck. Wie eine zielgerichtete Prüfung von Teilgebieten mittels Luftbild und Topographischen Karten mit anschließender Nachsuche im Gelände ergab, sind gestörte Moore zu mindestens drei Viertel des Gesamtbestandes erfasst worden. Für die erheblich gestörten Moore bestehen noch die größten Lücken bei den Braunmoosmooren (Abb. 6) und ehemaligen Braunmoosmooren, da sie sich schnell in Reichmoore umwandeln und dann schwer zu erkennen sind. Hier standen oft nur Literaturangaben zur Verfügung. Demgegenüber sind erheblich gestörte Torfmoosmoore mit ebenfalls drei Viertel des Gesamtbestandes repräsentativ wiedergegeben. Es existiert allerdings noch eine große unbekannte Zahl ehemaliger Torfmoosmoore im Wald, die heute oft nur noch an wenigen Pfeifengrashorsten zu erkennen sind. Erfassungslücken treten vor allem bei den Kleinstmooren (< 0,1 ha) auf.

Berücksichtigt wurden die unmittelbare Moorfläche und das oberirdische Einzugsgebiet. Flächenhafte Moorkartierungen erfolgten in etwa 150 Mooren. Aus den Kartierungserfahrungen entstand im Jahr 2005 in Zusammenarbeit von Landesumweltamt und Fachhochschule Eberswalde ein Standard-Kartierbogen für Waldmoore, der mit einigen Anpassungen ab dem Jahr 2007 auch in der landesweiten Biotopkartierung seine Anwendung findet. Diese Erfassungsmethoden stimmen im Wesentlichen mit den dieser Arbeit zu Grunde liegenden Methoden überein.

Eine vollständige Kartierung beinhaltet folgende Daten: Moorrelief (Einsenkung der zentralen Moorfläche gegenüber dem Moorrand), Zustand von Randsumpf und Quellaktivität, hydrostatischer Moortyp (Schwing-, Schwamm- oder Standmoor), hydrogenetischer Moortyp und ökologischer Moortyp (SUCCOW 1988), Vegetationsformen, gefährdete Pflanzenarten, Vitalität von Gehölzen und Totholzanteil, Moorkiefernformen, Zustand des Oberbodens an repräsentativen Schürfpunkten, Entwässerungssystem, Grad der Entwässerung, Eutrophierungsquellen und Grad der Eutrophierung. Die Moorgrenze wurde meist anhand der Vegetationsausbildung ermittelt.

Eine hohe Aussagekraft über die hydrologischen Verhältnisse in einem Moor liefert die Einschätzung des Randsumpfstandes bzw. des Zustandes der das Moor speisenden Quellen sowie die Höhendifferenz der zentralen Moorfläche in Bezug zum Moorrand (Abb. 2).

Bei der Erfassung von Randsumpfstufen (Tab. 1) ist zu beachten, dass die Ergebnisse nach länger anhaltenden Starkniederschlägen und im Frühjahr nach der Schneeschmelze verfälscht werden. So füllte der nasse Sommer 2007 mehrere Jahre trocken liegende Randsümpfe von Torfmoosmooren im Stechlinseegebiet vorübergehend wieder auf. Um für einen Zeitabschnitt repräsentative Bewertungsergebnisse zu erhalten, sollten nach längeren Extremwittersituationen keine Felderfassung vorgenommen werden. Zur Erfassung des Moorreliefs muss man die äußere Moorsubstratgrenze finden. Fehler können im Falle kolluvialer Moorrandüber-

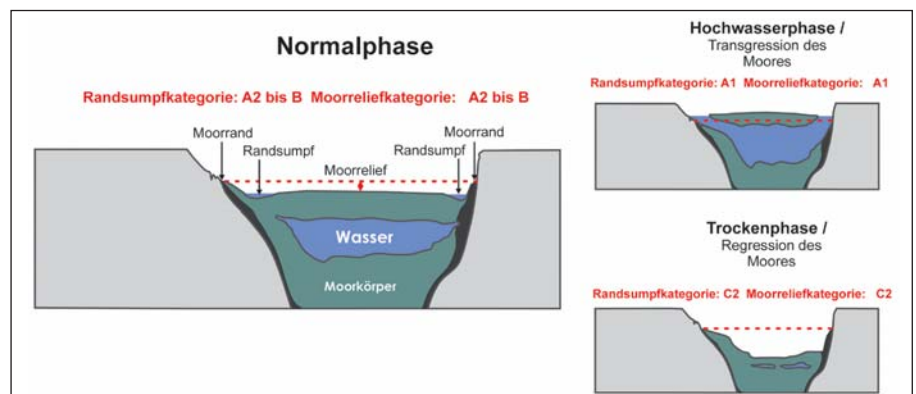


Abb. 2

Erfassung von Randsumpf und Moorrelief in drei verschiedenen Zustandsphasen eines Schwingmoores (Kesselmoor mit Wasserkissen)

deckungen auftreten. In der Realität findet man bei einer Vielzahl von Mooren Randüberdeckungen aus mineralischem Substrat, deren Ursachen oft bis ins Mittelalter zurückreichen. Die Wahrscheinlichkeit für erosionsbedingte Moorüberdeckungen steigt mit der Hangneigung. Für die Auffindung des Moorrandes sollten daher flache Hangpartien außerhalb von Wegen, Aufschüttungen oder anderen Bodenstörungen aufgesucht werden.

Die Ermittlung des ökologischen Moortyps basiert auf dem Vegetationsformenkonzept von SUCCOW (1988) und KOSKA (2001). Der hydrogenetische Moortyp konnte in der Regel durch die Auswertung von Moorbohrungen ermittelt werden. Ausnahmen bildeten die bereits durch Geländebegehung feststellbaren Schwingmoorverlandungen sowie Sickerwasser- und Druckwasser-Quellmoore. Zahlreiche Angaben (u. a. aus der Uckermark) stammen von Literaturquellen (z. B. MAUERSBERGER & MAUERSBERGER 1997). Insgesamt enthält der Datenbestand für 193 Arm- und Zwischenmoore den hydrogenetischen Moortyp (33 %). Im Falle von Übergängen zwischen Moortypen wurden die vorherrschenden Eigenschaften gewählt und anschließend für die Ermittlung des Gesamtbestandes auf die Gesamtzahl der erfassten Moore hochgerechnet. Dann erfolgte eine Plausibilitätskontrolle und Korrektur aufgrund der naturräumlichen Bedin-

gungen für Moorbildungen und Geländekenntnis.

Der Zustand der oberirdischen Einzugsgebiete war ebenfalls Gegenstand der Erfassungen. Ihre Ausgrenzung erfolgte anhand der zum Moor geneigten Hangflächen auf Grundlage der Topographischen Karten (TK 10, sonst TK 25). Die oberirdischen Einzugsgebiete umschließen daher in der Regel die Moorfläche und haben großen Einfluss auf Hydrologie und Nährstoffhaushalt der Moore. Erfasst wurde die Nutzungsart, Art der Bestockung (beides CIR-Biototypen), Kennarten der Bodenvegetation (Feldkartierung), Hangneigung (TK 10 bzw. TK 25), Substrateigenschaften (BÜK 300) sowie teilweise aus topographischen Karten oder Felderfassungen die Gefährdungen durch Erosion, Wassernutzung oder Eutrophierung. Die unterirdischen Einzugsgebiete konnten wegen der unzureichenden landesweiten Datenlage nicht berücksichtigt werden. Obwohl bislang nur für wenige Moore alle Erfassungsparameter vorliegen, lässt der existierende Datenbestand bereits gute Auswertungsmöglichkeiten zu. Vollständig liegen die wesentlichen Eigenschaften des Einzugsgebietes, der ökologische Moortyp und der Erhaltungszustand der Moore vor. Aufgrund der zahlreichen weiteren Bewertungsergebnisse sind verschiedene repräsentative Aussagen mit landesweiter Bedeutung möglich.

3 Bewertungsmethode und Diskussion

Die angewendete Bewertungsmethode (Tab. 1) orientiert sich an dem 3-gliedrigen System zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen (LUA 2004). Bewertet wurden die Habitatstrukturen, das Arteninventar und Beeinträchtigungen jeweils in den Kategorien A, B und C. Um die Vielfalt der Mooreigenschaften hinreichend abbilden und plausible Aussagen für Braun- und Torfmoosmoore vornehmen zu können, mussten gegenüber dem bestehenden System noch Anpassungen und Erweiterungen vorgenommen werden. So wurden einige Kategorien in weitere Bewertungsstufen unterteilt und die Kategorie Beeinträchtigungen in die Unterkategorien Eutrophierung, Moorrelief/Wasserspiegel und Randsumpf/Quellen aufgefächert. Zu beachten ist, dass die Einstufungen für naturnahes, gestörtes, erheblich gestörtes und ehemaliges Braun- oder Torfmoosmoor den Habitatstrukturstufen A, B, C1 und C2 entsprechen. Die Bewertungsmethode gilt speziell für Arm- und Zwischenmoore nicht aber für Reichmoore.

Als ein wichtiger Schlüssel zur Einschätzung des hydrologischen Zustandes eines horizontalen Moores kann der **Randsumpf** angesehen werden. Er gewährt Aussagen über den verfügbaren Wasserüberschuss und

Tabelle 1: Bewertungsschema für Arm- und Zwischenmoore

Wert	Habitatstrukturen	Arteninventar	Beeinträchtigungen Eutrophierung	Wert	Moorrelief*	Randsumpf ** / Quellen**
A	vitale, naturnahe Torf- bzw. Braunmoosmoorvegetation auf der gesamten Moorfläche; Störzeiger nur am Rand wie Erlen, Moorkiefern der Form „Uliginosa“, vitale großblättrige Birken und Staudenfluren (nach Moorschutzrahmenplan Kategorien 1a und 1b)	typische Arten der Torf- bzw. Braunmoosmoore vorhanden, aus den Roten Listen für „Moose“ bzw. „Gefäßpflanzen“ mindestens eine Art der Kategorie 1 bzw. zwei Arten der Kategorie 2	dichte Bestände mit Eutrophierungszeigern weitgehend nur am Moorrand, Moorfläche frei oder nur sehr vereinzelt	A1	eben bis gewölbt (< 0,25 m)	vollständiger Wasserring oder Quellspeisung am Moorrand bzw. offene Quellaustritte mit großflächiger Überrieselung
				A2	kaum eingesenkt (0,25 bis 0,5 m)	mindestens 50 % des Randsumpfes bzw. der Quellzone mit offenem Wasser, bei Quellmooren Teilflächen überrieselt
B	gestörte Torf- und Braunmoosmoore mit Eutrophierungs- und/oder Austrocknungsmerkmalen, typische Vegetation noch mit Deckung von über 75 %, hierzu auch gepflegte Moore in gutem Zustand (nach Moorschutzrahmenplan Kategorien 1a und 1b)	typische Arten der Torf- bzw. Braunmoosmoore überwiegend vorhanden, aus den Roten Listen für „Moose“ bzw. „Gefäßpflanzen“ höchstens eine Art der Kategorie „2“	dichte Bestände mit Eutrophierungszeigern deutlich über den Moorrand vorgedrungen bzw. locker auf der Moorfläche verteilt	B	mäßig eingesenkt (0,5 bis 0,75 m)	75 bis 100 % der Rand- oder Quellzone nasser als mineralisches Umfeld oder Moorfläche mit typischer Vegetation, bei Quellmooren kaum Überrieselung
C	C1: erheblich gestörte Torf- oder Braunmoosmoore, oft massiver Gehölzaufwuchs, typische Vegetation nur in Resten vorhanden, hierzu auch gepflegte Moore in schlechtem Zustand (nach Moorschutzrahmenplan Kategorien 2a und 2b)	typische Arten der Torf- und Braunmoosmoore unvollständig bis fehlend	Eutrophierungszeiger fast auf der gesamten Moorfläche bis vollständig das Moor überziehend	C1	stark eingesenkt (0,75 bis 1,0 m)	75 bis 100 % der Rand- oder Quellzone trocken aber noch mit typischer, oft kümmerlicher Vegetation
	C2: Ehemalige Torf- oder Braunmoosmoore, höchsten noch Einzelindividuen typischer Arten vorhanden (nach Moorschutzrahmenplan Kategorien 3b)			C2	extrem eingesenkt (> 1,0 m)	75 bis 100 % der Rand- oder Quellzone trocken und weitgehend ohne typische Randsumpfvegetation

* gemessen bzw. geschätzt wird die Höhendifferenz (Einsenkung) zwischen der Höhe des Moorsubstrates am äußersten Moorrand und den Schlenken im vitalen bzw. zentralen Moorbereich, bei geneigten Mooren ist die Einsenkung unter Berücksichtigung der natürlichen Mooreigung zu ermitteln; unklare Zwischenzustände werden zur höheren Stufe gerechnet, Korrekturbedarf: bei Vegetationsformen der Wasserstufe 3+ im Zentrum → um eine Stufe absenken; bei Vegetationsformen der Wasserstufe

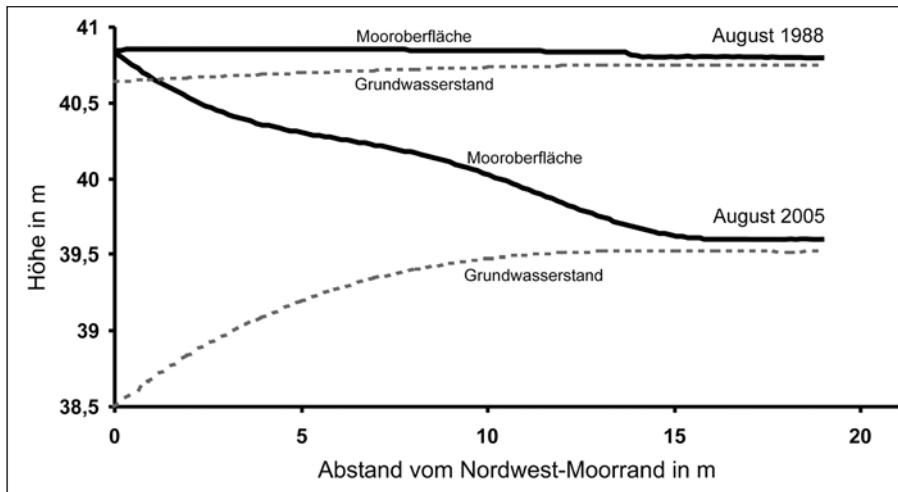


Abb. 3 Grundwasserstandslinien am Moorrand des Moosfenns bei Potsdam im August 1988 und 2005

lässt damit Rückschlüsse auf die Vitalität eines Moores zu. Aufgrund der geringeren Feldkapazität des Mineralbodens sind am Moorrand die jährlichen Wasserstandsschwankungen höher und die Torfakkumulationsraten niedriger als im Moorzentrum. Mineralbodenzuflüsse können von wasser gesättigten Mooren nicht sofort aufgenommen werden. Der Wasserüberschuss kann sich daher in einer Rinne hochzersetzer Torfe sammeln, die infolge der geringen Moorwachtums geschwindigkeit am Moorrand entsteht. Trocknet ein Moor aus, wird am Moorrand dagegen kein Rückstau des Hangzuflusswassers wirksam, obwohl das Moorzentrum vielleicht noch vital erscheint. Zunehmende bzw. abnehmende Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet lassen sich daher im Randsumpf schneller erkennen als im Moorzentrum. Das Ausmaß der Wasserspiegelunterschiede zwischen Zentrum und Rand eines Moores zeigt der Grundwassergang im Moosfenns (Abb. 3) nach geringer (1988) und nach starker Austrocknung (2005). Während im Zentrum nur eine geringe Veränderung des Moorwasserflurabstandes resultiert ist die Absenkung im bereits ausgetrockneten Randsumpf am Moorrand erheblich.

In stark ausgetrockneten und eingesenkten Mooren kann innerhalb des Moores eine Art „Pseudo-Randsumpf“ zwischen dichten hochzersetzten und lockeren gering zersetzten Moorbereichen auftreten. Diese Erscheinung wird hier nicht als Randsumpf erfasst, da die Bewertung des Wasserüberschusses immer auf die gesamte Moorfläche bezogen werden soll. Dafür ist nur der äußere Randsumpf geeignet.

Für geneigte Moore wie Quell-, Hang- und Durchströmungsmoore ist analog zum Randsumpf die Aktivität der Quellen einzuschätzen. Sie hat eine ähnliche Aussagekraft. Da die Moorsubstrate (Torfe und Mudden) im Vergleich zu Mineralböden sehr geringe Substanzvolumina aufweisen (AD-HOC-AG BODEN 2005) heben und senken sich Mooroberflächen bei Wasserstandsschwankungen. Daher ist auch die Einsenkung oder Hebung der Moorflächen (Oszillation) in Bezug

zum Moorrand (Moorrelief) ein wichtiges Zustandsmerkmal und korrespondiert mit der Ausprägung des Randsumpfes (Abb. 2, 3, 5 und 6). Zu beachten ist, dass mineralreiche (Überflutungsmoore) oder hochzersetze Torfe (Standmoore) nur gering oszillieren. Als Referenzzustand gilt hierfür ein naturnahes Moor mit Schwingdecke und einem Moorwasserflurabstand von 15 Zentimetern. Ist der zentrale Moorwasserstand in Kolken oder Gräben frei zugänglich, kann der Wasserspiegel eingemessen und entsprechend auf eine Schwingdecke zurückgerechnet werden. Für ausgetrocknete Moore mit deutlich höheren Moorwasserflurabständen muss die Bewertungsstufe nach unten korrigiert werden (siehe Tab. 1). Für ein natürliches Schwingmoor mit unbeeinflusstem Wasserhaushalt bei durchschnittlichen klimatischen Bedingungen wird eine Wasserstandsschwankung von wenigen Zenti-

meter über bis maximal 50 cm unterhalb des Moorrandes angenommen.

Bei 250 bewerteten Mooren stimmten in der Mehrzahl die Bewertungsstufen von Randsumpf/Quellen und Moorrelief überein (52,8 %) oder hatten nur eine Abweichung von einer Stufe (37,2 %). Insgesamt lag die Bewertung für das Moorrelief mit 38,8 % häufiger höher als unterhalb (8,4%) der Bewertung für Randsumpf/Quellen. Beide Kriterien reagieren sehr schnell auf Veränderungen des Wasserstandes. Aus dem Moosfenn ist bekannt, das typische Randsumpffarten wie Sumpfschilf (*Calla palustris*), Flatter-Binse (*Juncus effusus*) oder Strauß-Gilbweiderich (*Lysimachia thyrsoflora*) 3 bis 5 Jahre nach Austrocknung des Randsumpfes verschwunden waren (LANDGRAF & NOTNI 2003). Offensichtlich liegt die Übereinstimmung beider Bewertungsskalen entsprechend um den Bruchteil eine Stufe verschoben, was aber bei der Bewertung nicht weiter ins Gewicht fällt.



Abb. 4 Ausufernder Randsumpf (Randsumpfstufe: A1) eines Torfmoosmoores östlich des Fettesees bei Eberswalde (2005)

Foto: L. Landgraf

Abb. 5 Abweichung der Bewertungsstufen des Moorreliefs bezogen auf die Bewertungsstufen von Randsumpf/Quellen für 250 Moore

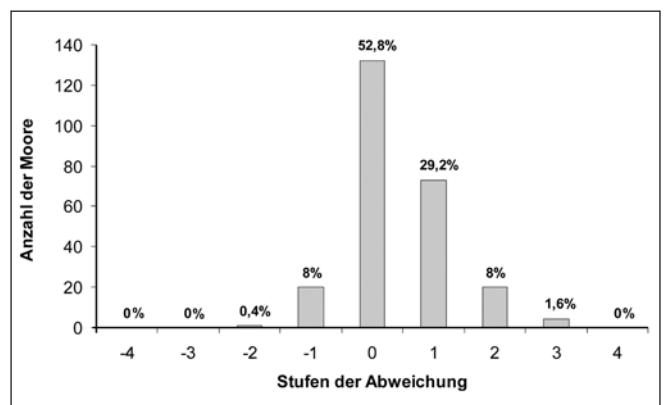


Abb. 6 Abweichung der Bewertungsstufen von Moorrelief und Randsumpf/Quelle bezogen auf die Bewertungsstufen der Habitatstrukturen

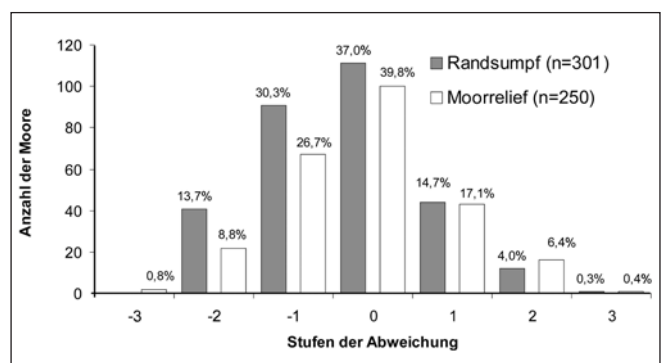


Tabelle 2: Bewertung des oberirdischen Einzugsgebietes

Wert	Nutzung	Geologie*	Eutrophierungsgefahr
A	A1: über 50 % Offenlandschaft	A1: großflächig tonige und lehmige Bodenschichten und starke Hangneigung (>15 °)	Moor vollständig bis überwiegend von Wald eingeschlossen bzw. landwirtschaftliche Nutzung oder Siedlungs- bzw. Industrieflächen mindestens 50 Meter vom Moor entfernt
	A2: überwiegend standortgerechte Waldbestockung	A2: großflächig tonige und lehmige Bodenschichten und mittlere bis geringe Hangneigung (<15 °)	
B	25 bis 50 % nicht standortgerechte Nadelforsten	B1: lehmige und sandige Bodenschichten bei hoher Hangneigung (>15°)	Moor überwiegend von Wald eingeschlossen, landwirtschaftliche Nutzung oder Siedlungs- bzw. Industrieflächen weniger als 50 Meter vom Moor entfernt bis direkt angrenzend
		B2: lehmige und sandige Bodenschichten bei mittlerer bis geringer Hangneigung (<15 °) oder sandiges Bodensubstrat bei hoher Hangneigung (>15 °)	
C	über 50 % nicht standortgerechte Nadelforsten	überwiegend sandiges Bodensubstrat bei mittlerer bis geringer Hangneigung (<15 °)	mehr als 50% des oberirdischen Einzugsgebietes von landwirtschaftlichen Nutzflächen oder Siedlungs- bzw. Industrieflächen eingenommen

* gemäß Bodenübersichtskarte für Brandenburg 1 : 300.000, A – Flächenbodenformen Nr. 30, 59 bis 71; B – Flächenbodenformen Nr. 6, 9, 17, 18, 39, 40, 49 bis 51, 53, 55 und 57; C – restliche Flächenbodenformen

Interessant ist, in welcher Beziehung die Bewertung für Randsumpf/Quelle und Moorrelief mit dem Zustand der Habitatstrukturen auf der gesamten Moorfläche stehen (Abb. 6). Die Übereinstimmungen für beide Kategorien mit der Habitatstruktur liegen zwischen 37 und 40 %. Deren Bewertungsschwerpunkt ist gegenüber der Bewertung für Habitatstrukturen in den negativen Bereich verschoben. Anders ausgedrückt zeigt die Moorfläche vielfach einen besseren Zustand als die Bewertung von Randsumpf/Quelle und Moorrelief ausweisen. Da gegenwärtig in der Mehrzahl der Fälle ein Austrocknungsprozess stattfindet, lässt dies den Schluss zu, dass die Habitatstrukturen der Moore etwas verzögert auf sinkende Wasserstände reagieren. Auch können Schwingmoore und lockere Schwammmoore trotz Wasserspiegelabsenkung, Randsumpfaustrocknung und Mooreinsenkung noch im Zentrum vitale Moorstrukturen aufweisen. Die Ergebnisse belegen, dass für eine solide Moorbewertung mindestens eine der Kategorien Randsumpf/Quelle oder Moorrelief herangezogen werden sollte, um hydrologische Veränderungen schnell zu erkennen. Die Kategorie Arteninventar wurde hier rein auf die floristische Wertigkeit eines Moores für den Artenschutz bezogen. Überlappungen ergeben sich in der Bewertung von Eutrophierung und Habitatstrukturen. Es erschien jedoch wichtig, den für nährstoffarme Moore so wesentlichen Einflussfaktor der Eutrophierung gesondert auszuweisen und nicht mit Austrocknungseigenschaften zu vermischen. Weitere Bewertungskriterien wie hydrostatischer Moortyp, Mikrorelief, Zustand des Oberbodens und Vitalität der Moorgehölze stehen noch nicht auswertbar und repräsentativ zur Verfügung. Mit der Anwendung des neuen Kartierverfahrens in der Biotopkartierung werden sich zukünftig noch weitere wertvolle Informationen über die Beschaffenheit der Moore gewinnen lassen.

Um ein ganzheitliches Bild von den in Mooren ablaufenden Veränderungen zu er-

halten, muss auch das Einzugsgebiet betrachtet und bewertet werden. Die hier vorgestellte Methode orientiert sich ebenfalls an der Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen in Brandenburg. Beurteilt werden die Kategorien „Nutzung“, „Geologie“ und „Eutrophierungsgefahr“ (Tab. 2).

Bewertet wurden insgesamt 585 Einzugsgebiete. Die Auswertung der Kategorie „Nutzung“ erlaubt indirekte Einschätzungen der Grundwasserneubildungshöhe im oberirdischen Einzugsgebiet. Mit der Kategorie „Geologie“ kann abgeschätzt werden, wo hohe Anteile des Freilandniederschlages als Oberflächen- oder Zwischenabfluss dem Moor zufließen. Weiterhin geht daraus die Wahrscheinlichkeit für eine Verbindung des

lokalen Moorwasserleiters mit dem großräumigen Grundwasserleiter hervor. Da die großräumigen Grundwasserleiter in der Regel vom Menschen verändert wurden, sind Renaturierungsbemühungen um so langwieriger, wenn hier ein unmittelbarer hydraulischer Kontakt zum Moorgrundwasserleiter besteht. Aus dieser Sicht sind Einzugsgebiete mit hohen Anteilen an tonigen und lehmigen Substraten als besonders günstig einzuschätzen. Weiterhin ist der Einfluss von Nutzungsformen mit Eutrophierungswirkung in Nachbarschaft der Moore und im Einzugsgebiet bedeutend. Je größer der Anteil derartiger Nutzungen im Einzugsgebiet ist oder je dichter diese an die Moorfläche heranreichen, umso schwieriger ist es, die Erhaltung des Arm- oder Zwischenmoores zu gewährleisten.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Gesamtbestand

Die Auswertung und Hochrechnung der Erfassung hydrogenetischer und ökologischer Moortypen für Arm- und Zwischenmoore (Abb. 7) zeigt, dass in keiner Standortkombination mehr als 50 Moore existieren. Für Druckwasser-Quellmoore und Durchströmungsmoore sind aktuell überhaupt keine naturnahen Vorkommen bekannt. Keine Belege gibt es für die Existenz von basenreichtstoffarmen Hangmooren in Brandenburg. Aktuell sind die basenreichen Standorte der Braunmoosmoore vom Aussterben bedroht. Ihre letzten naturnahen Vorkommen finden sich als subneutrale Verlandungsmoore am Möllensee bei Lieberose, an den Töpchiner Seen (Teiflächen) und am

Hydrogenetischer Moortyp	Sauer-Armmoor	Sauer-Zwischenmoor	Basen-Zwischenmoor	Kalk-Zwischenmoor
Versumpfungsmoor			—	—
Verlandungsmoor				
Kesselmoor			—	—
Druckwasser-Quellmoor	—			
Sickerwasser-Quellmoor	—			
Durchströmungsmoor	—			
Hangmoor	—		?	—

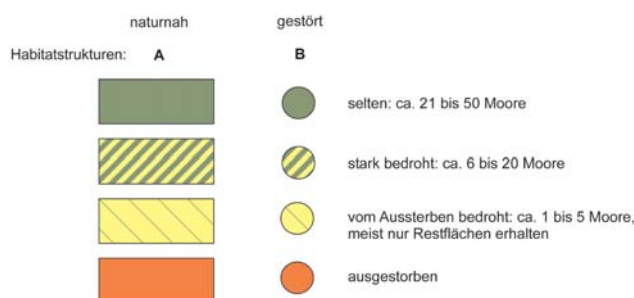


Abb. 7 Bestandssübersicht für hydrogenetische und ökologische Moortypen der Arm- und Zwischenmoore in Brandenburg

Tabelle 3: Erfassungsergebnisse für Arm- und Zwischenmoore und deren oberirdische Einzugsgebiete (drei Moore sind sowohl Braun- als auch Torfmoosmoore, wodurch die Gesamtmoorzahl 585 in der Kategorie Habitatstrukturen überschritten wird)

	A		B		C		Σ
	A1	A2	B1	B2	C1	C2	
Moor							
Habitatstrukturen	65		143		167	213	588
Arteninventar	138		202		51		391
Eutrophierung	216		148		39		403
Moorrelief	35	55	50		33	77	250
Randsumpf/Quellen	26	39	56		75	105	301
Oberirdisches Einzugsgebiet							
Nutzung	54	55	121		355		585
Geologie	28	23	37	142	355		585
Eutrophierungsgefahr	451		72		62		585

Großen Karutz. Letzterer zeigt seit wenigen Jahren eine rasante Versauerung und wird sich wohl in kurzer Zeit in ein Torfmoosmoor umwandeln.

Im Bereich der sauren Moore sind mittlerweile selbst die einst weit verbreiteten naturnahen Verlandungs- und Kesselmoore stark zurückgegangen. In der Altmoräne existieren nur noch Reste armer Versumpfungsmoore (Heidemoore), was vielfach dem Bergbau und auch der Fischerei geschuldet ist.

In der Bilanz haben in Brandenburg trotz hoher Verluste deutlich mehr naturnahe Torf- als Braunmoosmoore überlebt (Abb. 8). Es stehen **62 naturnahen Torfmoosmooren** nur noch **3 naturnahe Braunmoosmoore** gegenüber (mit den o. g. Einschränkungen). Ähnlich ist das Verhältnis bei gestörten Mooren. Da Braunmoosmoore besonders empfindlich auf Eutrophierung und Entwässerung reagieren, sind sie im erheblich gestörten Zustand kaum noch erkennbar. Oft sieht man Erlenbrüchen nicht mehr an, dass

sie sich jüngst aus offenen Braunmoos-Seggen-Rieden entwickelt haben. Das Gesagte gilt umso mehr für ehemalige Moore diesen Typs. Aus diesem Grund besteht bei erheblich gestörten und ehemaligen Braunmoosmooren noch eine große Dunkelziffer. Größere Erfassungslücken sind auch für ehemalige Torfmoosmoore zu verzeichnen. **Wie ist nun der Verlust an naturnahen ungenutzten Braun- und Torfmoosmooren in den vergangenen Jahrzehnten einzuschätzen?** Für eine Bestandsschätzung wurden die zwei niederschlagsreicheren Phasen um 1920 und 1965 ausgewählt, für die auch verschiedene Literaturangaben (ULBRICH 1912, 1918 und 1925, HUECK 1925 sowie MÜLLER-STOLL & GRUHL 1959, NEUBAUER 1960, PASSARGE 1964, FISCHER 1977) Einblick in den damaligen Moorzustand geben (Abb. 9). Danach ließ sich annehmen, dass um 1965 noch alle heute gestörten und z. T. auch erheblich gestörten Torfmoosmoore und um 1920 alle erheblich gestörten und z. T. auch ehemaligen Torfmoosmoore natur-

nah waren. Mit großer Wahrscheinlichkeit war ein Teil der heute ehemaligen Torfmoosmoore damals ebenfalls trocken. Zum einen gab es bereits Anfang des 20. Jahrhunderts Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt und zum anderen rühren einige Moorbildungen aus der mittelalterlichen Rodungszeit mit geringerer Waldbedeckung her (JESCHKE 1990).



Abb. 10

Am Möllensee bei Lieberose ist nach Anhebung des Seewasserspiegels der Fortbestand offener Braunmoos-Seggenriede mittelfristig gesichert. Foto: L. Landgraf

Für Braunmoosmoore ist die Unsicherheit hier größer, da viele Vegetationsbeschreibungen aus genutzten Braunmoosmooren stammen (SCHWEINFURTH 1861/62). Oft waren das gerodete und zu Wiesen umgewandelte Erlenbrüche der Verlandungsbereiche entwässerter Seen. Weiterhin kann davon ausgegangen werden, dass die Mehrzahl der basen- und kalkreichen Durchströmungsmoore zu Anfang des 20. Jahrhunderts bereits vernichtet war. Naturnahe Braunmoosmoore traten in dieser Zeit hauptsächlich noch als Verlandungsmoore und seltener als Quellmoore auf. Aufgrund der damals noch geringeren Eutrophierung bildeten zahlreiche Seen der Jungmoräne natürliche braunmoosreiche Schwingdecken – wenn auch vielfach nur auf kleinen Restflächen. Es wird hier angenommen, dass um 1965 noch alle gestörten Verlandungsmoore und um 1920 auch einige erheblich gestörte Verlandungsmoore sowie wenige gestörte Quellmoorstandorte naturnahe Verhältnisse aufwiesen. Kennzeichnend für das Ende des 20. Jahrhunderts ist das beinahe völlige Verschwinden braunmoos- und seggenreicher Schwingdeckenverlandungen an alkalischen Seen.

Die hier vorgestellte Bilanz für die Anzahl der Moore täuscht über den tatsächlichen Flächenverlust hinweg, der bei Braunmoosmooren noch deutlich höher einzuschätzen ist. Vor den großangelegten staatlichen Entwässerungsprojekten Preußens im 18. und 19. Jahrhundert waren die zum System der Flusstalmoore (Succow 1988) gehörenden Täler von Randow, Welse und Ucker zum großen Teil durch braunmoosreiche Seggen-Riede geprägt. Diese gehölzarmen Durchströmungsmoorweiten waren im Zentrum meist subneutral, während an den Talrändern kalkreiche Quellmoore aufwuchsen. Kleinere, oft langgestreckte Durchströmungsmoore traten in den Fließtälern z. B.

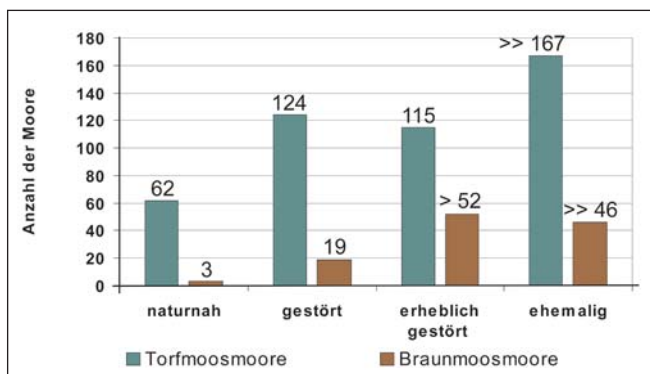


Abb. 8

Zustand der Torf- und Braunmoosmoore in Brandenburg

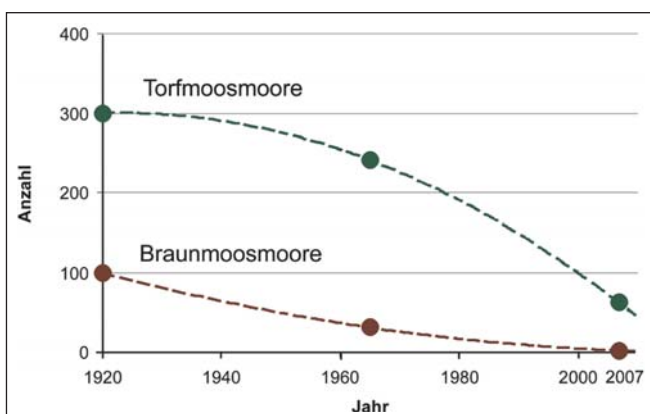


Abb. 9

Verlust an naturnahen Braun- und Torfmoosmooren in Brandenburg seit 1920 (1920 und 1965 Hochrechnung, 2007 Kartierergebnis)



Abb. 11

Der Kellsee bei Luhme ist ein naturnahes Torfmoosmoor mit großem Kolk und wertvollen Schwingdecken
Foto: L. Landgraf

der Lebuser Platte bis hin zur Niederlausitz auf. Gegenwärtig gibt es noch keinen genauen Überblick über die ehemalige Ausdehnung von Braunmoosmooren in Brandenburg, da braunmoosreiche Seggenriede auch oft erst durch Kultivierung von Bruchwäldern entstanden waren. Insgesamt dürfte die Flächenausdehnung der Braunmoosmoore vor allem aufgrund der großflächigen Durchströmungsmoore mehrere zehntausend Hektar betragen haben. Berücksichtigt man die Entwicklungsgeschichte der brandenburgischen Moore so finden sich in den Profilen fast aller Quell-, Durchströmungs-, Kessel- und Verlandungsmoore der Jungmoräne Braunmoosmoor-Phasen (BRANDE et al. 1990, WOLTERS 1996, 2000, 2002, WOLFF 2004), die aber nicht zeitgleich auftraten. Der Anteil der Kalk-Zwischenmoore am natürlichen Braunmoosmoorbestand dürfte dabei sehr gering gewesen sein und sich im Wesentlichen auf kurze Seeverlandungsphasen (DOLL 1982) und Quellstandorte (SUCCOW 1974 und 1977) beschränkt haben.

4.2 Regionale Verteilung und Schutzverantwortung

Regional konzentrieren sich die Arm- und Zwischenmoore entlang der Eisrandlagen (Abb. 12). Hier vor allem in den Gebieten der Pommerschen und Brandenburger Staffel. Größere Lücken bestehen in der Prignitz, auf der Granseer Hochfläche, in der nördlichen Uckermark, im Oderbruch, auf dem Flämingkamm und in der südlichen Niederlausitz. Es fällt weiterhin auf, dass naturnahe bis gestörte Moore zwei Schwerpunkte in der Pommerschen und der östlichen Brandenburger Eisrandlage besitzen, hier also günstigere Erhaltungsbedingungen vorfinden. Zu den besonders wertvollen Gebieten mit

einer Konzentration an naturnahen Torfmoosmooren gehören der nördliche Melzower Forst, der östliche Grumsiner Forst (beider LK Uckermark), der östliche Choriner Endmoränenbogen (LK Barnim) und die Lieberoser Hochfläche (LK Dahme-Spreewald und Spree-Neiße). Die Tabelle 4 zeigt Anteile der Landkreise an den einzelnen Kategorien der Braun- und Torfmoosmoore. Herausgehobene Verantwortung für den Erhalt und die Wiederherstellung von Braun-

moosmooren haben vor allem die Landkreise Uckermark und Dahme-Spreewald sowie die Landkreise Märkisch-Oderland, Teltow-Fläming, Oberhavel und Barnim. Für den Erhalt von Torfmoosmooren sollten sich vor allem die Landkreise Barnim, Dahme-Spreewald, Uckermark, Oder-Spree, Ostprignitz-Ruppin und Spree-Neiße einsetzen.

4.3 Entwässerung

Die Entwässerungsgräben (Abb. 13) wurden hier unterteilt in Binnengräben (nur innerhalb des Moores), Versickerungsgräben (den Moorrand schneidend) und Abzugsgräben (in ein anderes Einzugsgebiet entwässernd). Bei 123 Mooren wird der Wasserhaushalt von Abzugsgräben geschädigt. An weiteren 20 Mooren sind die Stau undicht bzw. nicht unmittelbar am Moorrand platziert, was zu Versickerungsverlusten führt. In 53 Mooren tragen Binnengräben und in 37 Mooren Versickerungsgräben zur Entwässerung bei.

Unter den von Abzugsgräben entwässerten Mooren ist der Anteil an Braunmoosmooren auffallend hoch (Abb. 14). Ein Großteil davon gehört zu den Verlandungsmooren an Seen der Uckermark. Hier wurden zahlreiche Seespiegel abgesenkt, so dass sich bestehende Braunmoosverlandungen ausdehnten bzw. erst braunmoosreiche Seggenwiesen durch die menschliche Nutzung der Verlandungszonen entstanden. Auf jeden Fall besteht vor allem für 33 naturnahe bzw. gestörte Braun- und Torfmoosmoore ein dringender Handlungsbedarf.

4.4 Arteninventar

Das Arteninventar ist bei dem Großteil der erfassten Moore den Kategorien B und C zu-

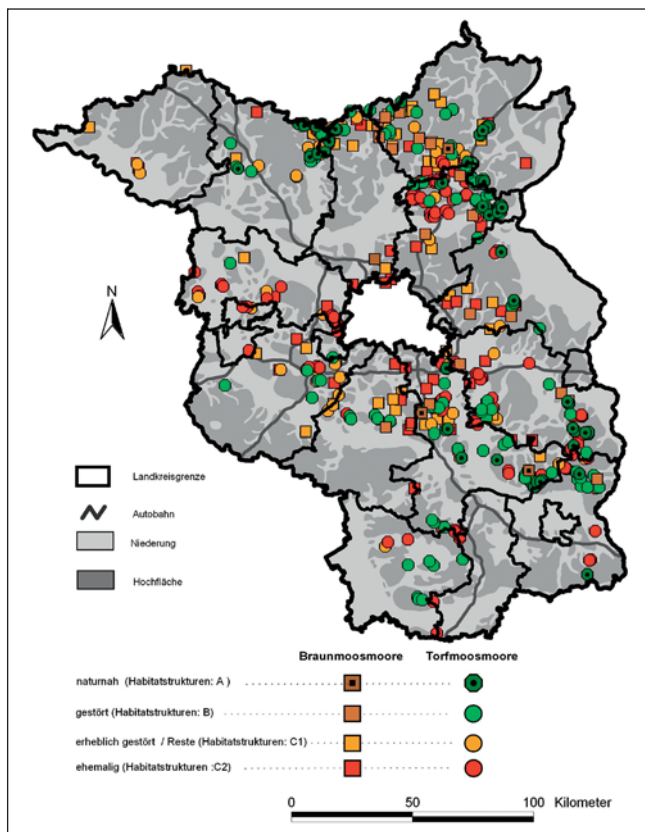


Abb. 12

Lage der erfassten Braun- und Torfmoosmoore in Brandenburg (beachte: Markierungen für obere Kategorien überdecken z. T. die Markierungen für niedrigere Kategorien)

Tabelle 4: Bestand an Braun- und Torfmoosmooren in den Landkreisen
(drei Moore sind sowohl Braun- als auch Torfmoosmoore, wodurch die Gesamtzahl 585 überschritten wird)

Landkreis	Braunmoosmoore				Torfmoosmoore				Σ
	A	B	C1	C2	A	B	C1	C2	
	naturnah	gestört	erheblich gestört/Reste	ehemalig	naturnah	gestört	erheblich gestört/Reste	ehemalig	
BAR		4	1	4	11	19	15	43	97
BBG								1	1
EE						7	1	3	11
HVL			1	2		1	2	13	19
LDS	2	1	4	7	11	23	17	34	99
LOS		2	3	4	8	10	9	23	59
MOL		2	5	5	4	4	2	3	25
OHV		2	4	5	7	4	14	2	38
OPR			4	1	7	14	19	6	51
OSL								3	3
P								1	1
PM			4	3		6	10	11	34
PR			2				2	4	8
SPN		1			2	12	6	9	30
TF		1	5	6		5	5	2	24
UM	1	6	19	9	12	19	13	9	88
Σ	3	19	52	46	62	124	115	167	588 (585)

zuordnen (Tab. 3). Hierin spiegelt sich besonders der extrem negative Trend in Braunmoosmooren wider (RISTOW et al. 2006). Demgegenüber gibt es auch zahlreiche Torfmoosmoore, die natürlicherweise wenig Arten und entsprechend wenig oder keine Arten der Rote-Liste-Kategorien 1 und 2 beherbergen. Dies trifft vor allem auf Torfmoosmoore ohne Schwingdecken zu.

4.5 Eutrophierung

Insgesamt 46 % der erfassten Arm- und Zwischenmoore weisen erkennbare Eutrophierungsmerkmale auf (Tab. 3). Davon ist der Anteil bei den Braunmoosmooren (inklusive ehemaliger) besonders hoch (Abb. 17). Das unterstreicht deren hohe Sensibilität gegenüber Nährstoffeinträgen, währenddessen Torfmoosmoore weitaus weniger empfindlich sind. Allerdings werden in den letzten Jahrzehnten auch in Torfmoosmooren Eutrophierungstendenzen beobachtet, die ihre Ursache wohl vor allem in luftbürtigen Stickstoffeinträgen haben (LINDER-EFFLAND 2002). Derartige Veränderungen erfolgen hier jedoch weniger auffällig. Oft sind es schleichende Rückgänge empfindlicher Torfmoose, wie z. B. *Sphagnum magellanicum* und *S. cuspidatum*, zugunsten anpassungsfähiger Arten, wie *S. fallax* und *S. fimbriatum*, die schwerer nachweisbar sind (KLAWITTER et al. 2002).

4.6 Einzugsgebiet und Moor

Das überwiegend subkontinentale Klima Brandenburgs ist die Ursache dafür, dass Moorbildungen nicht allein vom Niederschlag leben können, sondern zusätzlich Zufluss aus einem Einzugsgebiet benötigen. Von der Beschaffenheit des Einzugsgebietes hängt es ab, wie sich ein Moor entwickelt. Dabei kommt eine ganze Palette an beeinflussenden Eigenschaften in Betracht. Allen voran muss das Einzugsgebiet den für das

Moorwachstum notwendigen Wasserüberschuss liefern. In 92 % der erfassten oberirdischen Einzugsgebiete dominiert die Nutzungsform „Wald“ (Tab. 3). Wald bietet einerseits den besten Schutz vor Nährstoffeinträgen, andererseits sind in waldfreien Einzugsgebieten auch die Wasserstandsschwankungen und Zuflüsse in die Geländesenken höher, sodass Moore nach Rodungen vielfach überstaut wurden. Mit den mittelalterlichen Rodungen erfuhr das Moorwachstum daher eine wesentliche Förderung (JESCHKE 1990). Einige Moore verdanken der Rodungstätigkeit erst ihre

Existenz. Dazu zählen vor allem Hang-, Durchströmungs-, Quell- und Versumpfungsmoore. Die Mehrzahl der Moore wuchs bereits bei naturnaher Waldbedeckung auf (Succow 1988, WOLFF 2004). In Brandenburg waren das überwiegend Buchen- und Eichenwälder, auf ärmeren Standorten in Mischung mit Kiefer. Gegenwärtig dominiert die Kiefer jedoch in den brandenburgischen Forsten, woraus deutlich geringere Grundwasserneubildungsraten resultieren (MÜLLER 1996, 2002).

Ein Großteil der erfassten Moore (76 %) hat keine oberirdische Anbindung an das Gewässernetz. Es ist daher ein bestimmender Einfluss der Nutzungsform auf den Wasserhaushalt der Moore anzunehmen. Nach dieser Überlegung dürften in naturnahen Laubwaldgebieten hauptsächlich wachsende Moore auftreten. Als Kriterium für den Wasserhaushalt wurde der Zustand von Randsumpf und Quellen ausgewählt (Abb. 18). Es zeigt sich, dass in laubholzreichen Einzugsgebieten überwiegend nasse Moore vorkommen. Bereits bei einer Mischbestockung sind die Anteile trockener und nasser Moore vergleichbar hoch. In den ausgedehnten Kiefernforsten Brandenburgs findet man heute jedoch überwiegend trockene Arm- und Zwischenmoore. Hier ist auch insgesamt der Schwerpunkt des Auftretens dieser Moore. Dennoch existieren auch in Kiefernforsten nasse wachsende Moore. Offensichtlich beeinflussen noch weitere Faktoren deren Wasserhaushalt.

Kaum eine brandenburgische Region blieb in den letzten Jahrzehnten von sinkenden Grundwasserständen verschont (LUA 2003). Fast überall ist der Landschaftswasserhaushalt von Menschen beeinflusst worden (LANDGRAF & KRONE 2002). Demnach sind

Abb. 13
Anzahl der erfassten Moore mit Abzugs-, Binnen- oder Versickerungsgräben

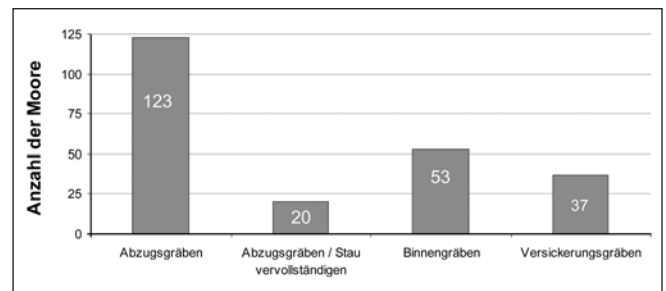


Abb. 14
Anzahl der erfassten Braun- und Torfmoosmoore mit funktions-tüchtigen Abzugsgräben

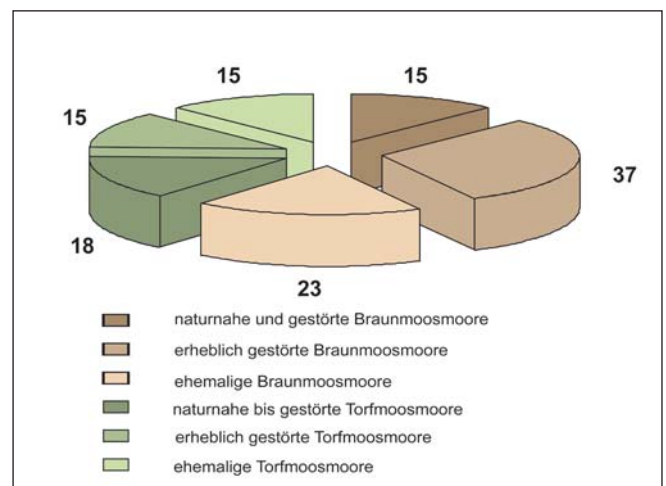




Abb. 15

Braunmooschlenken mit Langblättrigem Sonnentau (*Drosera anglica*) und Schuppenfrüchtiger Gelb-Segge (*Carex lepidocarpa*) sind extrem selten geworden Foto: L. Landgraf



Abb. 16

Das vom Aussterben bedrohte Skorpionsmoos (*Scorpidium scorpioloides*) gilt als Charakterart der Kalk-Zwischenmoore

Foto: L. Landgraf

Moore, deren lokaler Wasserleiter direkt mit dem überregionalen Grundwasserleiter in Verbindung stehen, besonders gefährdet. Dies trifft vor allem auf sanddominierte Einzugsgebiete zu. Statistisch betrachtet sind Moore in sandgeprägten Einzugsgebieten überrepräsentiert (Abb. 18). In den durch Ton und Lehm geprägten Einzugsgebieten ist der Anteil an trockenen Mooren sehr gering. Mit der Korngröße des Bodensubstrats nimmt der Anteil an trockenen Mooren deutlich zu. Auch hierbei ist ein Zusammenhang zwischen Geologie im Einzugsgebiet und dem Wasserhaushalt der Moore anzunehmen.

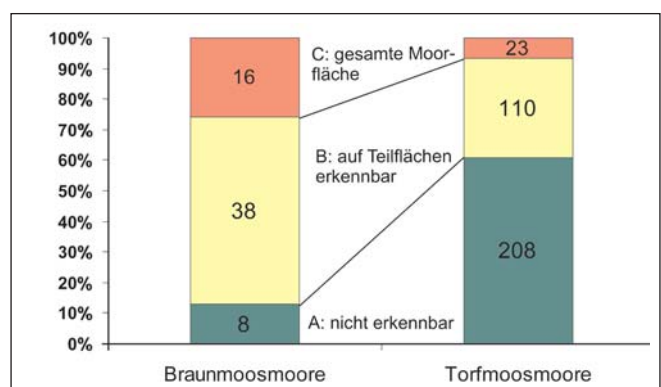
Interessant ist eine Auswertung von Randsumpf- und Quellenzustand bei Kombination beider Standorteigenschaften in einem Ökogramm (Abb. 19): Da, wo Laubwald auf ton- und lehmgeprägten Substraten stockt, existieren fast nur wachsende Moore. Dies ändert sich auch nicht, wenn auf diesen Standorten Kiefern eingemischt sind bzw. vorherrschen. Andererseits bewirkt Laubwaldbestockung auf der gesamten Stand-

ortpalette günstige Moorwachstumsbedingungen. Erst in der Kombination von sandigen Einzugsgebieten mit hohem Kiefernanteil treten vornehmlich trockene Moore auf. Wie gefährdet Moore in Sander- und Tal-sandgebieten gegenüber den heutzutage großräumig und tiefgreifenden Grundwasserabsenkungen (DREGER & MICHELS 2002) sind, zeigt sich im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Abb. 21).

Hier existiert ein Gefälle zwischen nassen Mooren der Endmoräne (Choriner Endmoräne, Grumsiner Forst, Melzower Forst) und den ausgetrockneten Mooren der Schorfheide, für die in den letzten Jahren erheblich sinkende Grundwasserstände prägend sind. Während in den Kerngebieten der Endmoräne die überwiegende Zahl der Moore wassergesättigt sind, nimmt der Anteil trockener Moore nach Südwesten in Richtung Schorfheide-Sander und Eberswalder Urstromtal zu. So sind die Köllnseen westlich von Joachimsthal extrem ausgetrocknet, während einige Moore wie die Hagelsberger Posse in der unmittelbar östlich angrenzenden Endmoräne eine bessere Wasserversorgung aufweisen.

Abb. 17

Anteile der Eutrophierungsstufen bei Braun- und Torfmoosmooren (inklusive ehemalige)



5 Fazit und Blick in die Zukunft

Die hohen Verluste an Braunmoosmooren gehen nicht nur auf Entwässerungsmaßnahmen an Seen, Quellen und Durchströmungsmooren zurück, sondern sind mindestens in gleichem Maße auf Nährstofffrachten aus dem Einzugsgebiet und der Luft, Nährstofffreisetzung durch Moorentwässerung oder durch Düngung infolge einer Wiesennutzung zurückzuführen. Für Torfmoosmoore muss als Ursache für den starken Rückgang natürlicher Moore neben der Entwässerung auch verringerte Wasserspeisung aus dem Einzugsgebiet z. B. in Kiefernforsten genannt werden. Negative Veränderungen durch Nährstoffeinflüsse sind in Torfmoosmooren auch vorhanden, aber weniger auffällig.

Das Überleben naturnaher Basen-Zwischenmoore ist gegenwärtig nicht gewährleistet. Durch umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen kann lediglich der Möllensee bei Lieberose als weitgehend gesichert gelten. Im Moor an den Töpchiner Seen sind noch erhebliche Anstrengungen zur Erhaltung dieses in Teilen noch offenes Basen-Zwischenmoores erforderlich. Der Große Karutz (bei Milersdorf) wird in den nächsten Jahren durch Versauerung als Basen-Zwischenmoor verloren gehen. Diesem Prozess kann und sollte auch nicht entgegengewirkt werden. **Kalk-Zwischenmoore sind praktisch ausgestorben.** Letztes naturnahes Kalk-Zwischenmoor mit typischer Vegetation war das Seechen in der Tangersdorfer Heide (Abb. 20), dass seit Anfang der 1990er Jahre eine starke Gehölzsukzession erlebt (Bukowsky mdl.). Die 19 gestörten Braunmoosmoore sind nur durch anhaltende Pflege in ihrer Vegetationsausprägung zu erhalten. Ein Großteil der gestörten Standorte sind Verlandungsmoore, bei denen trotz intensiver Renaturierungsanstrengungen wenig Aussicht auf die Wiederherstellung natürlich gehölzarter Moorflächen besteht. Eine Ausnahme bilden hier die Schneidenröhrichte. Auf lange Sicht hin ist die Pflege nur erfolgversprechend, wenn die Wasserstände ausreichend hoch sind und keine zusätzlichen Nährstoffeinträge stattfinden. In Quellmooren kann im Bereich von Überrieselungsflächen mit der Erhaltung gehölzarter Vegetationsformen gerechnet werden. Hier sind die Aussichten für die stabile Entwicklung einer Kalk-Zwischenmoorvegeta-

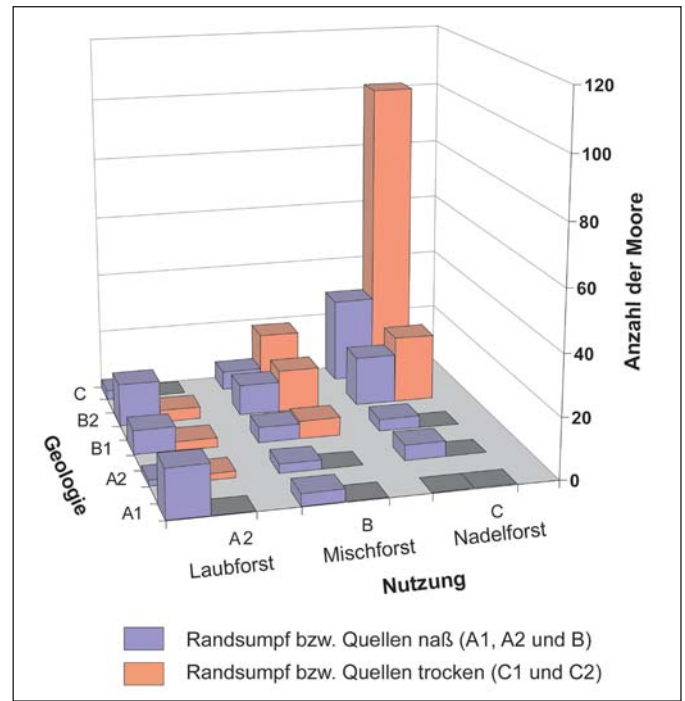
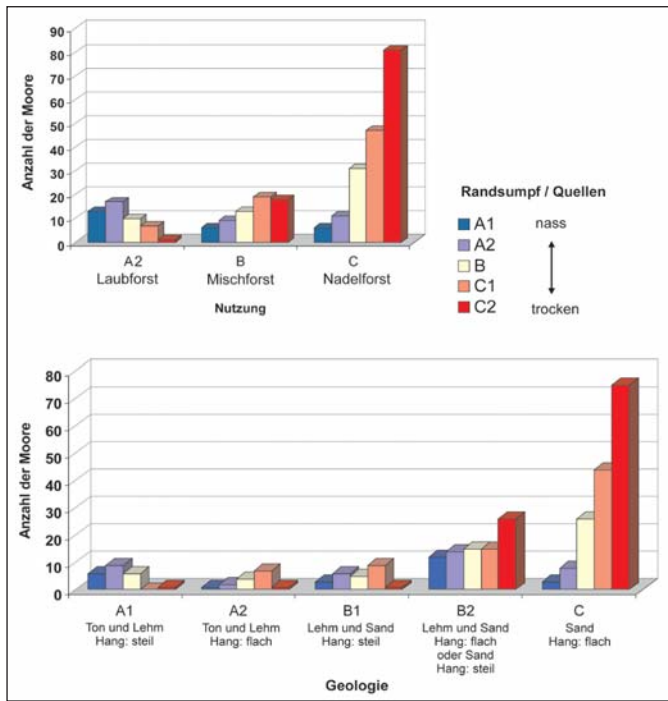


Abb. 18

Zustand von Randsumpf bzw. Quellen in Abhängigkeit von Bestockung und Geologie im oberirdischen Einzugsgebiet (n = 250)

Abb. 19

Zustand von Randsumpf bzw. Quellen in Abhängigkeit von den Standortkombinationen Bestockung und Geologie im oberirdischen Einzugsgebiet (n = 250)

tion bei oberflächennaher Speisung mit kalziumreichem Wasser höher als in Verlandungsmooren. Auf phasenweise oberflächlich austrocknenden Partien wird sich Erlenbruch entwickeln. Dass es in Brandenburg natürlich gehölzfreie Quellmoore gab, zeigen die Ergebnisse der stratigraphischen Untersuchungen von PÄZOLT (1997) am Beesenberg, dem größten brandenburgischen Quellmoor (Ückertal) sowie im Quellmoor bei Atterwasch (Grätz mdl.).

Anders als bei den Basen- und Kalk-Zwischenmooren existieren noch einige Restbestände von naturnahen Sauer-Arm- und Zwischenmooren. Die Zukunftsprognosen sind hier nicht ganz so düster. Aus den vorliegenden Daten wurden für Torfmoosmoore Prognosen erstellt (Tab. 5). Dabei werden folgende Grundannahmen gesetzt:

- die Grundwasserstände in allen großräumigen Grundwasserleitern sind durch den Menschen abgesenkt worden: je höher die Anbindung des Moorwasserhaushaltes, desto wahrscheinlicher ist die Austrocknung des Moores,
- eine natürliche Waldbestockung ist die günstigste Nutzungsform im Mooreinzugsgebiet,
- Der Nährstoffstatus von Mooren ohne den Schutz eines Waldsaumes ist nicht sichergestellt,
- die Prognose für erheblich gestörte und ehemalige Torfmoosmoore (Habitatstrukturen C1 und C2) ist unabhängig von den Standortbedingungen unsicher.

Setzt man die Durchführung der notwendigen Schutzmaßnahmen voraus, könnten in den nächsten Jahren 46 Torfmoosmoore gesichert werden. Ohne weitere Maßnahmen wären lediglich 23 Torfmoosmoore in ihrer Existenz relativ gesichert. Größere Anstren-

gungen sind zur Sicherung von 36 naturnahen Mooren notwendig. Für 459 Torfmoosmoore sind die Erfolgsaussichten von Schutzmaßnahmen schwer kalkulierbar; es sind Moore in Kiefernforsten auf armen Sandböden. Der Erfolg von Maßnahmen wie Waldumbau im Einzugsgebiet und Anstau von Gräben steht im Zusammenhang mit den Möglichkeiten den Grundwasserstand großräumig anzuheben. In den meisten Fällen wird hierfür eine längere Zeitspanne erforderlich sein.

In Mooren mit schwingender Oberfläche bleiben die Habitatstrukturen auch bei sinkenden Grundwasserständen einige Jahre erhalten.

6 Konsequenzen für den Moorschutz

Die Strategie zum Schutz der Braunmoosmoore muss entscheidend verändert werden (THORMANN & LANDGRAF 2007). In dieser Hinsicht sollten zwei Schwerpunkte verfolgt werden:

1. **Auf Verlandungs- und Quellstandorten** muss die **Pflegenutzung** langfristig abgesichert werden. Dazu gehört die

Sicherung der Flächen für den Naturschutz. Entwicklungsziel sollte hier die Erhaltung artenreicher Braunmoosvegetation sein.

2. Für die **Wiederherstellung von Braunmoosmooren auf überrieselten und durchströmten Mooren** sind auch mit technischem Aufwand die notwendigen Standortvoraussetzungen wiederherzustellen. Durch erfolgreiche Renaturierungsprojekte ist bekannt, dass vor allem die Entfernung des verdichteten und vermulmten Oberbodens hohe Renaturierungschancen birgt (MAUERSBERGER 2004). Entwicklungsziel sollten natürlich gehölzarme Braunmoosmoore weitgehend ohne Pflügenutzung sein.

Für den Schutz der Torfmoosmoore ist besonders der standortangepasste Waldumbau im Einzugsgebiet eine große Herausforderung. Zahlreiche Moore werden auch heute noch entwässert. Hier sollte dringend gegengesteuert werden. Eine beachtliche Zahl an Torfmoosmooren sowie einige Braunmoosmoore sind außerdem durch Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet gefährdet, die durch Pufferzonen gemindert oder abgefangen werden müssen.

Abb. 20

Ein gestörtes Kalk-Zwischenmoor mit starkem Erlenaufwuchs ist das Seechen in der Tangersdorfer Heide

Foto: L. Landgraf



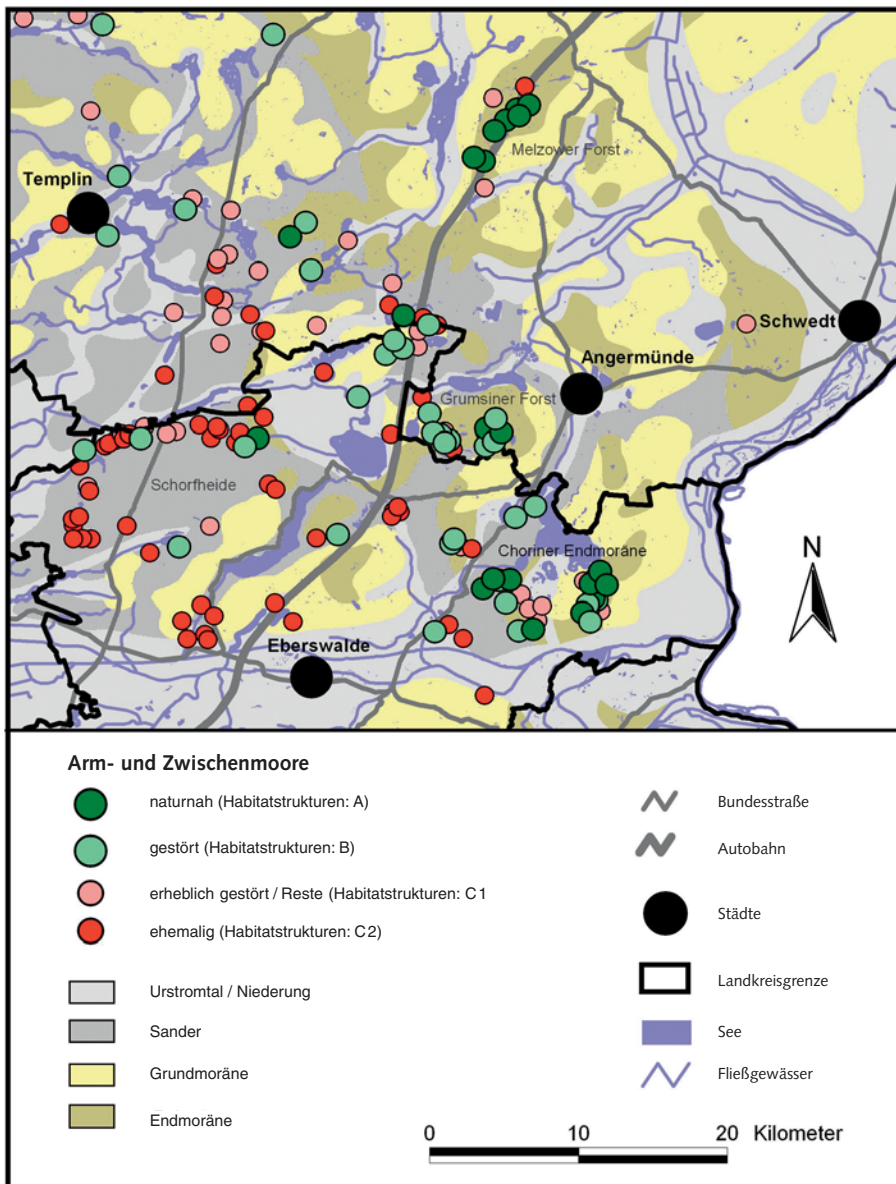


Abb. 21

Lage und Zustand der Arm- und Zwischenmoore im Gebiet des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin

7 Anwendbarkeit des Bewertungssystems

Das vorgestellte Bewertungssystem für Arm- und Zwischenmoore ermöglicht eine zielgerichtete Filterung nach dem Erhaltungszustand (Habitatstrukturen), dem Wert eines Moores für den Artenschutz, und den hauptsächlich auftretenden Beeinträchtigungen „Eutrophierung“ und „Austrocknung“. Für den Nachweis langsamer Veränderungen, wie der schleichenden Eutrophierung von Torfmoosmooren durch „Düngung“ aus der Luft, ist das Erfassungs- und Bewertungssystem zu grob. Hier hilft nur eine feiner skalierte Umweltbeobachtung weiter (LUTHARDT et al. 2006). Die Vorteile der Verwendung des vorgestellten Erfassungs- und Bewertungssystems für Arm- und Zwischenmoore liegen in seiner Einfachheit und somit in den landesweiten Einsatzmöglichkeiten begründet, wodurch schnelle Auswertungen und Maßnahmenentscheidungen möglich sind. Aus dem Vergleich der Einstufung von Rand-

sumpf/Quelle und Habitatstrukturen lassen sich Trends beim Wasserhaushalt ableiten. Die zusätzliche Betrachtung und Bewertung des oberirdischen Einzugsgebietes erlauben ein Erkennen von Gefahrenquellen und Handlungsoptionen. Allerdings können nicht alle wasserhaushaltlichen Einflüsse erfasst und bewertet werden, weil hierbei das unterirdische Einzugsgebiet ausgespart bleibt. So hat z. B. der Möllensee bei Lieberose ein sandgeprägtes oberirdisches Einzugsgebiet mit Kiefernbestockung. Dennoch ist die Wasserspeisung für das Moor aufgrund der hohen Abflusspende im unterirdischen Einzugsgebiet und randlicher Quellspeisungen gesichert. In Brandenburg sind jedoch Arm- und Zwischenmoore mit hohen Durchflussraten aufgrund starker Quellaktivität die Ausnahme. Da das oberirdische Einzugsgebiet in der Regel die Moore vollständig umschließt, können mit der vorgestellten Methode dennoch wesentliche Einflüsse erfasst werden. Das trifft insbesondere für Nährstoffeinträge zu.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Gebietserfassung danke ich den Unteren Naturschutzbehörden, der Forstverwaltung und den Verwaltungen der Großschutzgebiete. Besonderer Dank gilt Frau Ilse Moritz (Landesumweltamt) für die Bearbeitung, Aufbereitung und Verwaltung der Daten.

Literatur

- AD-HOC-AG BODEN 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage Hannover: 438 S.
- BRANDE, A.; HOELZMANN, P. & KLAWITTER, J. 1990: Genese und Paläoökologie eines brandenburgischen Kesselmoores. *Telma* 30: 27-54
- CONWENTZ, H.; DAHL, F.; KOLKOWITZ, R.; SCHROEDER, H.; STOLLER, J. & ULBRICH, E. 1912: Das Plagefenn bei Chorin-Ergebnisse der Durchforschung eines Naturschutzgebietes der Preussischen Forstverwaltung. *Beitr. z. Naturdenkmalpf.* 3
- DREGER, F. & MICHELS, R. 2002: Die Entwicklung der Grundwasserstände in der Schorfheide 1980 - 2000. In: *Funktionen des Waldes in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XV:* 11-15
- DOLL, R. 1982: Das Seechen am Großen Beutel-See bei Templin. *Naturschutzarb. Meckl.* 25: 83-88
- FISCHER, W. 1977: Vegetation und Flora des Naturschutzgebietes Himmelreichsee. In: *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 13 (3): 66-88
- FRIEDRICH, S. 2002: Basen- und Kalkzwischenmoore in Nordostbrandenburg – Zustand und Entwicklungstrends. FH Eberswalde. Diplomarbeit: 151 S.
- FRIEDRICH, S. & LUTHARDT, V. 2003: Basen- und Kalkzwischenmooren in Nordostbrandenburg – Zustandserfassung und Schutzbedarf. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch. ökol.* 37 (3): 113-120
- HAHNE, W. & OTTO, B. 2005: Kartierung von Waldmooren. im Auftrag der Landesforstverwaltung. Ing.-büro RANA Halle. unveröff.
- HEINICKE, T. 2003a: Erfassung aktueller Standorte von Basen- und Kalkzwischenmooren in Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg. unveröff. 38 S.
- HEINICKE, T. 2003b: Basen- und Kalkzwischenmoore in Brandenburg – Zustandserfassung und Schutzbedarf. In: *Umweltdaten 2003. Landesumweltamt Brandenburg:* 86-92
- HUECK, K. 1925: Vegetationsstudien auf brandenburgischen Hochmooren. *Beitr. zur Naturdenkmalpflege, Berlin* 13: 1-229
- HUECK, K. 1937: Der Hechtgiebel bei Glambeck in der Uckermark, ein neues brandenburgisches Naturschutzgebiet. *Naturdenkmalpflege und Naturschutz in Berlin und Brandenburg* 32: 321-324
- HUECK, K. 1953: Deutsches Moorland. *Die Neue Brehmbücherei:* 30 S.
- JESCHKE, L. 1990: Der Einfluss von Klimaschwankungen und Rodungsphasen auf die Moorentwicklung im Mittelalter. *Gleditschia* 18 (1): 115-123
- KLAWITTER, J.; RÄTZEL, S. & SCHAEPE, A. 2002: Gesamtartenliste und Rote Liste der Moose des Landes Brandenburg. *Natursch. Landschaftspf.* Bbg 11 (4) Beilage: 103 S.
- KRAUSCH, H. D. 1958: Natur und Naturschutz im Bezirk Potsdam. *Rat d. Bezirkes Potsdam (Hrsg.) ILN/Institut für Landesforschung und Naturschutz:* 264 S.
- KOSKA, I.; SUCCOW, M. & CLAUSNITZER, U. 2001: Vegetationskundliche Kennzeichnung von Mooren (topische Betrachtung). In: *Succow, M. & JOOSTEN, H. 2001: Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart:* 112-184
- KURT-GILSENBACH, H. 1993: Schorfheide und Choriner Land. *Neumanns Landschaftsführer:* 30-31
- LANDGRAF, L. & KRONE, A. 2002: Wege zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes in Brandenburg. *GW 5:* 435-444
- LANDGRAF, L. & NOTNI, P. 2003: Das Moosfenn bei Potsdam – Langzeitstudie zu Genese und Wasserhaushalt eines brandenburgischen Kesselmoores. *Telma* 34: 123-154
- LINDER-EFFLAND, M. 2002: Vegetation und Stratigraphie von Sphagnum-Mooren in der Jungmoräne Schleswig-Holsteins, Mecklenburg-Vorpommerns und Südjütlands. *Dissertation Universität Kiel:* 173 S.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg) 2003:



Abb. 22

In Laubwaldgebieten dominieren naturnahe Torfmoosmoore – hier mit abgestorbenem Baumbestand als Zeichen eines früheren Hochwassers. Foto: L. Landgraf

Landschaftswasserhaushalt in Brandenburg - Kurzfassung zum Sachstandsbericht mit Konzeption, Projektgruppe Landschaftswasserhaushalt im Auftrag des Ministers für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung: 21 S.
 LUA 2004: Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen. Landesumweltamt Brandenburg: www.mluv.brandenburg.de/cms/detail.php/lbm1.c.2.34908.de
 LUTHARDT, V.; BRAUNER, O.; DREGER, F.; FRIEDRICH, S.; GARBA, H.; HIRSCH, A.-K.; KABUS, T.; KRÜGER, G.; MAUERSBERGER, H.; MEISEL, J.; SCHMIDT, D.; TÄUSCHER, L.; VAHRSON, W.-G.; WITT, B. & ZEIDLER, M. 2006: Methodenkatalog zum Monitoring - Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs, 4. akt. Ausg., FH-Eberswalde, Teil A: 177 S. + Anhang; Teil B 134 S. + Anhang

MAUERSBERGER, R. & MAUERSBERGER, H. 1997: Die Seen im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Dissertation EMAU Greifswald
 MAUERSBERGER, R. 2004: Lehtsee-Niederung. In: Leitfaden zur Renaturierung von Feuchtgebieten in Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg. Studien und Tagungsberichte 50: 124-127
 MECKLENBURG, E. 1955: Die Hochmoore Brandenburgs. In: Die Pflanzenwelt Brandenburgs, MÜLLER-STOLL, W. R. (Hrsg.): 132-144
 MICHAELIS, D. 1998: Standort- und vegetationskundliche Untersuchungen im NSG Plagefenn 1995/1996. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 131: 167-191
 MÜLLER, J. 1996: Beziehung zwischen Vegetationsstrukturen und Wasserhaushalt in Kiefern und Buchenökosystemen. In: 9. Hamburger Forst- und Holznutzungstag 1996 in Eberswalde: Wald im Wandel! Berlin: 112-128
 MÜLLER, J. 2002: Wasserhaushalt von Kiefern- und

Buchen - Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland In: Funktionen des Waldes in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XV: 66-76
 MÜLLER-STOLL, W. R. & GRUHL, K. 1959: Das Moosfenn bei Potsdam, Vegetationsmonographie eines märkischen Naturschutzgebietes. Wiss. Z. Päd. Hs. Potsdam. Math.-Naturw. Reihe 4 (2): 151-180
 NEUBAUER, M. 1960: Vegetationskundliche Untersuchungen an staunassen Standorten am Schwielsee bei Potsdam. Staatsexamenarbeit. PH Potsdam: 119 S. und Anhang
 PASSARGE, H. 1964: Über Pflanzengesellschaften der Moore im Lieberoser Endmoränengebiet. Abh. d. Naturk.- Mus. Görlitz 39 (1): 407-431
 PÄZOLT, J. 1997: Der Beesenberg – Standort und Vegetation eines Quellmoor-Komplexes im Uckertal (Brandenburg). Dipl.-Arbeit EMAU Greifswald
 RISTOW, M.; HERRMANN, A.; ILLIG, H.; KLÄGE, H.-CH.; KLEMM, G.; KUMMER, V.; MACHATZKI, B.; RÄTZEL, S.; SCHWARZ, R. & ZIMMERMANN, F. 2006: Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. Natursch. Landschaftspl. Bbg. 4 (15) Beilage: 163 S.
 SUCCOW, M. 1974: Zur Problematik der Veränderung von Wiesen- und Moorschutzgebieten dargestellt am Beispiel des Naturschutzgebietes Schildow. Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 10 (3): 66-69
 SUCCOW, M. 1977: Schutz und Erhalt von Quellmooren am Beispiel des FND Quellmoor bei Niederfinow (Kreis Eberswalde). Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 13 (3): 66-71
 SUCCOW, M. 1988: Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav Fischer Verl. Jena, 340 S.
 SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. 2001: Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart: 622 S.
 SCHWEINFURTH, G. 1861/62: Versuch einer Vegetationskizze der Umgegend von Straussberg und des Blumenthals bei Berlin. Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 3/4: 91-126
 THORMANN, J. & LANDGRAF, L. 2007: Erhalt und Wiederherstellung kalkreicher Niedermoore Projektbeschreibung und Antrag. Antrag auf Ko-Finanzierung eines EU-LIFE+-Projektes. Landesumweltamt Brandenburg: 67 S.
 TIMMERMANN, T. 1993: Die Meelake – Vegetation und Genese eines Verlandungsmoores in Nordostbrandenburg. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 126: 25-62
 TIMMERMANN, T. 1999: Sphagnum-Moore in Nordostbrandenburg: Stratigraphisch-hydrodynamische Typisierung und Vegetationswandel seit 1923. Dissertationes Botanicae 305 Berlin - Stuttgart: 175 S.
 ULBRICH, E. 1912: Die Pflanzenwelt des Plagefenns. Beitr. Naturdenkmalpf. 3: 52-338.
 ULBRICH, E. 1918: Die nördliche Niederlausitz. Verh. Bot. Verein Prov. Brandenburg 60: 56-106
 ULBRICH, E. 1925: Der Teufelssee und Schulzensee bei Spereberg, zwei märkische Naturschutzgebiete. Teltower Kreisak.: 33-41
 WEISS, S. 1999: Vegetationskundliche Untersuchung des NSG „Luchsee“. Praktikumsbericht. unveröff.: 35 S.
 WOLFF, H. 2004: Neue Pollenanalysen zur Vegetationsgeschichte des Potsdamer Raumes. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 137: 89-106
 WOLTERS, S. 1996: Palynologische Untersuchung zur Vegetationsgeschichte im Bereich der Fercher Berge südwestlich von Potsdam (Langes Fenn bei Kennitzheide). Diplomarbeit am Institut für Ökologie der TU Berlin: 101 S.
 WOLTERS, S. 1999: Spät- und postglaziale Vegetationsentwicklung im Bereich der Fercher Berge südwestlich von Potsdam. Gleditschia 27 (1-2): 25-44
 WOLTERS, S. 2002: Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur spätglazialen und holozänen Landschaftsentwicklung in der Döberitzer Heide (Brandenburg). Dissertationes Botanicae Band 366: 157 S.

Tabelle 5: Entwicklungsprognosen für Torfmoosmoore in Brandenburg (einschließlich ehemaliger) – in Klammern die Anzahl der Moore, für die eine Pufferzone eingerichtet bzw. erweitert werden muss	
Prognose	Anzahl der Torfmoosmoore
Naturnahe Moore - weitgehend gesichert (Habitatstruktur: A, EZG-Geologie: A1 + A2, EZG-Nutzung: A1 + A2, keine weiteren Störungen im EZG)	8 (1)
Naturnahe Moore - wahrscheinlich gesichert (Habitatstruktur: A, EZG-Geologie: B1, EZG-Nutzung: A1 + A2, keine weiteren Störungen im EZG)	2 (0)
Naturnahe Moore - nach Waldumbau und/oder Wasserbau weitgehend gesichert (Habitatstruktur: A, EZG-Geologie: A1 + A2, EZG-Nutzung: A1 + B + C, evtl. Grabenentwässerung, sonst keine weiteren Störungen im EZG)	2 (1)
Naturnahe Moore - nach Waldumbau und/oder Wasserbau wahrscheinlich gesichert (Habitatstruktur: A, EZG-Geologie: B1, EZG-Nutzung: A1 + B + C, evtl. Grabenentwässerung, sonst keine weiteren Störungen im EZG)	8 (3)
Naturnahe Moore - aktuell gesichert, gegenüber großräumigen Grundwasserabsenkungen gefährdet (Habitatstruktur: A, EZG-Geologie: B2, EZG-Nutzung: A1 + A2, keine Grabenentwässerung und keine weiteren Störungen im EZG)	8 (0)
Gestörte Moore - zukünftig ungestörte Entwicklung möglich (Habitatstruktur: B, EZG-Geologie: A1 + A2, EZG-Nutzung: A1 + A2, keine Grabenentwässerung, sonst keine weiteren Störungen im EZG)	5 (0)
Gestörte Moore - nach Waldumbau und/oder Wasserbau weitgehend gesichert (Habitatstruktur: B, EZG-Geologie: A1 + A2, EZG-Nutzung: A1 + B + C und/oder Grabenentwässerung, sonst keine weiteren Störungen im EZG)	6 (1)
Gestörte Moore - nach Waldumbau und/oder Wasserbau wahrscheinlich gesichert (Habitatstruktur: B, EZG-Geologie: B1, EZG-Nutzung: A1 + B + C und/oder Grabenentwässerung, sonst keine weiteren Störungen im EZG)	7 (3)
Σ	46 (9)
Naturnahe Moore gefährdet (Habitatstruktur: A, EZG-Geologie: B2 + C, EZG-Nutzung: alle, Grabenentwässerung oder andere Störungen im EZG)	36 (0)
Moore, deren Entwicklungspotenzial schwer prognostizierbar ist (übrige Moore)	459 (62)

Anschrift des Verfassers:
 Dr. Lukas Landgraf
 Landesumweltamt Brandenburg
 Seeburger Chaussee 2
 14476 Potsdam, OT Groß Glienicke

DIE BIOLOGISCHE GEWÄSSERBEWERTUNG IST NICHT NUR VERPFLICHTENDE AUFGABE NACH EU-WRRL, SIE LIEFERT IM FALL DES MAKROPHYTENINDEX BRANDENBURG EIN INSTRUMENT ZUR TROPHISCHEN BEWERTUNG ALLER BRANDENBURGISCHEN SEEN

JENS PÄZOLT

Der Makrophytenindex Brandenburg – ein Index zur Bewertung von Seen mit Makrophyten

Schlagwörter: Makrophyten, Index, Phosphor, Brandenburg, Untere Makrophytengrenze, Indikatorarten, Seen, Wasserrahmenrichtlinie, MIB

Zusammenfassung

Basierend auf Gewässerkartierungen der Jahre 2005 und 2006, wurde die vom Gesamtphosphor abhängige Artenzusammensetzung und Tiefenausbreitung von Makrophyten in brandenburgischen Seen abgeleitet und ein Index zur Bewertung des Gewässerzustands nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelt. Der Index lehnt sich an den Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)-Index zur Bewertung von Standgewässern an und bewertet anhand des Vergleichs des aktuellen zu einem modellbasierten Referenzzustand. Neben einer Bewertung des Gewässerzustands nach WRRL ist auch die Bestimmung der Gewässertrophie von Seen < 50 ha möglich, womit der Makrophytenindex Brandenburg ein universelles Instrument für die Bewertung der Gewässertrophie von Seen ist.

1 Einleitung

Von der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) wird ein Monitoring von Oberflächengewässern gefordert, dass neben diversen anderen biologischen Qualitätskomponenten (s. RICHTLINIE 2000/60/

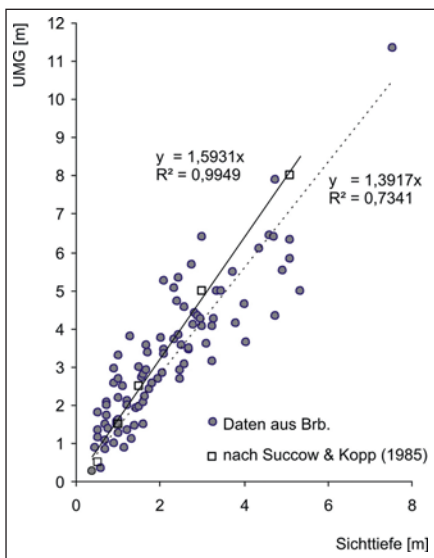


Abb. 2

Zusammenhang zwischen Sichttiefe und Unterer Makrophytengrenze (UMG) für brandenburgische Gewässer (Daten 2000-2006) und nach SUCCOW & KOPP (1985)



Abb. 1

Liepnitzsee, Blick auf die Insel, 2004

Foto: J. Pätzolt

EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES) auch die Bewertung von Seen und Fließgewässern mit Makrophyten beinhaltet. In diesem Rahmen werden seit dem Jahr 2000 in brandenburgischen Seen jährlich die Vorkommen von Makrophyten untersucht. Ziel der Untersuchungen war neben der Erfassung der Makrophyten auch die Entwicklung eines für die Gewässer des Landes Brandenburg gültigen Bewertungsverfahrens. Dafür wurden allein bis zum Jahr 2006 156 brandenburgische Seen kartiert und in den Jahren 2005 und 2006 neben den Makrophyten auch die gewässerchemischen Parameter jedes Sees aufgenommen.

Schritte einer (limnologischen) Bewertung sind die Erfassung validierbarer Daten der Zielgröße(n), die Einstufung des aktuellen Zustands anhand der erhobenen Daten und die aus dem Vergleich dieser Einstufung mit einem gewünschten Zustand (Referenzzustand) abgeleitete Bewertung des Zielobjektes (See). Für die Bewertung von Seen ist der Zusammenhang zwischen den anthropogen bedingten Phosphoreinträgen und der damit verbundenen Verschiebung der Artenzusammensetzung von zentralem Interesse – auch für Makrophyten wurde dieser Zusammenhang beschrieben (z.B. MELZER 1979,

KRAUSE 1984). Dabei bewirken hohe Phosphor-Konzentrationen durch eine Zunahme der Chlorophyll-a-Gehalte geringere Sichttiefen im Gewässer (OECD 1982, LAWA 1998). Diese führen wiederum zu einer Verschiebung der Unteren Makrophytengrenze (UMG) (Abb. 2, MAUERSBERGER & MAUERSBERGER 1996) und damit zu einer Einschränkung der potenziell besiedelbaren Makrophytenfläche und zur Artverschiebung im Gewässer. Da der Phosphor in diesem Zusammenhang nicht nur wichtiger limitierender Faktor, sondern auch eine relevante Bewirtschaftungsgröße im Sinne der WRRL ist, wird die Bewertung der phosphorbasierten Trophie des Gewässers anhand der Makrophyten als Ziel verfolgt und ein dementsprechend ausgerichtetes Bewertungsverfahren entwickelt.

Der Makrophytenindex Brandenburg (MIB) greift die dargestellten Zusammenhänge auf und vergleicht den aktuellen, auf seerinternen Phosphor-Konzentrationen basierenden Zustand anhand von Zusammensetzung und Tiefenausbreitung der Makrophyten, mit einem typspezifischen Referenzzustand der Seen und bewertet die Unterschiede. Basis der Bewertung ist der enge Zusammenhang zwischen der Zusammensetzung der Makro-

phyten, der Unteren Makrophytengrenze und den Phosphorkonzentrationen im Gewässer. Dementsprechend lässt sich mit dem Makrophytenindex nicht nur der Zustand der Seen nach EU-WRRL beurteilen, sondern auch objektive Aussagen des Erhaltungszustands nach Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Richtlinie und des trophischen Zustands der Seen gewinnen. In Kombination mit einem langfristigen Monitoring der Makrophyten liefert der Index Informationen zu Trends der Gewässerentwicklung und ist wichtige Basis für die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands, die immer eine Verringerung der Phosphor-Konzentration im Gewässer bewirken sollen (Abb. 2).

2 Erfassungsmethoden für Makrophyten

Die Erfassung von Makrophyten kann generell nach zwei Methoden erfolgen. Einerseits ist eine komplette Kartierung des Gewässers möglich. Dabei wird ein relativ vollständiger Überblick zur Artenzusammensetzung gewonnen. Es ist allerdings schwer möglich, Verschiebungen im Deckungsgrad der Makrophyten und Verschiebungen der Unteren Makrophytengrenze räumlich so genau zu dokumentieren, dass Veränderungen bei Wiederholungskartierungen feststellbar sind. Zudem ist ebenfalls unklar, wie die Schwankungen der Unteren Makrophytengrenze und die Gesamtartenzusammensetzung des Gewässers zu einer feinskaligen und differenzierten Bewertungsmethodik zusammengefasst werden können.

Uferlänge (km)	Transekztzahl
< 2	4
2 bis <6	5
6 bis <12	6
12 bis <20	7
20 bis <30	8
30 bis <42	9
42 bis <56	10

Die Transektmethode als Alternative zur vollständigen Kartierung des Gewässers hat den Nachteil, dass meist nur ein oder mehrere relativ kleine Ausschnitte des Gewässers betrachtet werden. Es steht also die Frage nach der Repräsentativität der kartierten Abschnitte für das gesamte Gewässer (VAN DE WEYER et al. 2007). Die Transektmethode hat den Vorteil einer einfachen räumlichen Verortung der Untersuchungspunkte und der geringeren zeitlichen und finanziellen Aufwendungen für die Kartierung. Wird die Frage nach der für eine repräsentative Aussage notwendigen Anzahl von Transekten pro See zufriedenstellend beantwortet, sollte diese Methode ausreichend geeignet sein. Für das hier vorgestellte Verfahren wurde der Ansatz verfolgt, mit zunehmender Uferlänge des Gewässers auch die Anzahl zu kartierender Transekte zu erhöhen (Tab. 1). Ein höheres Maß an Repräsentativität wird

durch Kartierung eines beidseitig zur Transektlinie (zwischen Anfangs- und Endpunkt) verlaufenden 10 m breiten Streifens gewährleistet. Die räumliche Festlegung der Transekte eines Gewässers erfolgt zunächst am Luftbild vom Ufer in Richtung Seemitte, wobei möglichst alle Buchten des Sees mit einem Transekt zu belegen sind (eine nachträgliche Verlegung von Transekten ist ggf. vor Ort vorzunehmen). Bei der Erstkartierung werden die Transekte in jeweils bezüglich Wassertiefe und Länge variable Abschnitte unterteilt, die basierend auf homogenen Vegetationseinheiten abzugrenzen sind.

Für jeden Abschnitt des Transektes werden die Deckungsgrade aller auftretenden Makrophyten nach der Skala von Londo (1976) geschätzt. Zudem werden Informationen der im jeweiligen Abschnitt auftretenden Sedimente, der Sedimentauflagen und möglichen Besonderheiten kartiert, die aber lediglich informativen Charakter haben. Sehr wichtige Erfassungsparameter sind die Wassertiefen am jeweiligen Ende der Abschnitte und die Entfernung dieses Punktes vom Ufer. Die Tiefe am Ende des in Richtung Seemitte letzten Abschnittes mit homogener Vegetation ist die Untere Makrophytengrenze (UMG). Sie entspricht nicht der maximalen UMG (letztes Vorkommen einzelner Pflanzenarten). Für das Wiederauffinden des Transektes werden dessen Anfangspunkt am Seeufer (bei dichten Röhrichtgürteln auch die Grenze des Röhrichtbereiches in Richtung Freiwasser) und das Ende des Transektes mittels GNSS (Global Navigation Satellite System) markiert und die Marschrichtungszahl der Transektausrichtung bestimmt.

Wiederholungskartierungen sind, unabhängig von der möglicherweise aufgetretenen Vegetationsverschiebung, innerhalb der mittels GNSS wieder aufzufindenden Transekt-punkte, in den Abschnitten der ersten Kartierung vorzunehmen. Ausnahme hiervon ist

der letzte Abschnitt bis zur ggf. verschobenen Unteren Makrophytengrenze, der mit der Entfernung vom Ufer und der Tiefe am Abschnittsende neu aufzunehmen ist.

3 Indikatorwert der Arten

Vor der Ableitung des Makrophytenindex muss die Wertigkeit der Indikatorfunktion der Makrophyten für die mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP-Konzentration) geprüft werden. Zunächst wurde mit einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) getestet, ob und in welchem Maße die auftretenden Varianzen der Makrophyten und ihre Häufigkeit im Gewässer durch die Variabilität der Gesamt-Phosphor-Konzentration erklärbar sind. Dazu wurde das Vorkommen der Arten entlang des Phosphor-Gradienten abgebildet und festgestellt, dass 12 % der erklärbaren Art- und Häufigkeitsvarianzen auf die Schwankungen der TP-Konzentration zurückzuführen sind. Das ist nicht sehr viel und verdeutlicht, dass eine präzise Einschätzung des Gewässerzustands nicht ausschließlich auf Basis der Arten und ihrer Dominanzen erfolgen kann. Weitere Parameter wie z. B. die Untere Makrophytengrenze sind dementsprechend in einen Makrophyten-Index einzubeziehen.

In einem weiteren Schritt wurde die minimale und maximale mittlere TP-Konzentration, bei der jede Art (Deckung > 5 %) in den untersuchten Gewässern vorkommt, ausgewählt (Abb. 3). Damit lässt sich die Spanne der Verbreitung der Arten in Bezug zum Gesamt-Phosphor der Seen beschreiben. Unterscheiden lassen sich 4 Artengruppen:

1. Arten mit geringer Toleranz gegenüber hohen und mittleren TP-Konzentrationen. Sie sind lediglich bei Konzentrationen von weniger als 0,04 mg/l im Gewässer zu finden. Dazu gehören: *Chara rudis* (Furchen-

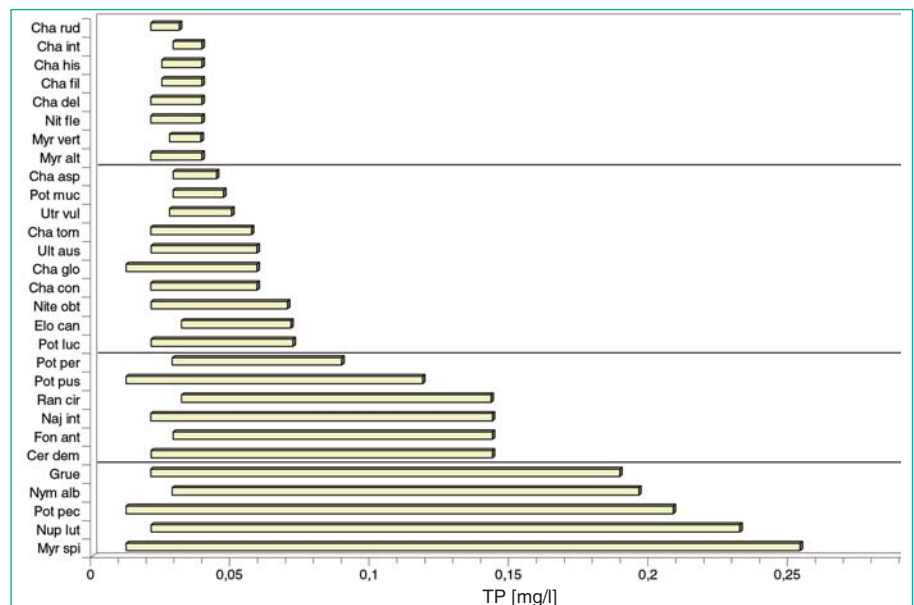


Abb. 3

Vorkommen ausgewählter Makrophyten (Summe der Transektdeckungen je See > 5 %) im Verhältnis zur mittleren TP-Konzentration (vollständige Artenamen siehe Tab. 2)

stachelige Armleuchteralge), *Chara hispida* (Steifhaarige Armleuchteralge), *Ch. filiformis* (Faden-Armleuchteralge), *Ch. virgata* (Feine Armleuchteralge), *Ch. intermedia* (Kurzstachelige Armleuchteralge), *Nitella flexilis* (Biegsame Glanzleuchteralge), *Myriophyllum alterniflorum* (Wechselblütiges Tausendblatt), *Myriophyllum verticillatum* (Quirl-Tausendblatt).

2. Arten mit Vorkommen bei niedrigen und mittleren TP-Konzentrationen: *Chara aspera* (Rauhe Armleuchteralge), *Potamogeton mucronatus* (Stachelspitziges Laichkraut), *Utricularia vulgaris* (Gemeiner Wasserschlauch), *Ch. tomentosa* (Hornblättrige Armleuchteralge), *Utricularia australis* (Südlicher Wasserschlauch), *Ch. globularis* (Zerbrechliche Armleuchteralge), *Ch. contraria* (Gegensätzliche Armleuchteralge), *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armleuchteralge), *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest), *Potamogeton lucens* (Spiegelndes Laichkraut). Diese haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in oligo- und mesotrophen Gewässern, können aber auch bis in den schwach eutrophen Bereich (e1) vorkommen.
3. Arten der meso- bis hocheutrophen Gewässer, die auch bei deutlich höheren TP-Konzentrationen vorkommen, als die Artengruppen 1 und 2: *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut), *P. pusillus* (Zwerg-Laichkraut), *Ranunculus circinatus* (Spreizender Wasserhahnenfuß), *Najas marina ssp. intermedia* (Großes Nixkraut), *Fontinalis antipyretica* (Gemeines Quellmoos), *Ceratophyllum demersum* (Gemeines Hornblatt).
4. Arten mit sehr weiter Toleranzspanne gegenüber den mittleren TP-Konzentrationen: *Nymphaea alba* (Weiße Seerose), *Potamogeton pectinatus* (Kamm-Laichkraut), *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose), *Myriophyllum spicatum* (Ähren-Tausendblatt) und nicht weiter differenzierte Gruppe fädiger Grünalgen.

Die ökologische Toleranz gegenüber der TP-Konzentration steigt von der Artengruppe 1 zur Artengruppe 4. Für die Indikation niedriger TP-Konzentrationen kann die Artengruppe 1 sehr gut verwendet werden. Allerdings können hohe TP-Konzentrationen durch Makrophyten nicht direkt indiziert werden, da es keine diesbezüglich stenöken Arten gibt. Die Ausweisung von negativen Indikatorarten (SCHAUMBURG et al. 2007) ist dementsprechend für die Bewertung brandenburgischer Seen nicht Ziel führend. Allerdings lassen sich durch den Ausfall meso- trophenter Arten höhere Trophiegrade indirekt indizieren. Einschränkend muss auf die niedrige Zahl untersuchter Seen im nährstoffarmen Bereich hingewiesen werden (lediglich ein See wurde nach LAWA (1998) als oligotroph eingestuft), womit die minimale TP-Konzentration, bei der Arten noch vorkommen, in einigen Fällen auf Basis weiterer Daten nach unten korrigiert werden muss.

4 Der Makrophyten-Index Brandenburg (MIB)

Mit dem Makrophyten-Index Brandenburg kann die aktuelle Trophie von natürlichen und künstlichen Seen eingestuft werden. Bestandteil des MIB ist das Modul „Teilindex Untere Makrophytengrenze“, welches mit dem geringer gewichteten Modul „Teilindex Arten“ kombiniert wird. Die Module und ihre jeweilige Gewichtung wurden statistisch aus den Makrophytenkartierungen der Jahre 2005, 2006 und der ebenfalls in den Seen vorgenommenen Wasseranalytik abgeleitet (Basis waren Daten aus 56 brandenburgischen Seen, deren mittlere TP-Konzentrationen zwischen 0,012 und 0,343 mg/l lagen). Zunächst allerdings zum Modul „Teilindex Arten“. Nachdem die zumindest teilweise Indikatorfunktion von Makrophyten bezüglich der TP-Konzentration nachgewiesen wurde (siehe 3.), ist diese für eine Verrechnung in einem Index in Wert zu setzen. Dazu ist zunächst die Transformation der prozentual geschätzten Abschnittsdeckungen der Arten auf Transektdeckungen (siehe Gleichung 3.1, Abb. 4) erforderlich. Dadurch werden die Dominanzverhältnisse der Abschnitte eines Transektes repräsentativ widerspiegelt und hohe Deckungen von Arten in kurzen Abschnitten nicht zuungunsten geringer Artdeckungen in langen Abschnitten Übergewichtet. Wenn z. B. Transekt 5 (Tab. 6) des Liepnitzsees mit 30 m Gesamt-

länge aus zwei Abschnitten mit 7,5 % *Ceratophyllum demersum* im ersten Abschnitt von 4 m Länge und mit 12,5 % im zweiten, 26 m langen Abschnitt besteht, ergeben sich bewertungsrelevante Transektdeckungen der Arten von 1 % und 10,8 %. Nach Transformation der Abschnitts- zu Transektdeckungen erfolgt die Transformation der Summe der Transektdeckungen der Arten zu Deckungs-Dominanzwerten (Gleichung 3.2, Abb. 4), wodurch der relative Anteil der art-spezifischen Deckung an der Gesamtdeckung aller Makrophyten des Gewässers (Summe der Transektdeckungen aller kartierten Transekte eines kartierten Sees) ermittelt wird und die Vergleichbarkeit von Transekten oder Seen untereinander gewährleistet ist (s. SCHÖNFELDER 1997).

Aus den Deckungs-Dominanzwerten und den logarithmierten mittleren TP-Konzentrationen der untersuchten Seen wurden durch gewichtete Mittelwertbildung die In-TP-Optima der Arten abgeleitet (TER BRAAK & VAN DAMM 1989, SCHÖNFELDER 1997), welche die theoretisch optimale TP-Konzentration mit den höchsten zu erwartenden Art-dominanzen ist (Tab. 2).

Je kleiner der Toleranzbereich einer Art, desto präziser ist ihre Funktion als Bioindikator (s. o.). Insofern ist neben dem Optimum auch ein Maß für die Größe des Toleranzbereiches als Wichtungsfaktor zu verwenden. Hier eignet sich die Standardabweichung vom In-TP-Optimum, die nach TER BRAAK &

1. Makrophyten-Index Brandenburg (MIB):

$$MIB = ((I_{UMG} \cdot 0,6) + (I_{Arten} \cdot 0,4)) \cdot a + b$$

(für geschichtete Seen: a=0,596, b=4,3049; für ungeschichtete Seen und Kleinseen: a=0,7484, b=5,3602)

2. Teilindex Untere Makrophytengrenze (I_{UMG}):

$$I_{UMG} = \frac{UMG[m] + 2,3496}{-2,0294}$$

(UMG[m]=Untere Makrophytengrenze in Metern)

3. Teilindex Arten (I_{Arten}):

$$I_{Arten} = \left(\frac{\sum_{k=1}^m TD_{k,i} \cdot W_k \cdot \ln TPOptimum}{\sum_{k=1}^m TD_{k,i} \cdot W_k} + 1,6193 \right) \cdot \frac{1}{0,4351}$$

($TD_{k,i}$ =Dominanzwerte der Taxa (k) eines Untersuchungsgewässers mit i=Deckungen, W_k =Gewichtungsfaktor für die arttypische Phosphor-Stenökologie, $\ln TPOptimum$ =Logarithmus der arttypischen TP-Optima)

3.1 Transformation der Abschnitts- in Transektdeckungen:

$$TD[\%] = \frac{AL[m]}{TL[m]} \cdot AD[\%]$$

($TD[\%]$ = Transektdeckung eines Taxon in Prozent, $AD[\%]$ =Abschnittsdeckung eines Taxon in Prozent, $TL[m]$ =Transektlänge in Metern, $AL[m]$ =Länge des Abschnittes mit Vorkommen des Taxon in Metern)

3.2 Transformation der Transektdeckungen in Deckungs-Dominanzwerte:

$$TD_{k,i} = \frac{\sum TD[\%]_{k,i}}{\sum TD[\%]_i}$$

($\sum TD[\%]_{k,i}$ =Summe aller Transektdeckungen eines Taxon eines Untersuchungsgewässers, $\sum TD[\%]_i$ =Summe der Transektdeckungen aller Taxa eines Untersuchungsgewässers)

Abb. 4

Formeln zur Ermittlung der aktuellen Gewässertrophie mit Makrophyten

Tabelle 2: In TP Optima (natürlicher Logarithmus der optimalen Gesamtphosphorkonzentration) der und toleranzbezogene Wichtungsfaktoren (Wk) der Makrophyten

Taxa	Abkürzung	ln TP Optima	W _k	berücksichtigte Vorkommen
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cer dem	-2,75	0,38	37
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	Cer sub	-1,99	0,68	2
<i>Chara aspera</i> WILLD.	Cha asp	-3,36	0,38	4
<i>Chara contraria</i> BRAUN ex KÜTZ.	Cha con	-3,33	0,57	12
<i>Chara virgata</i> KÜTZ.	Cha del	-3,59	0,66	8
<i>Chara filiformis</i> HERTZ.	Cha fil	-3,41	0,66	7
<i>Chara globularis</i> THUILL.	Cha glo	-3,69	0,24	25
<i>Chara hispida</i> L.	Cha his	-3,44	0,69	5
<i>Chara intermedia</i> BRAUN	Cha int	-3,43	0,72	5
<i>Chara polyacantha</i> BRAUN	Cha pol	-2,89	0,65	2
<i>Chara rudis</i> (BRAUN) Leonh.	Cha rud	-3,60	0,66	7
<i>Chara tomentosa</i> L.	Cha tom	-3,30	0,55	11
<i>Cyanophyta</i>	Blau	-2,15	0,17	21
<i>Elodea canadensis</i> MICH.	Elo can	-3,05	0,55	19
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Fon ant	-2,60	0,44	24
fädige Grünalgen	Grue	-2,45	0,13	33
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	Myr alt	-3,44	0,62	4
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myr spi	-2,72	0,16	35
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	Myr vert	-3,42	0,76	4
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	Naj int	-2,84	0,31	22
<i>Nitella flexilis</i> AGARDH	Nit fle	-3,63	0,69	6
<i>Nitellopsis obtusa</i> GROVES	Nite obt	-3,37	0,49	25
<i>Nuphar lutea</i> L.	Nup lut	-2,02	0,30	33
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nym alb	-2,82	0,30	17
<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEB.	Pot ber	-3,18	0,83	3
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Pot cris	-3,16	0,39	15
<i>Potamogeton filiformis</i> PERS.	Pot fil	-3,03	0,89	2
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Pot luc	-3,19	0,41	13
<i>Potamogeton mucronatus</i>	Pot muc	-3,08	0,36	8
<i>Potamogeton natans</i> L.	Pot nat	-3,40	0,71	6
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Pot pec	-3,64	0,12	31
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Pot per	-2,96	0,54	21
<i>Potamogeton puillus</i> L.	Pot pus	-3,38	0,33	12
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTH.	Ran cir	-2,78	0,42	26
<i>Stratiotes aloides</i> L.	Str alo	-3,17	0,34	3
<i>Utricularia australis</i> R. BR.	Ult aus	-3,25	0,48	7
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	Utr vul	-3,12	0,69	4
<i>Vaucheria</i> ssp.	Vau	-3,25	0,43	2

VAN DAMM (1989) in der Form $1/(t)^2$ als Wichtungsfaktor WK in den Teilindex Arten (Gleichung 3, Abb. 4) eingeht (s. Tab. 2). Der Teilindex Arten (Gleichung 3, Abb. 4) integriert schließlich die relativen Deckungen der Arten, ihre jeweiligen ln-TP-Optima und Wichtungen ihres Toleranzbereiches und ist damit ein Maß für die TP-Konzentration im Gewässer. Der Vergleich zwischen dem Teilindex Arten und den gemessenen TP-Konzentrationen bestätigt den bereits angedeuteten mäßigen Zusammenhang zwischen beiden (Abb. 5).

Der zweite Bestandteil des MIB ist der Teilindex UMG, der aus der gemittelten Unteren Makrophytengrenze aller Transekte eines Sees und für jeden Transekt berechnet wird (Gl. 2, Abb. 4). Die UMG ist ein signifikantes Maß für die Sichttiefe im Gewässer (s. Abb. 2) und integriert die sie beeinflussenden Faktoren wie z. B. Chlorophyll-a-Konzentration und Trübung durch Kalziumkarbonat-Fällungen oder Huminsäure-Gehalte, wobei ersterer meist dominiert. In den brandenburgischen Seen besteht ein signifikanter und enger Zusammenhang zur TP-Konzentration (Abb. 5).

Die Integration beider Indizes zum MIB verlangt eine Prüfung der jeweiligen Gewichtung der Teilindizes, was mit einfachen Kor-

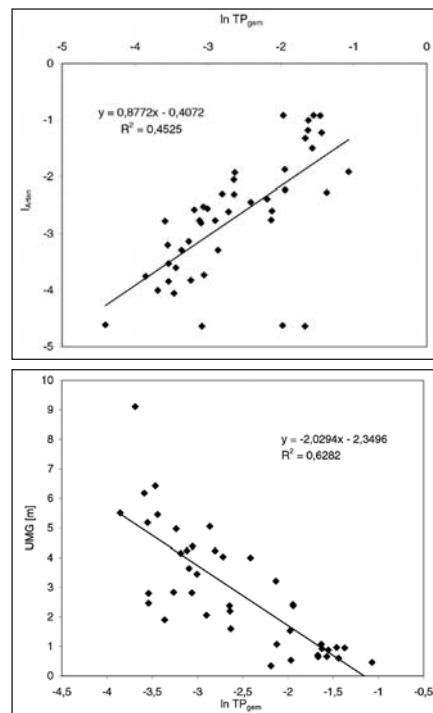


Abb. 5

Zusammenhang zwischen den I_{Arten} bzw. der UMG und dem Logarithmus der gemessenen mittleren TP-Konzentration ($\ln TP_{gem}$)

Tabelle 3: Korrelationskoeffizienten (R n. Spearman) für die Teilmodule I_{Arten} und I_{UMG} und Kombinationen aus beiden in Abhängigkeit von der gemessenen, logarithmierten TP-Konzentration ($\ln TP_{gem}$) der Seen.

	R
I_{Arten}	0,68
I_{UMG}	0,72
$I_{MIB}=(I_{UMG} \times 0,8 + I_{Arten} \times 0,2)$	0,78
$I_{MIB}=(I_{UMG} \times 0,9 + I_{Arten} \times 0,1)$	0,74
$I_{MIB}=(I_{UMG} \times 0,2 + I_{Arten} \times 0,8)$	0,74
$I_{MIB}=(I_{UMG} \times 0,6 + I_{Arten} \times 0,4)$	0,80

Tabelle 4: Trophiegrade, Abkürzungen (Abk.) und Index-Werte des MIB

Trophie	Abk.	Index-Wert
oligotroph	o	bis 1,5
mesotroph1	m1	bis 2,0
mesotroph2	m2	bis 2,5
eutroph1	e1	bis 3,0
eutroph2	e2	bis 3,5
polytroph1	p1	bis 4,0
polytroph2	p2	ab 4,1

relationen belegt wurde (Tab. 3). Zunächst wurde der Wert des Regressionskoeffizienten aus den Regressionen zwischen der TP-Konzentration und den Teilindizes Arten bzw. UMG als Maß für die Gewichtung beider Indizes verwendet (0,6 für den I_{UMG} und 0,4 für den I_{Arten} , Abb. 5) und weitere Gewichtungsfaktoren geprüft. Der statistisch engste Zusammenhang ergibt sich bei Verwendung der Gewichtungsfaktoren 0,6 für das Modul Teilindex UMG und 0,4 für das Modul Teilindex Arten (Abb. 6, Tab. 3).

Die Skalierung des MIB entspricht dem LAWA-Trophieindex, womit die abschließende Zuordnung der Indexwerte des MIB zu Trophiegraden sehr einfach nach LAWA (1998) erfolgen kann (Tab. 4). Es wird dem LAWA-Trophieindex folgend zwischen einem MIB für geschichtete und ungeschichtete bzw. kleine Seen unterschieden (Gl. 1, Abb. 4). Für die typbezogene Bewertung nach WRRL werden die Typen kalkreicher, geschichteter Flachlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet (Typ 10) und kalkreicher, geschichteter Flachlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet (Typ 13) mit dem MIB für geschichtete Seen eingestuft. Für Ungeschichtete Seen der Typen kalkreicher, ungeschichteter Flachlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet und einer Verweilzeit >30 Tage (Typ 11), kalkreicher, ungeschichteter Flach-

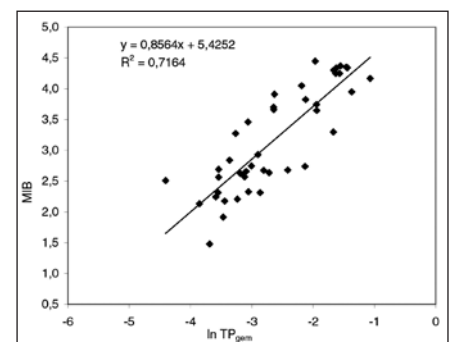


Abb. 6

Validierung des MIB an den mittleren TP-Konzentrationen (logarithmiert)

Tabelle 7: Transformierte Transektdeckungen vom Liepnitzsee

Transekt	1		2		3			4				5		6				7					8				
	a	b	c	d	a	b	c	a	b	c	d	a	b	a	b	c	d	a	b	c	d	e	a	b			
<i>Carex gracilis</i>	8,9						3,7																		2,1		
<i>Schoenoplectus lacustris</i>																									11,1	1,4	
<i>Typha angustifolium</i>													2,7														
<i>Phragmites australis</i>							14,8	0,3		36,1				10,7		11						11,3	0,6				
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,05	1,7	4,5	4,0		4,3	0,4	1,1	20	1,5	5,2	18,1	2,3	1	10,8	0,2	3,6	21,8	3,2		0,3	1,1		38,3	2,0	0,1	9,0
<i>Chara contraria</i>	0,2																									0,6	
<i>Chara globularis</i>								0,3																		0,6	1,4
<i>Elodea canadensis</i>	0,2	0,1	4,5	0,6								0,4	0,4														2,9
<i>Fontinalis antipyretica</i>	0,05					1,2																					
Grünalgen	0,2	0,7					0,2	0,4		0,4				0,3	2,6	0,1	1,5				0,2						0,8
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0,05	2,8	17,3			1,2				0,7	1,9					0,06	3,6	1,8			0,3	0,3	2,9	4,9		0,6	5,4
<i>Potamogeton bertholdii</i>	0,2	4,5	2,7		0,2	1,2																					
<i>Ranunculus circinatus</i>		9,1	17,3	0,6		2,3			13,3			0,4	0,4				29	0,5	0,6		0,07	10	1,6				2,9
<i>Myriophyllum verticillatum</i>							0,4	1,9	5																		
<i>Nitellopsis obtusa</i>							0,07	1,3		0,1	0,4			3,5							0,08	0,3					0,4
<i>Nuphar lutea</i>													0,4		1,9						6,8						
<i>Potamogeton filiformis</i>																						0,07					
<i>Potamogeton mucronatus</i>											0,09																
<i>Potamogeton pectinatus</i>		0,9														19,4											
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,05				0,2									1,7													0,6
<i>Potamogeton pusillus</i>																											0,6

Tabelle 8: Deckungsdominanzwerte und daraus resultierende Bewertung des Liepnitzsees

Arten	Transekte							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,14	0,41	0,48	0,84	0,58	0,33	0,60	0,36
<i>Chara contraria</i>	0,003							0,02
<i>Chara globularis</i>			0,01					0,08
<i>Elodea canadensis</i>	0,08			0,02				0,11
<i>Fontinalis antipyretica</i>	0,001	0,11						
Grünalgen	0,01		0,01	0,01	0,14	0,02	0,00	0,03
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0,28	0,11		0,08		0,06	0,12	0,23
<i>Myriophyllum verticillatum</i>		0,16						
<i>Nitellopsis obtusa</i>		0,03	0,02	0,17		0,01	0,01	
<i>Nuphar lutea</i>				0,02	0,02	0,10		
<i>Potamogeton bertholdii</i>	0,10	0,13						
<i>Potamogeton filiformis</i>						0,001		
<i>Potamogeton mucronatus</i>			0,003					
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,01					0,22		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,001	0,02			0,09			0,02
<i>Potamogeton pusillus</i>								0,02
<i>Ranunculus circinatus</i>	0,37	0,22	0,30	0,02		0,35	0,17	0,11
Bewertung								
IArten	-2,92	-2,83	-3,09	-2,65	-2,91	-2,76	-2,48	-2,96
UMG [m]	6,3	6,3	6,7	6,7	7	5,5	6,4	6,2
IUMG	-4,26	-4,26	-4,46	-4,46	-4,61	-3,87	-4,31	-4,21
MIB g (Transekte)	2,1	2,1	2	2,1	2	2,3	2,2	2,1
MIB g (See)	2,1							

der Liepnitzsee zwar noch mit gut bewertet wurde, der Index allerdings im Grenzbereich zum mäßigen Zustand liegt (siehe Tab. 5).

6 Grenzen des Verfahrens

Die Einstufung der aktuellen Gewässertrophie mit dem Makrophyten-Index Brandenburg ist nur dann sinnvoll, wenn die Transektdeckung aller vorkommenden Arten mehr als 5 % beträgt oder mehr als drei Makrophytenarten entlang aller Transekte eines Sees kartiert wurden. Für die Bewertung sind ausschließlich Arten zu verwenden, die in Tab. 2 mit In-TP-Optima und Toleranzgewichtungen versehen sind. Geprüft wurde der Index für Seen im kalkreichen, neutralen bis subneutralen pH-Bereich des norddeutschen Flachlandes (Ökoregionen 13 & 14, nach EU-WRRL).

Danksagung

Basis dieses Bewertungsverfahrens sind umfangreiche Makrophytenkartierungen, die im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg von Tauchteams der Limnologischen Station der Technischen Universität Iffeldorf, dem Büro lanaplan GbR und von der Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e. V. vorgenommen wurden. Den Kartierern sei an dieser Stelle gedankt. Herzlichen Dank auch an Jörg Schönfelder, der diesem Beitrag manch anregende Idee beigesteuert hat.

Literatur

KRAUSE, W. 1981: Characeen als Bioindikatoren für den Gewässerzustand. *Limnologica*. 13/2: 399-418
 LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1998: „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. 74 S.

LONDO, G. 1975: „Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten“. In: SCHMIDT, W. (Red.): „Sukzessionsforschung“. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1973: 613-617
 MAUERSBERGER, H. & MAUERSBERGER, R. 1996: Die Seen des Biosphärenreservats „Schorfheide-Chorin“ – eine ökologische Studie. Diss. E.-M.-Arndt-Universität Greifswald. 742 S.
 MELZER, A. 1979: Bioindikation der Osterseen – Eutrophierung. Ber. d. Akad. f. Naturschutz 3/79: 134-154
 OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) 1982: Eutrophication of waters – Monitoring, Assessment and Control. Paris. 154 S.
 RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTES UND DES RATES 2000: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften. 22.12.2000. 72 S.
 SCHÖNFELDER, I. 1997: Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. Diss. Botanicae Bd. 283. 148 S.
 SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; STELZER, D. & HOFMANN, G. 2007: Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Stand Februar 2007. Bayer. Landesamt f. Umwelt. 75 S.
 SCHÖNFELDER, J. (Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg) 2005: Typspezifische Referenzbedingungen und höchstes ökologisches Potenzial. In: LUA Brandenburg: Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bericht zur Bestandsaufnahme für das Land Brandenburg (C-Bericht): 36-39
 SUCCOW, M. & KOPP, D. 1985: Seen als Naturraumtypen. *Petermanns Geograph. Mitt.* 3: 161-170
 TER BRAAK, C.F.J. & VAN DAM, H. 1989: Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223
 VAN DE WEYER, K.; NIENHAUS, I.; TIGGERS, P.; HUSSNER, A. & HAMANN, U. 2007: Eine einfache und kosteneffiziente Methode zur flächenhaften Erfassung von submersen Makrophyten in Seen. *Wasser und Abfall* 1-2: 20-22

Anschrift des Verfassers:

Dr. Jens Pätzolt
 Landesumweltamt Brandenburg
 Seeburger Chaussee 1
 14476 Potsdam, OT Groß Glienicke

AN MITTELEUROPÄISCHEN SEEN, WIE AUCH AN SEEN UM DIE STADT BRANDENBURG AN DER HAVEL IST EIN SUKZESSIVER RÜCKGANG DER RÖHRICHTBESTÄNDE FESTZUSTELLEN.

DIESE ENTWICKLUNG KONNTE ANHAND DER AUSWERTUNG VON LUFTBILDERN ERFASST WERDEN.

FRANZISKA DÖRING, FRANZISKA HÖLZEL

Dokumentation der Entwicklung von Schilfröhrichten an Seen der Stadt Brandenburg an der Havel (1944-2003) durch Einsatz von GIS zur Luftbildauswertung

Schlagwörter: Röhricht, Schilfrückgang, Brandenburg an der Havel, Luftbildauswertung, Geoinformationssystem (GIS)

Zusammenfassung

Das Jahr 1958 wurde als Ausgangsjahr und zum Vergleich genutzt. Der Gesamtschilfbestand aller drei Seen betrug in diesem Jahr 753.790 m² und reduzierte sich bis 2003 um circa 41 % auf 441.410 m². Die einzelnen Seen betrachtend, war der Schilfrückgang am Breitlingsee/Möserschen See mit rund 57 % am stärksten, gefolgt vom Wusterwitzer See mit 24 % und dem Großem Wendsee mit 19 %. Die Rückgangsraten sind in den einzelnen Abschnitten sehr unterschiedlich. Nicht in allen Uferzonen erfolgte der Rückgang chronologisch. In einigen Fällen erholte sich der Schilfbestand, wenn auch nur geringfügig. Festzustellen ist, dass die größten jährlichen Rückgangsraten fast ausschließlich in der Zeitperiode zwischen 1958 und 1985 lagen.

Keiner der in der Literatur beschriebenen Rückgangsursachen wie Stege, Ankerstellen im Schilf, Badestellen, Wasserstandsveränderungen, Eishebungen und -senkungen konnte als alleinige Ursache benannt werden. Der Grund dafür lag in der Stärke und Dauer der verschiedenen Rückgangsursachen.

Da die Wirkungsintensität nicht bekannt ist, konnten nur vage Rückschlüsse auf die Gründe des Röhrichtrückgangs im Untersuchungsgebiet gezogen werden. So lieferte die Kausalanalyse zwar keine befriedigenden Ergebnisse, doch die ermittelten Rückgangstrends, sowie die Information früherer Röhrichtausbreitungen für die einzelnen Uferabschnitte zeigen das Potenzial der Uferabschnitte als Röhrichtstandort. Dies kann eine Hilfe bei der Maßnahmenplanung im Röhrichtschutz durch die örtliche UNB darstellen.

Der zweite Teil der Arbeit lag in der Bewertung ausgesuchter Uferzonen. Dazu wurde die aktuelle Ausstattung jeder einzelnen Zone im Untersuchungsgebiet Breitlingsee/Möserscher See mit den Lebensraumsprüchen der ausgewählten Vogelleitarten abgeglichen. Potenzielle Störfaktoren wie Steganlagen, Schneisen, Badestellen und Hinterlandnutzungen wurden dem Luftbildmaterial entnommen, anschließend mit der Fluchtdistanz der einzelnen Vogelarten in Zusammenhang gebracht und flossen so mit in die Bewertung der Uferzonen ein.

Das Potenzial der Uferzonen als Lebensraum wurde in drei Klassen eingestuft; gering, mittel und hoch. Einzig die Uferzone in Nähe des Naturschutzgebiets Gränert, wurde als Lebensraum mit hohem Potenzial, für die in die Bewertung eingeschlossenen Arten, eingestuft. Den Uferabschnitten der Bereiche; Zulauf Buckau/Camping Malge, Ostufer, Nordwestufer kommt nur eine mittlere, Bereiche der Malge und Uferabschnitten der Zonen Süd und West eine geringe Bedeutung als Lebensraum zu. Die anhand von Luftbildern und Freilandaufnahmen erfassten Schwimblattzonen haben sich von 1991 zu 2006 kaum verändert.

1 Einleitung

Wie an zahlreichen Seen Mitteleuropas ist auch an den Seen der Stadt Brandenburg ein sukzessiver Rückgang des Röhrichtgürtels zu beobachten. Schilfröhrichte sind nicht nur ein landschaftsprägendes Element der Vegetation unserer Seeufer (GROSSER et al. 1997) und damit von Relevanz für den Erholungswert dieser Landschaften, sondern auch von großer Bedeutung für das Ökosystem See. Das Absterben des Schilfs kann einschneidende Konsequenzen für die gesamte Uferbiozönose haben. Neben verstärkter Ufererosion, infolge fehlender Vegetationsbedeckung sowie der Beeinträchtigung der „Selbstreinigungskraft“ der Flachwasserzone kommt es zu Verlusten an Brut- und Lebensräumen für viele Amphibien-, Fisch- und Vogelarten (SUKOPP & KRAUSS 1990).

Die Schilfrückgangsproblematik zeigt sich

- im Zurückweichen aquatischer Schilfbestände, festzustellen seit circa 1950 und an circa 40 europäischen Seen untersucht und dokumentiert

- im Verlust von Habitat-, Puffer- und Schutzfunktion des Ökosystems See

Die Ursachen weisen eine hohe Komplexität auf. Mehrere Faktorengruppen wirken mit unterschiedlicher Intensität.

Die Erforschung der Ursachen des Schilfrückgangs ist Thema zahlreicher Abhandlungen und wissenschaftlicher Forschungen. Im näheren Umfeld sind hier die Veröffentlichungen von SUKOPP & MARKSTEIN (1989), wie auch von KOHL et al. (1996) zu nennen, welche über einen Zeitraum von 25 Jahren (1962-1987) einen erheblichen Schilfrückgang dokumentieren.

Ziel der Arbeit war zum einen die Erfassung sowie die Einschätzung der quantitativen Entwicklung der Schilfbestände an 3 Seen der Stadt Brandenburg an der Havel anhand des Vergleichs von Luftbildern (Abb. 1). Röhrichte wurden an Uferabschnitten des Breitlingsees/Möserschen Sees, des Großen Wendsees sowie des Wusterwitzer Sees untersucht. Zum anderen sollten ausgewählte Uferabschnitte hinsichtlich ihrer Eignung als Lebensraum für bestimmte röhrichtbewohnende Vogelarten untersucht und bewertet werden. Gegenstand dieser Untersuchung waren 7 Uferzonen des Breitlingsee/Möserschen Sees. Grundlage für die Beurteilung der Uferabschnitte war neben der Luftbildinterpretation eine wasserseitige Aufnahme der Parameter, welche die Habitategnung

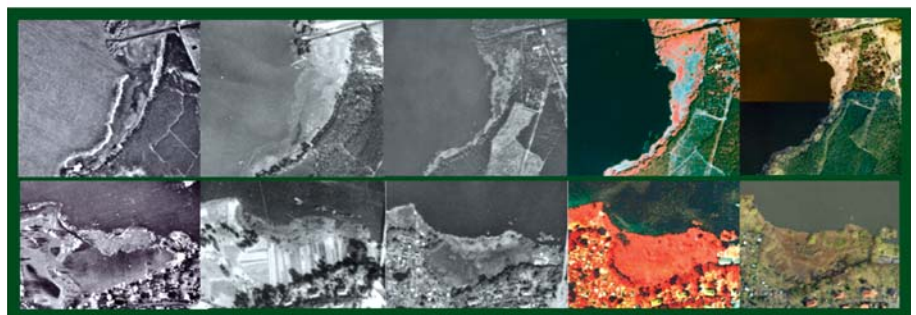


Abb. 1

Luftbildfolge 1944/1958/1985/1992/2002 von Uferabschnitten Großer Wendsee und Breitlingsee/Möserscher See

für diese Arten bestimmen. Da neben Röhrichten auch Schwimmblattvegetation in und an stehenden und fließenden Gewässern zu den gesetzlich geschützten Biotopen des Landes Brandenburg (§ 32 Brandenburgisches Naturschutzgesetz) gehört, wurde auch deren Entwicklung erfasst.

2 Material und Methoden

Die Datengrundlage für die Untersuchungen stellten die Luftaufnahmen. Nahezu alle Informationen, wie Ausbreitung der Röhrichtflächen, deren Struktur und die sich über die Jahre verändernden, potenziellen Einflussfaktoren (Anlegestellen, Badestellen) wurden dem gesamten Luftbildmaterial entnommen. Einen kurzen Überblick über den Arbeitsablauf gibt Tabelle 1 zu Material und Methoden.

Die Auswertungen zur flächenhaften Bestandsveränderung und zur Habitategnung der untersuchten Uferabschnitte wurden durch Nutzung eines Geographischen Informationssystems (GIS) erleichtert. Das Anlegen eines digitalen Schilfkatasters soll einen schnellen und einfachen Vergleich der Bestandsentwicklung vergangener Jahre ermöglichen, aber auch eine erweiterbare, bildhafte Dokumentation der aktuellen Schilfbestände sein. Die Übergabe der Daten als GIS-Projekt macht diese für nachfolgende Bearbeitungen und eine Einbindung in andere Planungswerke verfügbar.

Die Ausdehnung der Schilfbestände, der 14 Uferzonen für jeden Vergleichszeitraum, wurde mit Hilfe des Programms ArcView als Liniethema digitalisiert. Die Veränderungen wurden erfasst, bzw. mit dem Programm Microsoft Excel berechnet. Die Abbildung 2 veranschaulicht die beschriebene Vorgehensweise am Beispiel einer Zone am Ostufer des Breitlingsees/Möserschen Sees südlich der Planemündung.

Wasserseitige Schilffront

Eine genaue Erhebung des Flächenrückgangs für den gesamten Röhrichtkomplex konnte für die wasserseitigen Schilfbestände nicht erarbeitet werden. Der Grund hierfür liegt darin, dass sich die Grenze zwischen wasserseitigem Schilfröhricht und den angrenzenden Landröhrichtkomplexen aus dem Luftbild nicht eindeutig lokalisieren ließ. Um einen Überblick über die Entwicklung der wasserseitigen Schilffront zu erlangen, wurde eine Auswertung anhand des

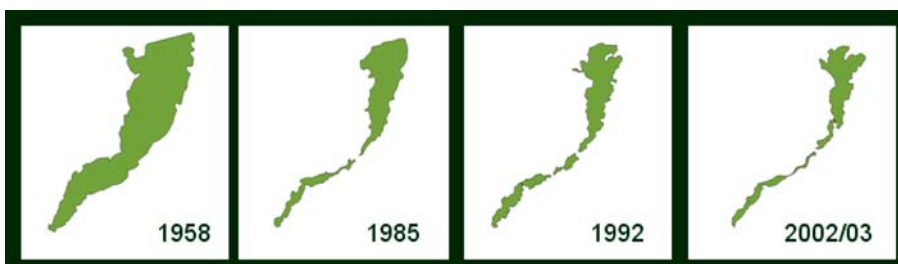


Abb. 2

Veränderung der Röhrichtfläche, Darstellung als Flächenshape im GIS

Tabelle 1: Material und Methoden	
Methoden, Unterlagen	Anmerkungen
Entwicklung der Röhrichte	
Beschaffung und Aufbereitung des Luftbildmaterials	<ul style="list-style-type: none"> sehr inhomogen: unterschiedliche Maßstäbe, Qualität, Aufnahmezeitpunkte 38 Luftbilder gescannt, georeferenziert, mosaikiert
Ausbreitungsgrenzen der Röhrichtflächen	<ul style="list-style-type: none"> Digitalisierung der Bestandsgrenzen, Berechnung und Vergleiche der Flächeninhalte Darstellung der Veränderungen, Luftbildmaterial 1944/45 von minderer Qualität, daher als Ausgangszustand Luftbilder von 1958 genutzt
Veränderung der wasserseitigen Ausbreitungsfrent	<ul style="list-style-type: none"> Vergleich der Ausbreitungsfrent von 1944/45 zu 2002/03 messen der Differenz früherer und aktueller wasserseitiger Ausbreitung
Ursachen	
Luftbildmaterial	<ul style="list-style-type: none"> Badestellen, Anlegestellen Schadigungsgrade Nutzungen und Einflüsse an Uferzonen Uferbewuchs Schwimmblattvegetation
Datenrecherche	<ul style="list-style-type: none"> Eishebungen und -senkungen erhöhte Wasserstände (Stau) Bootsaufkommen (Schleusenstatistiken)
Aktueller Zustand der Uferabschnitte	
Geländeaufnahmen	<ul style="list-style-type: none"> Strukturparameter der Röhrichte, Degradationserscheinungen Schwimmblattvegetation



Abb. 3

Wasserseitige Ausdehnung des Schilfs von 1944 (gelbe Linie) und 2002/03 (Luftbild)

Vergleichs der wasserseitigen Grenzlinien der Schilfbestände von 1944/45 und der Flächenausdehnung des aktuellsten Bestandes von 2002/03 durchgeführt. Die ehemalige Ausbreitung wurde auf ein aktuelles Luftbild übertragen und die Differenz mit dem Programm ArcView vermessen (vgl. Abb. 3).

Daten zu den Rückgangsursachen

Neben der Luftbildinterpretation (Badestellen, Veränderungen der Strandlänge, Anzahl der Anlegestellen) wurden relevante Datenerhebungen zu Rückgangsursachen (Eishebungen und -senkungen, erhöhte Wasserstände in wachstumsrelevanter Zeit, Güterströme, Bootsaufkommen) vom zuständigen Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg eingeholt. Mit der Aufbereitung dieser Informationen wurde versucht, kau-

sale Zusammenhänge zu quantitativen Veränderungen der Bestände zu ermitteln, zu bewerten und darzustellen.

Schädigungsklassen

Um die Habitategnung der einzelnen Uferabschnitte am Breitlingsee/Möserschen See zu bewerten, wurden Schädigungsklassen der aktuellen Schilfbestände bestimmt (Klasse I - ungeschädigt bis schwach geschädigt, Klasse II - deutlich bis stark geschädigt, Klasse III - extrem geschädigt). Eine nähere Erläuterung zu den Schädigungsklassen bietet Abbildung 4.

Strukturkartierung der Röhrichte und Erfassung von Schwimmblattvegetation
Durch die Luftbildauswertung der Farbaufnahmen von 2002/03 wurde die gegenwartsnahe Bestandsausdehnung der Uferabschnitte ermittelt sowie die Bestandsstruktur der einzelnen Uferabschnitte den zuvor definierten Schadklassen zugeordnet. Im Juni 2006 wurden Strukturparameter des Röhrichtgürtels des Breitlingsee/Möserschen Sees vom Wasser aus erfasst. Als Untersuchungsflächen (13 Aufnahmeflächen) wurden sowohl Schilfflächen ausgewählt, welche die Habitatstrukturen eines längeren Uferabschnitts repräsentativ abdecken sollten, als auch Flächen, die extreme Strukturen (Degradationserscheinungen) aufwiesen. Die Bestimmung von Exemplaren vorhandener Begleitarten der Röhrichtbestände wurde nach ROTHMALER (1999) vorgenommen. Mit Hilfe eines schwimmfähigen Rahmens mit den Maßen 1x1 m wurden Parameter wie Halmdichte, Anzahl von Jungtrieben und geknickten Althalmen, Halmdurchmesser sowie die Höhe des Bestandes eines repräsentativen Bereiches aufgenommen. Zugleich wurden der Zustand des Röhrichtrandes, die Wassertiefe und die Vitalität der Pflanzen erfasst.




Beispiel	Beschreibung der Schadklasse
	Klasse I: ungeschädigt bis schwach geschädigt <u>Struktur:</u> dichte bis weitgehend homogene Bestände, eventuell vereinzelte Auflichtungen oder Lücken <u>seeseitiger Rand:</u> scharf, wenig ausgefranst, geringe Randauflösung möglich
	Klasse II: deutlich geschädigt bis stark geschädigt <u>Struktur:</u> inhomogene Bestände mit deutlichen Lücken, Einzelhalmauflösung oder Auflösung in Horste bzw. Halmgruppen, Stoppelanteile dominieren <u>seeseitiger Rand:</u> streckenweise mit deutlich sichtbarer Randauflösung bis starke Randauflösung
	Klasse III: extrem geschädigt <u>Struktur:</u> Halmdichte sehr gering; sehr hoher Stoppelanteil <u>seeseitiger Rand:</u> randlich sehr stark aufgelöste Bestände mit nicht mehr klar identifizierbarer Bestandsgrenze

Abb. 4
Schädigungskategorien der Schilfbestände in Luftaufnahmen von 2002/03

Die dem Schilfgürtel vorgelagerte Schwimmblattvegetation wurde im Mai seeseitig erfasst und mit den Beständen der CIR-Aufnahmen von 1991 abgeglichen.

3 Ergebnisse

Insgesamt wurde an 14 Untersuchungsabschnitten des Breitlingsees/Möserschen Sees, Großen Wendsees und Wusterwitzer Sees die flächenhafte Entwicklung von Röhrichtbeständen sowie die Veränderung der wasserseitigen Schilffront untersucht. Die Gesamtlänge der untersuchten Abschnitte betrug ca. 13 km.

Die Rückgangsraten sind in den einzelnen Abschnitten sehr unterschiedlich. Nicht in allen Uferzonen erfolgte der Rückgang chronologisch auch erholte sich der Bestand in einigen Fällen, wenn auch nur geringfügig. Festzustellen ist, dass die größten jährlichen Rückgangsraten fast ausschließlich in der Zeitperiode zwischen 1958 und 1985 lagen. Am östlichen Ufer des Breitlingsees/Möserschen Sees, südlich der Planemündung, war der stärkste Rückgang mit 73 % zu verzeichnen. In den Bereichen des Südufers dieses Sees, bis hin zur Ecke zwischen den großen Sammelsteganlagen der Sportvereine (Anglerheim Kirchmöser und Eisenbahnersportverein) ist der Verlust von Röhrichtflächen mit 63 % bis 67 % auch sehr hoch. Das Westufer sowie Teilflächen am Südufer (Bereich NSG Gränert), hatten mit einer Rückgangsraten von unter 30 % den vergleichsweise geringsten Verlust zu verzeichnen. Beim Großen Wendsee traten am Ostufer die größten Röhrichtverluste mit 67 % auf. Geringer, jedoch noch beträchtlich, waren die Bestandseinbußen von 39 % an Teilen des Nordufers und 33 % an Teilen des südlichen Ufers. Am nordwestlichen Ufer wurde eine Zunahme der Fläche festgestellt, was je-

doch ausschließlich dessen Landschilfbereich betrifft. An Uferbereichen südlich der Seegartenbrücke gab es ähnlich hohe Zunahmen an Landschilfbereichen, welche ungefähr dem Rückgang an Wasserschilf entsprechen und somit keine großen Veränderung der Gesamtschilffläche bedingen. Das Nordufer des Wusterwitzer Sees hat relativ geringe Bestandrückgänge von 11 % zu verzeichnen. Dagegen sind die Verluste von Röhrichtflächen am Südufer des Sees im Bereich des Lanckenweg mit 70 % als sehr drastisch einzustufen. Die wasserseitige Schilffront ist in allen untersuchten Uferzonen der drei Seen fast durchgängig zurückgewichen. Am stärksten vom Verlust des aquatischen Röhrichts betroffen waren die Uferbereiche des Breitlingsees/Möserschen Sees südlich der Planemündung (streckenweise 70-100 m) sowie das gesamte Westufer (teilweise 50-70 m).

Am Nordufer des Wusterwitzer Sees wich die aquatische Bestandsgrenze stellenweise um bis zu 90 m zurück. Aber auch an allen anderen Uferabschnitten, so auch am Großen Wendsee war ein Rückgang des Wasserschilfs zu verzeichnen. Hier schwanken die Werte zwischen 5 m bis 30 m, stellenweise bis 40 m. Eine genaue Erhebung der Rückgangsfläche aquatischen Schilfs war nicht möglich, doch lag diese bei keinem der Seen unter 80 % der Gesamtrückgangsfläche (Zeitraum 1958-2003).

Mit dem Schilfrückgang geht der Verlust wichtiger Nahrungshabitats sowie Rast-, Brut- und Rückzugsgebiete röhrichtbewohnender Vögel einher, so dass diese spezialisierte Avifauna stark gefährdet ist. Durch fehlende Brutvogel- und Schilfstrukturkartierungen vergangener Jahre für das Untersuchungsgebiet Breitlingsee/Möserscher See, war es nicht möglich, eine Verbindung zwischen der Entwicklung der Avifauna und den Degradationserscheinungen der Röhrichtzonen herzustellen. Demzufolge sollte zuzüglich zur Entwicklung der Schilfbestände die Bedeutung der aktuellen, bestehenden Schilfröhrichte als Lebensraum für röhrichtbewohnende Vogelarten analysiert werden. Das Untersuchungsgebiet war das Ufer des Breitlingsee/Möserschen Sees, das dazu in 7 Uferzonen eingeteilt wurde. Die Abschnittunterteilung erfolgte in Hinblick auf zusammenhängende Schilfbestände und Nutzungseinheiten.

Für die Bewertung der Uferzonen wurden die Leitarten Bartmeise (*Panurus biarmicus*), Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*), Teichrohrsänger (*A. scirpaceus*), Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*) und Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) ausgewählt, da sie eine spezifische Bindung an den Lebensraum Röhricht aufzeigen und ein weites Spektrum an unterschiedlichen Strukturen des Schilfs als Lebensraum beanspruchen.

In die Charakteristik der Uferzonen, die in der Bewertung mit den Habitatansprüchen der Leitarten abgeglichen wurde, flossen

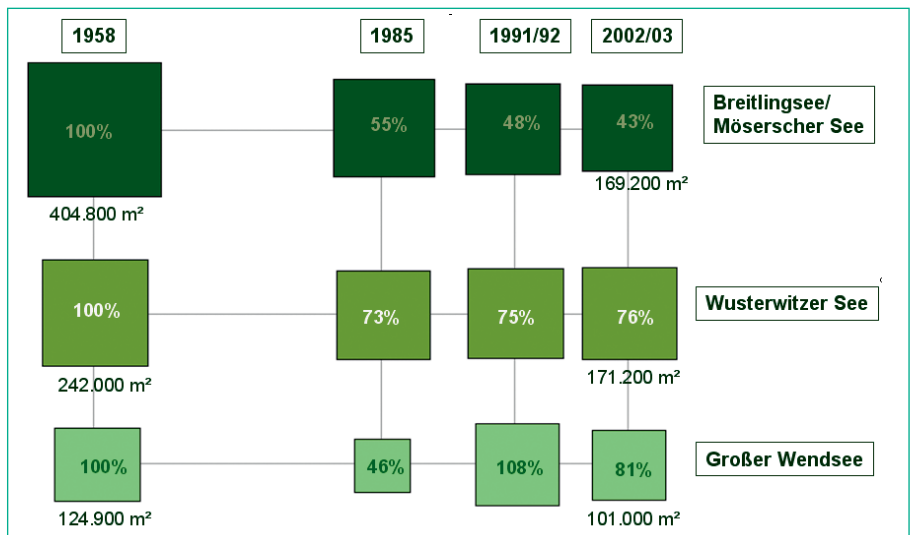


Abb. 5
Flächenmäßige Veränderung der Röhrichtbestände im Untersuchungsgebiet

Uferzone / Aufnahmeflächen	Schilfstruktur, Bestandsausdehnung (H = Halme)	Schwimblattvegetation	Störfaktoren
Nordwest	tiefe (40-80 m), vitale, starkhalmige (120 H/m ²) Bestände; durchschnittl. Höhe 2,0-3,0 m; südlich leichte Randauflösung	großflächig vorhanden	Häfen, Schneisen, Sammelsteganlage, Wanderwege, bebautes Hinterland
West	inhomogene Bestände, wechselnde Tiefen/Strukturen/Schichtigkeit; durchschnittl. Höhe 1,70-3,50 m; streckenweise Auflösung des see-seitigen Schilfrands	vereinzelt großflächig vorhanden	Vielzahl an Einzelstegen, Sammelsteganlagen, Schneisen, Strände, aktiver Bootsverkehr, dicht bebautes Hinterland
Süd	schmale Bestände, starke Knickschicht (100 H/m ²); keine einheitliche Bestandsgrenze; Schilfstoppelfelder	großflächig vorhanden	Sammelsteganlage, Anlegestellen, Schneisen, Wanderweg
Gränert	Bestand relativ vital, Wechsel von hoher bis geringer Deckung, Dichte u. Knickschichtanteil; wasserseits buchtiger Rand	vereinzelt kleinflächig vorgelagert	kleiner Strand Ankerplatz
Buckau/ Camping Malge /	überwiegend vitale, homogene, hohe (2,5-3,5 m), dichte (96 H/m ²) Bestände, doch auch in Auflösung befindliche Bereiche anzutreffen	kleinflächig vorhanden	Vielzahl einzelner Schneisen, Campingplatz, aktiver Bootsverkehr
Malge	kleinflächige Bereiche mit extrem geschädigtem Schilf bestanden, Halmdichte gering, Stoppelfelder	nicht vorhanden	Vielzahl an Boots- liege/Camping- plätzen, Restaurants, Stegen
Ost	tiefer (20-140 m) Schilfgürtel mit stellenweise vitalen, äußerst dichten, zweischichtigen Bereichen, doch große Teilbereiche d. Schilffront stark geschädigt und buchtig; seeseitig Stoppelfelder vorgelagert	nicht vorhanden	kleiner Strand, Radwanderweg in 80-100 m Entfernung

die Struktur der Schilfbestände, die Bestandsausdehnung, das Vorkommen von Schwimblattvegetation und potentielle Störfaktoren der Uferzonen ein. Nachfolgende Tabelle (Tab. 2) gibt einen Überblick über die Ergebnisse der aktuellen Zustandserfassung der Uferzonen, die aus Luftbildinterpretation und Begehungen hervorgingen. Des Weiteren wurden die in den Uferabschnitten vorkommenden Röhrichtbestände Schädigungsklassen zugeordnet (vgl. Abb. 4).

Klasse I (ungeschädigt bis schwach geschädigt)

- Nordwestufer
- Westufer (streckenweise)
- Ecke Westufer
- Buckau/Camping Malge bis zum Beginn des Campingplatzes
- Ostufer (streckenweise)

Klasse II (deutlich geschädigt bis stark geschädigt)

- Westufer
- Gränert
- Camping Malge bis Strand
- Ostufer

Klasse III (extrem geschädigt)

- Westufer Kanu-Verein
- kurze Teilabschnitte des Südufers
- Malge

Ein Abgleich der aufgenommenen Schwimblattzonen von Begehungen 2006 und interpretierten Schwimblattzonen aus den Colorinfrarot-Luftbildern von 1991 ergab, dass von 1991 zu 2006 kaum eine Veränderung

statt fand. Ein auf dem Luftbild von 1991 interpretierter Bereich am Ostufer war bei der wasserseitigen Aufnahme 2006 nicht mehr zu erfassen. An 2 Bereichen des Westufers sowie westlich und östlich der Buckaumündung konnten neue Schwimblattzonen erfasst werden.

4 Diskussion

Von 1958 bis 2003 betrug der Röhrichtrückgang aller untersuchten Abschnitte der drei Seen im Untersuchungsgebiet rund 40 %. Der Rückgang von aquatischem Schilf ist durch bereits beschriebene Faktoren verfälscht und real eher höher anzusiedeln. Alle in der Literatur beschriebenen möglichen Rückgangsfaktoren, wie die Einflüsse von Tieren und Pflanzen, der Einfluss der Grundwasserförderung, von Schilfmahd auf Vitalität von Röhrichtbeständen, der Einfluss von Schwemmgut, Veränderungen des Nährstoffhaushaltes und deren Wirkungen auf die Röhrichtbestände konnten nicht analysiert werden, da keine detaillierten Daten vorlagen.

Der Wellenschlag verursacht durch Bootsverkehr, konnte nur indirekt über die sich verändernde Anzahl an Steganlagen eingeschätzt werden, da auch hier das vorliegende Datenmaterial nur für den Zeitraum von 1995-2002 vorlag, was ungefähr dem letzten Vergleichszeitraum der Untersuchung entspricht. Ein rückgängiger Trend ist für den Güterschiffverkehr zu erkennen; für Sportboot und Fahrgastschiffahrt zeigt sich ein zunehmender Trend.

Der Versuch, die landseitige Schilfgrenze für jedes Jahr zu vergleichen war nicht durchgängig möglich, da z.B. auf den frühen Aufnahmen zu erkennen ist, dass die Bestände teilweise bis ans Ufer gemäht wurden. Diese Nutzung unterblieb in späteren Jahren und die Bestände konnten wieder als ein Schilfbestand gleicher Höhe interpretiert werden. In diesem Fall wäre dies aber nicht als Zuwachs des Bestandes auszulegen. Auch besteht die Möglichkeit, dass es sich bei den überschwemmten Bereichen um Feuchtwiesen handelt.

Die Zerstörung von Röhricht durch Anlegen oder Freihalten von Badstellen hatte im Untersuchungsgebiet kaum Einfluss auf die Bestände. Im Bereich der Malge (Breitlingsee/Möserscher See) nur gering an zwei Badstellen. Am Großen Wendsee war ebenfalls nur ein geringer Verlust von Röhrichtfläche am nordöstlichen Ufer festzustellen. An allen Seen waren zwar zahlreiche kleine Schneisen im Schilfgürtel auf den Luftbildern aller Jahrgänge zu erkennen, jedoch ist nach dem Vergleich der darauf folgenden Luftbilder ein Zuwachsen der Schneisen bei Nichtnutzung zu ersehen.

Der Einfluss von Anlegestellen hingegen ist deutlich sichtbar. Besonders in den Untersuchungsabschnitten Breitlingsee/Möserscher See auf Höhe Kirchmöser, Wusterwitzer See auf Höhe der alten Werft und am Großen Wendsee - Ostufer, verursachte die Zunahme von Einzelsteganlagen, Ankerplätzen im Schilfgürtel aber auch Sportboothäfen und größere Sammelsteganlagen enorme Schäden an den ehemals sehr breiten und homogenen Beständen. Deren kontinuierliche Fragmentierung sowie die Auflösung in Einzelhalmbestände und Stoppelfelder sind eindeutig dieser Ursache, aber auch dem zunehmenden Bootstourismus zuzuordnen.

Eine Verbindung zwischen Schäden an den Schilfbeständen und Eishebung oder Senkung ist für das Untersuchungsgebiet nicht herzustellen. Dazu wäre Luftbildmaterial von aufeinanderfolgenden Jahren zum Vergleich nötig. Zu bemerken ist, dass in den Zeiträumen mit den meisten Hebungs- und Senkungsvorgängen auch die höchsten Rückgangsraten der Schilfbestände pro Jahr liegen.

Inwieweit sich erhöhte Wasserstände vor 1958 auf die Schilfbestände auswirkten, kann nicht beurteilt werden, da fehlendes Luftbildmaterial einen genauen Flächenab-

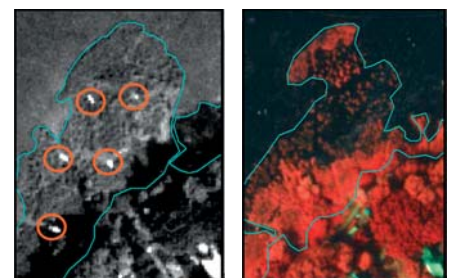


Abb. 6

Einfluss von Anlegestellen in aquatischem Schilf

gleich vor und nach einem Hochwasser nicht ermöglichen. Die größten Flächenverluste von insgesamt 45 % lassen sich in den Zeitraum von 1958 bis 1985 zurückdatieren. In diesen 27 Jahren lag der Pegelstand in der wachstumsrelevanten Zeit (April-Juli) für 28 Monate über der Mittelwasserlinie (Januar-Dezember), davon vierzehn Monate extrem erhöht zwischen 70 cm und 115 cm über der MWL (Mittelwasserlinie). Die erhöhten Wasserstände der Jahre 1958, 1961 und 1962 sollten, da nicht aufeinanderfolgend und in extremen Maße vorliegend, den Bestand nicht sonderlich beeinflusst haben. Gleiches gilt für die Wasserstände der Jahre 1986-1988 und 1994. Besonders schädigend könnten sich zwei Perioden von erhöhten Wasserständen in aufeinanderfolgenden Jahren ausgewirkt haben, deren Verlauf und Dauer werden folgend beschrieben. Ab dem Jahr 1965 war der Bestand in jedem der nachfolgenden fünf Jahre erhöhten Wasserständen, zwischen 38 cm und 120 cm über der MWL, in der Wachstumsphase ausgesetzt. In vier Jahren dieser Periode wurde der Mittelwasserstand erst wieder im Juni erreicht. Ab 1979 begann erneut eine Periode hoher Wasserstände in der wachstumsrelevanten Zeit. Für fünf Jahre war der Wasserstand stets erst wieder im Juni erreicht und schwankte zwischen 35 cm und 115 cm über der MWL.

Einzel betrachtet dürften die erhöhten Wasserstände der Jahre 1967, 1968 und 1982 keine großen Schädigungen bewirkt haben, da der Pegel bereits im April wieder fiel und im Mai den Mittelwasserstand erreichte. Jedoch macht die Dauer dieser zwei Perioden mit erhöhten Wasserständen, sowie deren Ausmaße von bis zu 120 cm über der MWL eine Schwächung der Bestände sehr wahrscheinlich, und kann somit sicherlich als eine der Ursachen des Rückgangs bis 1985 betrachtet werden.

Die Halme mussten, bezogen auf den Mittelwasserstand, zeitweise annähernd die doppelte Wuchsleistung vollbringen. Die heranwachsenden Schilfhalme verbrauchen er-

heblich mehr Nährstoffe um an die Wasseroberfläche zu gelangen. Durch diese Aufzehrung der Nährstoffvorräte im Rhizom kommt es zu einer Schwächung des Bestandes. Ähnlich wie beim Faktor der Eishebung- und Senkungsvorgänge ist im ersten Vergleichszeitraum, mit der höchsten jahresdurchschnittlichen Rückgangsrate auch, hier der Anteil der Aufwuchsmonate mit erhöhtem Wasserstand mit 37,7 % (entspricht 26 von 69 Monaten in Aufwuchsphase) am höchsten.

Zur Wertung der Uferzonen wurde die aktuelle Ausstattung jedes einzelnen Abschnitts mit den Lebensraumsprüchen der ausgewählten Leitarten abgeglichen. Dabei waren vor allem Vorhandensein und Qualität der Vertikal- und Horizontalstrukturen der Schilfbestände bedeutsame Kriterien. Potenzielle Störfaktoren wie Steganlagen, Schneisen, Badestellen und Hinterlandnutzungen wurden dem Luftbildmaterial entnommen, anschließend mit der Fluchtdistanz der einzelnen Vogelarten in Zusammenhang gebracht und flossen so mit in die Bewertung der Uferzonen ein. Die potenziellen Lebensräume der röhrichtbewohnenden Vögel wurden kartographisch dargestellt.

Nachstehende Tabelle (Tab. 3) zeigt die Bewertung der Uferzonen als potentiellen Lebensraum für die ausgewählten Leitarten auf. Ebenso wird kurz auf Maßnahmen zum Schutz, Wiederherstellung oder Entwicklung der Schilfbestände eingegangen, die als eine Grundlage für die Maßnahmenplanung der Unteren Naturschutzbehörde der Stadt Brandenburg an der Havel dienen kann.

Folglich wurde ermittelt, dass die Uferzone Gränert allen ausgewählten Arten nahezu optimale Bedingungen bietet, da die dort vorhandene Strukturvielfalt den größten Teil der benötigten Habitatansprüche abdeckt. So kann im gesamten Untersuchungsgebiet für die Bartmeise einzig in dieser Uferzone, unter Mitnutzung/Einbeziehung des angrenzenden Uferabschnitts Süd, ein potenzielles Bruthabitat vorgefunden werden,

dass den erforderlichen Raumbedarf nahezu deckt.

In den Uferzonen Buckau/Camping Malge, Nordwest und Ost zeigen die vorhandenen vitalen und homogenen Schilfbestände neben hoher Dichte und Starkhalmigkeit geringe Degradationserscheinungen. Überdies liegen nur wenige Anlegestellen und Schneisen in den Uferbereichen vor.

In der Uferzone West ist der Schilfgürtel stellenweise stark fragmentiert und bietet so nur relativ kleinflächig buchtenreiche Schilfbestände. Für die nächsten Jahre ist hier mit einer weiteren Degradation der Bestände zu rechnen, die sich momentan in einer beginnenden Bultenbildung auf Höhe des Rundbaus äußert. Diesem Trend könnte man mit einem Rückbau von Einzelstegen entgegenwirken. Somit würde durch die Konzentration auf vorhandene Sammelsteganlagen, eine Entlastung der geschädigten Schilfbestände erzielt werden können.

In der Uferzone Malge konnten keine potenziellen Habitate für die untersuchten Arten vorgefunden werden. Die dort wasserseitig, wie auch landseitig stark touristisch frequentierten Uferabschnitte weisen stark geschädigte Röhrichtbereiche auf. Eine Unterlassung bzw. Einschränkung der Nutzung anzustreben wird nicht empfohlen, da durch die aktuelle Nutzungsintensität dieses Bereiches eine Entlastung angrenzender, ökologisch wertvoller Röhrichtbereiche stattfindet.

Literatur

GROSSER, S.; POHL, W. & MELZER, A. (Hrsg. Bayer. Landesamt Umweltschutz) 1997: Untersuchung des Schilfrückgangs an bayrischen Seen. Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Schr.-R. 141. 139 S.
 KOHL, J.-G.; KÜHL, H.; KOPITZ, H.; HENZE, R. & WOITKE, P. 1996: Ökosysteme in Gefahr ? Die Schilfgürtel der Seen. Humboldt-Spektr. 2: 18-23
 ROTHMALER, W. 1999: Exkursionsflora von Deutschland, Band 2, Jena G.Fischer Verl. 639 S.
 SUKOPP, H. & KRAUSS, M. 1990: Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse eines Workshops in Berlin (West) 13.-15.10.1988. Landschaftsentw. Umweltforsch., Schr.-R. FB Landschaftsentw. Techn. Univ. Berlin 71. 245 S.
 SUKOPP, H. & MARKSTEIN, B. 1989: Die Vegetation der Berliner Havel. Bestandsveränderungen 1962-1987. Schr.-R. FB Landschaftsentw. Techn. Univ. Berlin. 64. 128 S.

Anschriften der Verfasserinnen:

Dipl.-Ing. Franziska Döring
 Köthener Chaussee 89
 06385 Aken
 E-Mail: bronko93@freenet.de

Dipl.-Ing. Franziska Hölzel
 Gärtnerieiweg 13
 39240 Calbe/Saale
 E-Mail: FranziskaHoelzel@gmx.net

Tabelle 3: Bewertung der Uferzonen				
Bedeutung	Uferzone	Schädigungs-klasse	Optimale Bedingungen für folgende Arten	Maßnahmen
hoch	Gränert	Klasse II	Rohrweihe, Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl, Bartmeise	Ankerverbot
mittel	Nordwest	Klasse I	Rohrweihe, Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl	Ankerverbot
mittel	Buckau/ Camping Malge	Klasse I Klasse II	Rohrweihe, Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl	Ankerverbot
mittel	Ost	Klasse II Klasse I (teilweise)	Rohrweihe, Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl	-
gering	West	Klasse II-III	Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger	Stegrückbau, Konzentration auf Sammel-Steganlage
gering	Süd	Klasse II, Klasse III	Rohrschwirl	Ankerverbot, Konzentration auf Sammel-Steganlage
gering	Malge	Klasse III	-	Konzentration auf Anlegestellen der Marina Malge

VERA LUTHARDT, KATRIN HAGGENMÜLLER, SUSANNE FRIEDRICH, OLIVER BRAUNER, CHRISTIAN HOFFMANN

10 Jahre Ökosystemare Umweltbeobachtung in Brandenburg

Schlagwörter: Dauerbeobachtung, Monitoring, Datenbank, Umweltberichterstattung

1 Einleitung

Die Ökosystemare Umweltbeobachtung (ÖÜB) in Brandenburg begeht in diesem Jahr ihr 10-jähriges Bestehen. Seit 1997 wird in den drei Biosphärenreservaten Schorfheide-Chorin, Spreewald und Flusslandschaft Elbe das Projekt in die Praxis umgesetzt.

Aus diesem Anlass wird kurz über den aktuellen Stand und die Ergebnisse dieses Projektes informiert und ein Ausblick gegeben.

2 Rückblick

Die Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung, auch bekannt als Earth Summit, setzte 1992 in Rio de Janeiro einen Meilenstein für den ganzheitlichen Umweltschutz. Der daraus entstandene Ökosystemare Ansatz (Ecosystem Approach) gilt als komprimierte Version der Konvention und als neuer ideeller Leitfadener für den Naturschutz. Entscheidend hierbei ist der Schritt von der sektoralen zur ganzheitlichen oder ökosystemaren Betrachtungsweise. Nicht mehr das Auftreten einzelner Arten allein ist von Bedeutung, sondern die Erhaltung ganzer Funktionen eines Ökosystems.

Seitdem rückt auch der Mensch stärker in den Mittelpunkt des Konzeptes – wie kann man die natürlichen Funktionen aufrechterhalten und gleichzeitig Nutzungsformen des Menschen in sozialer und ökonomischer Hinsicht ins Gesamtkonzept einbinden? Vor diesem Hintergrund bieten Biosphärenreservate die herausragende Möglichkeit, diesbezügliche Fragestellungen zu erforschen und zu erproben. Ein dafür wichtiges Instrument stellt die Ökosystemare Umweltbeobachtung (ÖÜB) dar.

Das Projekt zur ÖÜB in Brandenburg startete vor zehn Jahren in den Großschutzgebieten Schorfheide-Chorin und Spreewald. Die Methode konnte auf das Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe übertragen werden, als es im Jahr 1998 durch die UNESCO anerkannt wurde. Initiator und Financier des Vorhabens ist das Landesumweltamt Brandenburg (damals Landesanstalt für Großschutzgebiete). Es erteilte 1997 der Fachhochschule Eberswalde zusammen mit weiteren Fachleuten und -institutionen den Auftrag zur Erarbeitung eines Konzeptes für die Ökosystemare Umweltbeobachtung. Die Leistung beinhaltet eine herausfordernde Zielstellung: Mit eng begrenztem Zeit- und Mitteleinsatz sollten die wichtigsten Ökosystemgruppen in topischer Dimension (also einzelflächenbezogen) klassifiziert und dokumentiert, die wichtigsten Typen

Abb. 1

Vegetationstransect in der Großen Mooskute im Biosphärenreservat (BR) Schorfheide-Chorin – diese Methode ermöglicht einen räumlichen Überblick über die Anordnung der Vegetationsausbildungen

Foto: O. Brauner



nach nachvollziehbaren Kriterien ausgewählt, konkrete Flächen ausgesucht und ein gut finanzierbares Beobachtungsprogramm über alle Ökosystemkompartimente hinweg installiert werden, um daraus Entscheidungshilfen für die Beibehaltung bzw. Änderung spezifischer Nutzungs- und naturschutzfachlicher Strategien abzuleiten.

3 Ziele und Methodik

Übergeordnetes Ziel der Umweltbeobachtung ist die langfristige Erfassung, Dokumentation und Bewertung der regional-typischen Entwicklung verschiedener Ökosysteme (Details siehe Kasten). Das hierfür entwickelte Konzept kann generell auch auf andere Großschutzgebiete übertragen werden. Charakteristisch dabei ist, dass es von einem ganzheitlichen Ansatz geprägt ist. Somit werden eine Vielzahl von relevanten abiotischen und biotischen Parametern sowie der Mensch mit seinen Landnutzungsformen einbezogen und in ihren Wechselbeziehungen betrachtet.

Um ökologische Prozesse und Funktionen messbar zu machen, werden bei den terrestrischen Ökosystemgruppen die Kompartimente Wasser (Grund- und Oberflächen-

wasser), Boden, Vegetation und Fauna anhand ausgewählter Parameter mit hoher Zeigerkraft untersucht und durch die Analyse der äußeren Einflüsse, wie Klima, Immissionen, Depositionen und anthropogene Einwirkungen ergänzt. Dies bildet die Grundlage für die umfassende Analyse und Bewertung.

Diese Vorgehensweise wird auf konkret ausgewählten Flächen aus den Ökosystemgruppen: Wälder und Forste, Seen, Fließgewässer, Moore, Mineralisches und Moor-Grünland, Acker und Sölle angewandt. Ferner werden die verschiedenen regionalen Nutzungstypen einbezogen. Zum Beispiel gibt es Untersuchungsgebiete in entwässerten Mooren ohne Nutzung, mit Mäh- oder/und Weidennutzung sowie mit Wiedervernässung. Nach diesem Schema bearbeitet das Projekt insgesamt 137 Dauerbeobachtungsflächen.

Standardisierte Methoden mit hoher Genauigkeit und genauester Beschreibung in einem umfangreichen Methodenkatalog gewährleisten über die Zeit die Vergleichbarkeit der Messwerte. Sie bleiben somit auch auf lange Sicht und für verschiedene Bearbeiter nachvollziehbar. Zur Standardisierung gehört auch eine genaue Verortung der Messfelder nach standardisiertem Design. So wird zum

Ziele der Ökosystemaren Umweltbeobachtung:

- (1) Dokumentation der Ökosystem-Entwicklung
 - Erhalt von Vergleichsdaten naturnaher Ökosysteme
 - Erkenntnisgewinn zur mittel- bis langfristigen Wirkung von verschiedenen Nutzungen und Nutzungsintensitäten auf die Ökosysteme
- (2) Beiträge zur naturschutzfachlichen Bewertung von Flächen
- (3) Grundlagen für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen
- (4) Ableitung von Strategien für die zukünftige Nutzung bzw. das Management von Ökosystemen
- (5) Aufbau eines Frühwarnsystems
- (6) Argumentationshilfen für naturschutzfachliche Entscheidungen
- (7) Deckung des Informationsbedarfs der Öffentlichkeit über die natürlichen und anthropogen bedingten Veränderungen von Ökosystemen

Beispiel verhindert, dass eine Regenwurmerfassung Dauerbeobachtungsflächen für Vegetationsaufnahmen zerwühlt. Die begleitende Fotodokumentation erleichtert nicht nur die Auswertung, sondern bereichert auch die Dokumentation von Entwicklungen erheblich.

Ein unverzichtbares Werkzeug der Umweltbeobachtung stellt eine Datenbank dar, die sämtliche aufgenommenen Messwerte enthält und mittels statistischer Verfahren halbautomatisiert auswerten kann. Die Datenbank sowie ihre halbautomatisierte Analyse unterliegen einer kontinuierlichen Pflege und Optimierung.

Die Messzeitpunkte unterliegen einem festgelegten Turnus, der sich je nach Relevanz zwischen 1, 3, 6 und 12 Jahren bewegen kann. Alle 3 Jahre werden in einem Bericht die Ergebnisse ausgewertet und Prognosen erstellt. Der nächste Bericht wird im Jahr 2008 veröffentlicht.

4 Ergebnisse

Momentan wird je nach Beginn des Monitoring die dritte und vierte Messreihe ausgeführt, so dass nun erste Aussagen zu Trends gegeben werden können. Im Verlaufe weiterer Zeitreihen wird der Aussagewert zu Veränderungen stetig zunehmen. Bisher können erkennbare Entwicklungen lediglich als Tendenzen dargestellt werden, welche sich zukünftig mit jeder weiteren Messreihe zu konkreten Trends erhärten werden oder sich als kurzfristige Schwankungen entpuppen. Dass es Veränderungen gibt, ist sicher, da



Abb. 3

Regenwurm-Monitoring auf der Frischweide Pauk im BR Spreewald – alle drei Jahre werden die Regenwürmer gezählt und gewogen
Foto: O. Brauner

auch die Einflussgrößen ständige Veränderungen aufweisen. Vor dem Hintergrund des globalen Klimawandels gewinnt dieses Projekt noch mehr an Bedeutung, da hier die Entwicklung konkreter Flächen verschiedener Ökosystemgruppen detailliert und frühzeitig dokumentiert wird. Ergebnisse und Veröffentlichungen sind auf der Homepage zu finden, die derzeit aktualisiert wird.

5 Ausblick

Um die Möglichkeiten der Datenauswertung für nationale und internationale Berichtspflichten besser auszuschöpfen, werden im Rahmen eines Promotionsvorhabens Auswertestrategien untersucht, die eine einfachere Handhabung der Datenmengen gewährleisten.

Allgemein fehlt es bislang den erhebenden Institutionen, zumeist Landesbehörden, nicht nur in Brandenburg an Kapazitäten. Die Folge ist die Ansammlung immer größerer Datenmengen, die aus zeitlichen, personellen und technischen Gründen nicht mehr bearbeitet werden. Nötig sind Auswertestrategien, die eine einfachere Handhabung der Datenmengen gewährleisten und breit einsetzbar sind. Ferner müssen handlungsorientierte Medieninstrumente an den Bedarf angepasst werden, um die zuständigen Behörden sowie umweltpolitischen Vertreter zu befähigen, Umweltveränderungen in der öffentlichen Diskussion klar darzustellen. Am Beispiel der Daten der ÖÜB sollen zeitliche und räumliche Diskrepanzen durch Auswahl geeigneter Indikatoren und Parameter gemildert werden. Der ökosystemare Charakter der Daten aus der Umweltbeobachtung mit seinen mehreren Zeitreihen muss berücksichtigt werden.

Wichtige Werkzeuge hierfür sind multivariate und geostatistische Verfahren, die an ausgewählten Beispielen erprobt und schließlich bei der Entwicklung von Entscheidungsbäumen (Decision Support Systems) für bestimmte Fragestellungen einfließen.

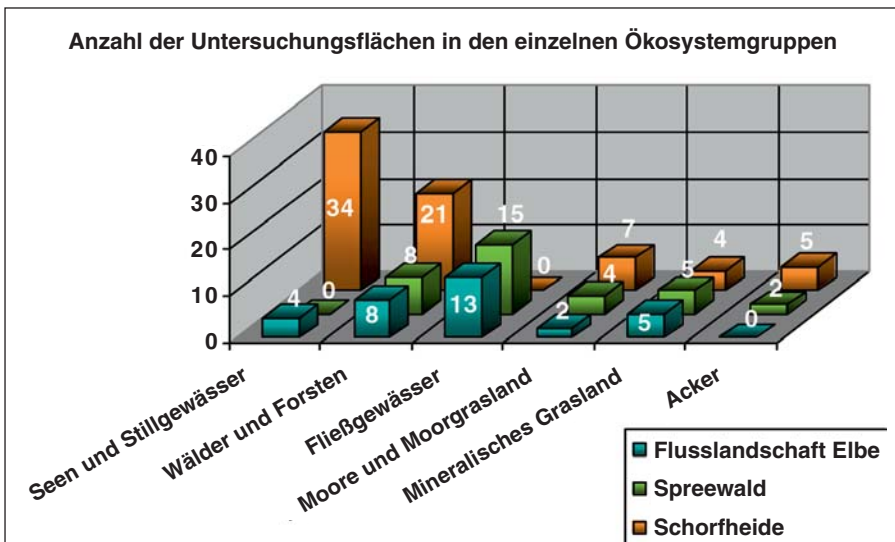
Zukünftig (ab 2008) werden – fußend auf der dreijährigen Berichterstellung – die Ergebnisse zur Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den „Berichten des Landesumweltamtes“ erscheinen.

Weiterführende Informationen:

LUTHARDT, V. 2005: Lebensräume im Wandel – Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖÜB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. Fachbeitr. Landesumweltamt Bbg. 94. 188 S.
LUTHARDT, V.; BRAUNER, O.; DREGER, F.; FRIEDRICH, S.; GARBE, H.; HIRSCH, A.-K.; KABUS, T.; KRÜGER, G.; MAUERSBERGER, H.; MEISEL, J.; SCHMIDT, D. †; TÄUSCHER, L.; VAHRSON, W.-G.; WITT, B. &; ZEIDLER, M. 2006: Methodenkatalog zum Monitoring - Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. 4. akt. Ausg., Selbstverl. FH-Eberswalde. Teil A 177 S.+ Anhang; Teil B 134 S.+ Anhang
http://www6.fh-eberswalde.de/lanu/3_wissenschaft/projekte/oeub/

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Vera Luthardt
Katrin Haggemüller
Susanne Friedrich
Oliver Brauner
Christian Hoffmann
Fachhochschule Eberswalde
Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz
Friedrich-Ebert-Straße 28
16225 Eberswalde



THOMAS SCHOKNECHT, FRANK ZIMMERMANN

Zum 40-jährigen Jubiläum zahlreicher Naturschutzgebiete in Brandenburg

Schlagwort: Naturschutzgebiete

In den 60er Jahren wurde in der DDR begonnen, ein System repräsentativer Naturschutzgebiete (NSG) einzurichten. Besondere Bedeutung wurde naturnahen Wäldern, aber auch Seen, Mooren und Gebieten mit hervorragender floristischer oder faunistischer Ausstattung und Funktion im Habitatverbund beigemessen. Im Jahr 1961 wurden zunächst 37 im heutigen Brandenburg liegende Naturschutzgebiete ausgewiesen. Mit der Anordnung Nr. 3 über Naturschutzgebiete vom 11. September 1967 des Vorsitzenden des Landwirtschaftsrates der DDR wurden in Durchführung des § 6 des Naturschutzgesetzes vom 4. August 1954 (GBl. S. 695) rund 200 neue Naturschutzgebiete festgesetzt, davon 46 in den damaligen brandenburgischen Bezirken.

Einen wesentlichen Vorschub für die Ausweisung dieser großen Zahl von Naturschutzgebieten gab die Gründung des Institutes für Landschaftsforschung und Naturschutz (ILN) in der damaligen Deutschen Akademie für Landwirtschaftswissenschaften der DDR mit mehreren Zweigstellen. So konnten Naturschutzgebiete systematisch nach biogeographischen Grundsätzen ausgewiesen werden (vgl. HILLE 1991). Ziel war es, auf der Grundlage der potenziell natürlichen Vegetation und den naturräumlichen Einheiten ein System von naturwissenschaftlich begründeten Naturschutzgebieten zu errichten.

Einige der 1967 ausgewiesenen Gebiete existieren heute nicht mehr als NSG, wie das „Hochmoor Stendenitz“, das in ein Flächen-Naturdenkmal umgewandelt wurde oder das NSG „Fischreiherkolonie“, deren Schutzstatus aufgehoben wurde. Eine ganze Reihe von Gebieten wurde im Laufe der Jahre vergrößert und umbenannt oder in neue Naturschutzgebiete integriert, 23 Gebiete existieren jedoch noch so, wie sie 1967 ausgewiesen wurden.

Waldnaturschutzgebiete

Einen ersten Schwerpunkt bei der Auswahl von Naturschutzgebieten bildeten naturnahe Waldgesellschaften. Die standörtliche Vielfalt der Brandenburgischen Bezirke sollte in einem Schutzgebietssystem mit naturnahen, der potenziell natürlichen Vegetation (PNV) möglichst nahekommenden Waldgebieten abgebildet werden (GROSSER et al. 1967). Hauptaugenmerk wurde damals auf die unterschiedliche Ausprägung von Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern gelegt. Daneben waren die Vorkommen eher azonaler Waldgesellschaften wie Erlen- und Eschen-Wälder oder Ulmenreicher Hangwälder ebenfalls ein Auswahlkriterium. Aber auch kleinflächige Besonderheiten wie die Vorpostenvorkommen von Fichte („Lausit-

NSG 1967	Veränderungen bis 2007
Beerenbusch	-
Buchwald	-
Euloer Bruch	-
Fischreiherkolonie	gelöscht
Fliegner Teich	Kienhorst/Köllnsee/Eichheide
Fresdorfer See	Nuthe-Nieplitz-Niederung
Friedersdorfer Tiergarten	-
Gartzter Schrey	Nationalpark Untere Oder
Gräninger See	-
Grenzberg	Oderhänge Mallnow
Große und Kleine Jahnberge	Jahnberge
Gülper See	-
Häsener Luch	-
Himmelreich-See	-
Hochmoor Stendenitz	Umwandlung in FND
Hohe Warte	-
Karinen	Lienewitz-Caputher Seen- und Feuchtgebietenkette
Krahner Busch	-
Kunsterspring	-
Marstallwiese	Großschauener Seenkette
Mergelluch	Finowtal - Pregnitzfließ
Mittelsee	Lehniner Mittelheide und Quellgebiet der Emster
Moor am Nordufer des Lubowsees	Lubowsee
Moos- oder Morstsee	Grumsiner Forst/Redernswalde
Oderberge	-
Pinnowsee	Kienhorst/Köllnsee/Eichheide
Planetal	-
Pontische Hänge	Oderhänge Mallnow
Prämer Berge	-
Priesterschlucht	-
Rabenluch	-
Rietzer See	erweitert 1978
Schadewitz	-
Schwarze Grube	-
Tauersche Eichen	Pinnower Läuche und Tauerische Eichen
Wanninchen	Neue Verordnung 1999
Wernsdorfer See	-
Wischsee	-
Wollberg und Oderbruchrand	Oderhänge Mallnow
Wummsee und Twernsee	-
Zeisigberg bei Wuuden	-



Abb. 1

Bach mit Quellflur im NSG Kunsterspring (18.4.2007)

Foto: T. Schoknecht



Abb. 2

Schuppenwurz (*Lathraea squamaria*) im Eichen-Hainbuchenwald des NSG Kunsterspring (18.4.2007)
Foto: T. Schoknecht

zer Tieflandfichte“) und Tanne im Südosten Brandenburgs wurden einbezogen. In diesem Kontext stehen die im heutigen Landkreis Elbe-Elster gelegenen Naturschutzgebiete „Buchwald“, „Friedersdorfer Tiergarten“ und „Hohe Warte“. Schwerpunkte bilden die isolierten ärmeren Buchenwälder der Niederlausitz mit Übergängen zum Kiefern-Buchenwald, Stieleichen-Hainbuchenwälder sowie Erlen-Eschen-Wälder.

Im NSG „Schwarze Grube“, im äußersten Südosten Brandenburgs an der Neiße gelegen, wird ein winterlindenreicher Stieleichen-Hainbuchenwald mit durch die Lage in der Neißenederung lokalklimatisch bedingten Vorkommen von Buche, Bergulme, Fichte und vereinzelt auch Weiß-Tanne geschützt. Das Gebiet bildet eine wichtige Ergänzung zum schon 1961 ausgewiesenen NSG „Zerna“ mit ähnlicher Ausstattung. Das Vorkommen des Auerhuhns im NSG „Hohe Warte“ muss heute als erloschen betrachtet werden (MÖCKEL 2005). Das Gebiet besitzt jedoch Eignung für künftige Wiederansiedlungsprojekte und beherbergt wertvolle und großflächige naturnahe Waldkomplexe.

Das NSG „Beerenbusch“ am Rande der Spreeniederung bei Fürstenwalde schützt einen Komplex von Niederungswaldgesellschaften vom Schwertlilien-Erlenbruchwald über Mädesüß-Erlen-Eschenwald, grundwassernahen und grundwasserferneren Stieleichen-Hainbuchenwald bis zum Traubeneichenmischwald. Ähnlich sind die Schutzziele des NSG „Krahner Busch“, das in der gleichen naturräumlichen Einheit, dem Baruther Urstromtal liegt. Hier geht es um den Erhalt von Schuppenwurz-

Stieleichen-Hainbuchenwald, Erlen-Eschenwald und Schwertlilien-Erlen-Bruchwald.

In Ostbrandenburg gibt es noch kleinere Relikte ehemals weit verbreiteter Kiefern-Traubeneichen-Wälder, deren Standorte heute weitestgehend durch Kiefernforste bedeckt sind. Das NSG „Tauersche Eichen“ schützt einen solchen gut ausgeprägten Rest naturnaher Bestockung.

Im Norden Brandenburgs wurden mit der Anordnung von 1967 das NSG „Wummsee und Twernsee“ zur Erhaltung und Wiederherstellung von naturnahen Traubeneichen-

Buchen-Kiefernwäldern und das NSG „Kunsterspring“ mit seinen Quellfluren und Quellwäldern sowie Schattenblumen-Eichen- und Perlgras-Eichen-Buchen-Waldgesellschaften ausgewiesen.

Im NSG „Gartzer Schrey“ im Unteren Oderthal waren Komplexe naturnaher Laubwaldgesellschaften aus Hainbuchen-Linden-, Schwalbenwurz-Eichen-, Buchen-Traubeneichen-, subkontinentalem Ulmenhangwald und in Senken Erlenbruch und Eschenwald ausschlaggebend für die Sicherung.

Moor- und Gewässerschutzgebiete

Ein zweiter Ausweisungsschwerpunkt lag auf Mooren, Fließgewässern und Seen mit teilweise besonderem avifaunistischen Aspekt. Bei dem NSG „Kunsterspring“ in der Ruppiner Schweiz stand neben den reich strukturierten Waldbereichen die Erhaltung und Pflege quell- und mäanderreichen Fließgewässer im Vordergrund. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Kochquelle am Oberlauf der Kunster, die den in Brandenburg sehr seltenen Typ einer Tümpelquelle repräsentiert. Nicht weniger bemerkenswert sind die für Tieflandverhältnisse stark schütenden, durch rückschreitende Erosion in die angrenzenden Hangbereiche entstandenen Quellkessel mit hervorragend ausgeprägten Sickerquellen.

Im NSG „Planetal“ im Hohen Fläming waren der naturnah mäandrierende Bachlauf höchster Wassergüte sowie die gut ausgeprägten Quell- und Gehängemoore an den Talflanken sowie das gleichzeitige Vorkommen submontan-montaner Komponenten der Tier- und Pflanzenwelt Grund für die Ausweisung.

Wummsee und Twernsee sind zwei Klarwasserseen an der Grenze Brandenburgs zu Mecklenburg/Strelitz mit sehr reicher Crustacea-Fauna. Das Gebiet hat zudem faunistische Bedeutung als Lebensraum von Fischadler, Seeadler, Kranich und Schellente.



Abb. 3

Der mesotrophe Wummsee gehört zu den saubersten Seen Brandenburgs (Juni 2004)

Foto: F. Zimmermann

Weitere Gebiete, die alle im westlichen und mittleren Brandenburg liegen, haben als Schutzziele eutrophe Seen, deren Verlandungsgesellschaften und vor allem die dort lebende Avifauna. Das NSG „Gräninger See“ ist mit seinen Krebscherenteppichen, Röhrichten und Großseggenrieden, Faulbaum-Weidengebüschen und Erlenbrüchen bedeutsamer Nahrungs- und Bruthabitat für zahlreiche existenzgefährdete Sumpf- und Wasservogelarten. Die wassergefüllten ehemaligen Mergelgruben im Gebiet „Fliegner Teich“ am Südwestende des Werbellin wurden seinerzeit vorrangig für den Biber gesichert. Die Nutzung des Gebietes durch den Biber ist heute einer hohen Fluktuation unterworfen. Angesichts der stabilen Biberpopulation im weiteren Umfeld und durch die Einbeziehung in das große NSG „Kienhorst/Köllnsee/Eichheide“ führt dieser Umstand aber nicht zu einer Entwertung des Gebietes.



Abb. 4

Mesotroph-saure Schwingmoorverlandung kennzeichnet die Randbereiche des Himmelreichsees (Juni 2000)

Foto: F. Zimmermann



Abb. 5

Frühjahrsaspekt am Grenzberg bei Libbenichen (NSG Oderhänge Mallnow) (29.4.2005)

Foto: F. Zimmermann



Abb. 6

Frühlings-Adonisröschen (*Adonis vernalis*) in den Oderbergen bei Lebus (30.3.2007)

Foto: F. Zimmermann

Im NSG „Wischsee“ bei Prennden wird ein eutropher Moorkomplex als Brut- Streif- und Jagdgebiet für Kranich Schwarzstorch, Graureiher und Mäusebussard erhalten.

Gülper See bei Rhinow und Rietzer See südöstlich von Brandenburg sind auch gegenwärtig noch zwei unserer hochwertigsten Vogelschutzgebiete. Mit ihren ausgedehnten Röhrichten beherbergen sie zahlreiche Schilfbrüterarten wie Große Rohrdommel, Blaukehlchen, Bartmeise, Rohrsänger und Schwirle. Darüber hinaus sind die nährstoffreichen Flachseen bedeutende Rastgebiete für durchziehende Entenarten, Saat- und Blässgänse.

Naturschutzgebiete der Trocken- und Halbtrockenrasen

Ein dritter Ausweisungsschwerpunkt lag auf Gebieten mit bedeutenden (sub)kontinental getönten Trocken- und Halbtrockenrasen an den Abhängen des Odertals sowie Vorpostenvorkommen im Havelland. Dazu gehört mit dem NSG „Oderberge“ eines der bedeutendsten Naturschutzgebiete Brandenburgs. Bereits 1921 war ein kleiner Teil der Oderberge unmittelbar am Stadtrand von Lebus unter der späteren Bezeichnung „Pontische Hänge von Lebus a. d. O.“ als Naturschutzgebiet ausgewiesen worden, womit es sich nach dem Plagefenn im heutigen Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, das bereits 1907 zunächst als Naturdenkmal unter Schutz gestellt wurde, um das zweitälteste Naturschutzobjekt Brandenburgs handelt (ZIMMERMANN & FASOLD 2001).

Bestandteil der Anordnung von 1967 waren auch weitere wichtige Trockenrasen-Schutzgebiete zwischen Lebus und Seelow. So wurden die „Priesterschlucht“ und der „Zeisberg bei Wuhden“ als eigenständige Naturschutzgebiete ausgewiesen. Die eben-

falls mit dieser Anordnung gesicherten NSG „Pontische Hänge“, „Grenzberg“ sowie „Wollberg und Oderbruchrand“ wurden mit weiteren wertvollen Flächen im Jahr 2003 im neuen NSG „Oderhänge Mallnow“ zusammengefasst.

Die genannten Schutzgebiete beherbergen die bedeutendsten Vorkommen xerothermer Steppen- und Halbtrockenrasenvegetation Brandenburgs. Dies drückt sich im gehäuften Vorkommen von Arten der kontinentalen und mediterran-kontinentalen Florengemeinschaften aus. Hierzu gehören neben dem Frühlings-Adonisröschen (*Adonis vernalis*) unter anderem Pflanzengras (*Stipa capillata*), Goldhaaraster (*Aster linosyris*) und Wiesen-Kuhschelle (*Pulsatilla pratensis* ssp. *nigricans*). Letztere hat im NSG Oderberge ihr derzeit größtes brandenburgisches Vorkommen. Die für den Schutz maßgeblichen Pflanzengesellschaften in den genannten Gebieten sind Haargras-Steppenrasen und der Adonisröschen-Fiederzwenkenrasen. Aber auch Sandtrockenrasen, thermophile Saumgesellschaften, wärmeliebende Gebüsche und Traubeneichen-Mischwälder kommen hier vor. Interessante Vergleiche zur Vegetationsentwicklung über 40 Jahre hinweg verdeutlichen, dass intensive Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für die Erhaltung der wertvollen Pflanzengesellschaften und der daran gebundenen Fauna erforderlich sind. Seit einigen Jahren erfolgt in diesen Gebieten wieder eine extensive Beweidung mit Schafen und Ziegen zur Simulation der historischen Nutzung und Zurückdrängung der aufgewachsenen Gebüsche.

Westliche Vorpostenvorkommen der kontinentalen Trocken- und Halbtrockenrasen im Havelland repräsentieren die NSG „Große und Kleine Jahnberge“ bei Pauli-

genaue und „Prämer Berge“ bei Friesack mit Reliktvorkommen der Wiesen-Kuhschelle.

Schutzgebiete nährstoffarmer Moore

Einen weiteren Unterschutzstellungsschwerpunkt bildeten Pflanzengesellschaften der nährstoffarmen, mesotroph-sauren und basenreichen Moore. Das NSG „Mittelsee“ bei Lehnin diente der Erhaltung eines kleinen, in Verlandung befindlichen Sees mit Schwimmblattgesellschaften und teilweise kalkliebender Flachmoorgesellschaften wie dem Binsenschneiden-Ried und der Gesellschaft der Armblütigen Sumpfbirse sowie der umgebenden Moorvegetation aus Steifseggen- und Fadenseggenried. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang das NSG „Himmelreichsee“ bei Zechlin mit bis in die heutige Zeit weitgehend intaktem Wasserhaushalt und sehr gut erhaltenen mesotrophen Schwingmoor-Verlandungszonen. Diese beherbergen verschiedene boreale Florenelemente, unter denen der Langblättrige Sonnentau (*Drosera anglica*) besonders hervorzuheben ist. Ähnlichen Charakter hat das heute in einem größeren Schutzgebiet aufgegangene NSG „Moos- oder Morstsee“ im Choriner Endmoränenbogen. Das später in ein FND umgewandelte „Hochmoor Stendenitz“ stellt eigentlich einen in mesotroph-saurer Verlandung begriffenen, ehemaligen Torfstich dar und weist auch derzeit partiell entsprechende Pflanzengesellschaften auf.

Andere ehemals sehr wertvolle Moorgebiete sind mittlerweile aufgrund von Entwässerung und anderen negativen Beeinträchtigungen stark in Mitleidenschaft gezogen worden. Das NSG „Rabenluch“ bei Biesenthal wird heute von stark entwässerten Relikten des Sumpfporst-Kiefernwaldes eingenommen. Auch das NSG „Karinchen“ bei Ferch hat seinen Charakter als halboffenes, mesotrophes Zwischenmoor

weitgehend verloren. Das NSG „Moor am Nordufer des Lubowsees“ zeichnete sich zur Zeit der Unterschutzstellung durch das Nebeneinander von Pflanzengesellschaften der mesotroph-sauren Moore und basiphilen Moorgesellschaften aus. Besonders bemerkenswert waren die heute dort nicht mehr existierenden Vorkommen der in Brandenburg akut vom Austerben bedrohten Weichwurz (*Hammarbya paludosa*) und des Glanzkrautes (*Liparis loeselii*). Letztgenannte Art hat hingegen in dem mittlerweile in das größere NSG „Finowtal-Pregnitzfließ“ integrierten ehemaligen NSG „Mergelluch“ noch einen recht guten Bestand. Das Gebiet zeichnet sich durch das gehäufte Vorkommen weiterer Gefäßpflanzen und Moose basen-/kalkreicher Moore aus. Das auf einer Seeabsenkungsterrasse gelegene, von Kalkmudde unterlagerte Moor ist jedoch einer rasanten Gehölzsukzession unterworfen und konnte nur dank kontinuierlicher und aufopferungsvoller ehrenamtlicher Pflegearbeiten bis heute erhalten werden. Ähnlichen Charakter hatte auch das heute in der Nuthe-Nieplitz-Niederung aufgegangene NSG „Fresdorfer See“. Floristische Raritäten wie Fettkraut (*Pinguicula vulgaris*) und Draht-Segge (*Carex diandra*) sind hier jedoch aufgrund von Entwässerung und fortgeschrittener Gehölzsukzession längst verschwunden.

Vorkommen seltener Kalkflachmoor-Vegetation und artenreicher Pfeifengraswiesen sowie eine bemerkenswerte Gewässervegetation mit Wassernuss (*Trapa natans*) und Krebschere (*Stratiotes aloides*) zeichneten auch das NSG „Wernsdorfer See“ aus. Aufgrund Nutzungsauffassung sind die Moor- und Wiesenbereiche jedoch heute überwiegend mit Erlen-Bruchwäldern bestockt. Auch die einst reichen Orchideenvorkommen am Ostufer im Grenzbereich zu aufgeschütteten basischen Kraftwerks-Aschen sind heute fast vollständig verschwunden.

Die Bedeutung als wichtiges Brutgebiet seltener Wasser- und Sumpfvögel blieb weitgehend erhalten.

Nicht zuletzt dienten alle mit der Sammellanordnung von 1967 unter Schutz gestellten Gebiete auch dem Schutz bestimmter Tier- und Pflanzenarten, auch wenn dies nicht immer ausdrücklich erwähnt wurde.

Rückblickend kann man die Unterschutzstellungen der 60er Jahre, denen jeweils eine wissenschaftlich begründete, systematische Auswahl zugrunde lag, als einen bedeutsamen Schritt in der Entwicklung des Naturschutzes sowohl hinsichtlich des Flächengewinnes als auch bezüglich der zielgerichteten Umsetzung fachlicher Vorgaben werten. Ähnliche Bedeutung erlangten in Brandenburg erst wieder die Ausweisungen der Großschutzgebiete Anfang der 90er Jahre und die Meldung der Gebiete für das Schutzgebietssystem „Natura 2000“ im Zuge der Umsetzung der beiden europäischen Naturschutzrichtlinien (FFH- und Vogelschutzrichtlinie).

Literatur

GROSSER, K. H.; FISCHER, W. & MANSIK, K.-H. 1967: Vegetationskundliche Grundlagen für die Erschließung und Pflege eines Systems von Waldreservaten. Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg. Beiheft 3. 38 S.

HILLE, M. 1991: Schutzgebiete und Flächensicherung in Brandenburg. Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 26: 41-47

MÖCKEL, R. 2005: Auerhuhn (*Tetrao urgallus*) in Brandenburg ausgestorben. Otis 13: 67-70

ZIMMERMANN, F. & FASOLD, G. 2001: Naturschutzgebiet Oderberge – 80 Jahre. Natursch. Landschaftspf. Bbg10 (4): 175-177

Anschrift der Verfasser:

Dr. Thomas Schoknecht

Dr. Frank Zimmermann

Landesumweltamt Brandenburg

Ref. Ö2 Natura 2000/Arten- und Biotop-schutz

Seeburger Chaussee 2

14476 Potsdam OT Groß Glienicke

GEDANKEN - IDEEN - ERGEBNISSE

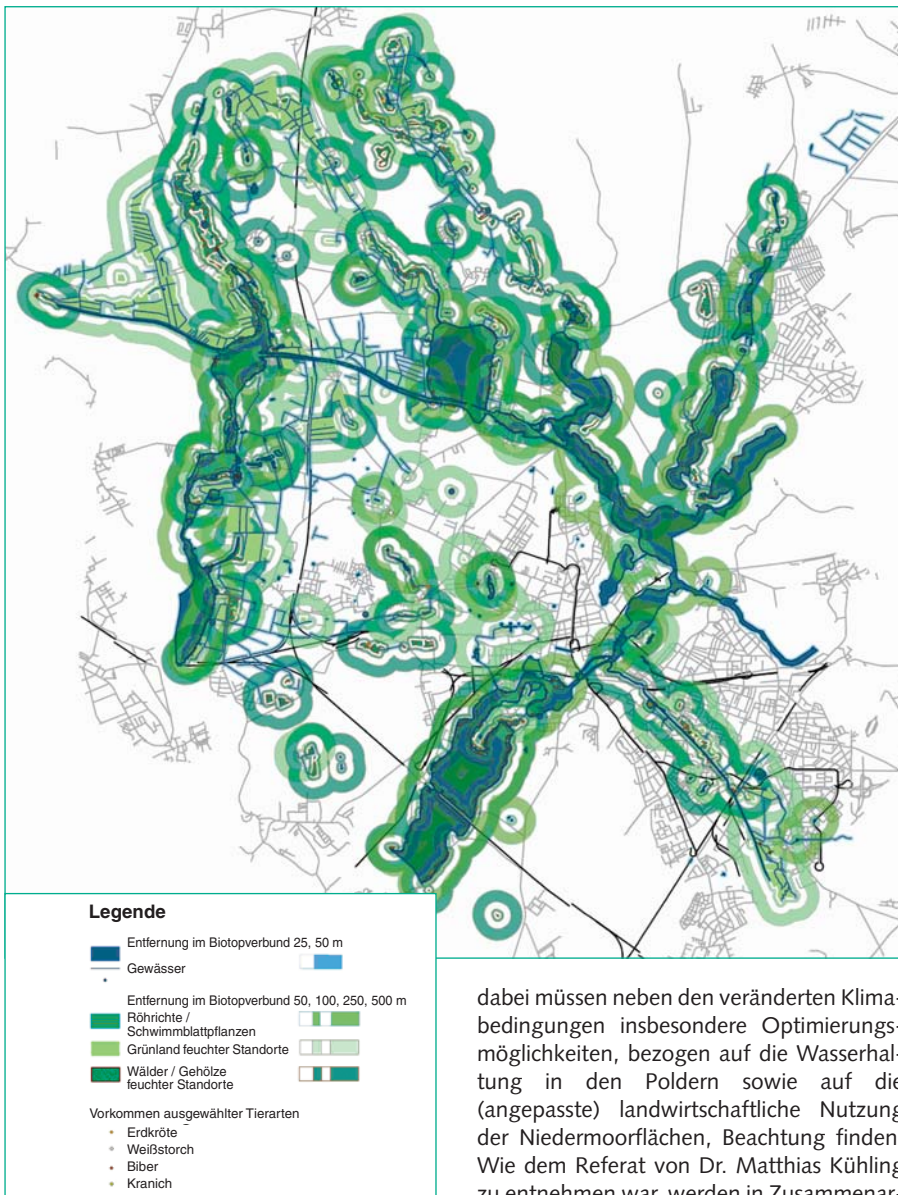
Potsdamer Naturschutztage – eine neue Diskussionsplattform zur Erörterung aktueller Naturschutzfragen in der Landeshauptstadt

Auf Anregung des Naturschutzbeirates bei der unteren Naturschutzbehörde der Landeshauptstadt Potsdam fand am 22. September 2007 im Haus der Natur in der Lindenstraße der 1. Potsdamer Naturschutztag statt. Die Veranstaltung, die von Oberbürgermeister Jann Jakobs eröffnet wurde, stand unter dem Motto „Havel-Silber – Wasser und Naturschutz in Potsdam“. Ziel des Naturschutztages war es, die besondere Verantwortung aller Akteure im Potsdamer Stadtgebiet für den Erhalt und die Entwicklung des Lebensraumes Wasser zu verdeutlichen. Dabei fanden die hochkarätigen Vorträge ortskundiger Fachleute am Vormittag reges Interesse, was sich in den an-

schließenden Diskussionen zeigte. Das Eingangreferat hielt Dr. Frank Zimmermann vom Landesumweltamt Brandenburg zur Einordnung der Potsdamer Gewässer und Feuchtgebiete in den landesweiten und europäischen Kontext. Im Vordergrund stand dabei die anschauliche Darstellung der für eine Großstadt ansehnlichen FFH-relevanten Feuchtgebietskulisse zwischen Ferbitzer Bruch im Norden und Golmer Luch im Südwesten der Stadt. Nachmittags bot sich den Teilnehmern der Veranstaltung die Möglichkeit, eine thematische Führung im Naturkundemuseum Potsdam mit Rundgang durch das Aquarium zu besuchen.

Im Ergebnis der Veranstaltung lassen sich für die weitere Naturschutzarbeit in Potsdam bezogen auf das Thema Wasser folgende prioritären Zielstellungen identifizieren:

Einerseits geht es um die Sicherung und Entwicklung der Biotopverbundstrukturen im aquatischen Bereich; hier gibt es bereits ein richtungweisendes Gewässerrenaturierungsprojekt in den Drewitzer Nuthewiesen, bei dem es gelang, der kanalisierten Nuthe einen naturnahen Bypass zu legen, wie dies Dipl.-Ing. Wolfgang Linder in seinem reich bebilderten Vortrag eindrucksvoll belegen konnte. Andererseits bedürfen die verstärkt zur Degradierung neigenden Niedermoorstandorte einer besonderen Zuwendung;



dabei müssen neben den veränderten Klimabedingungen insbesondere Optimierungsmöglichkeiten, bezogen auf die Wasserhaltung in den Poldern sowie auf die (angepasste) landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoorflächen, Beachtung finden. Wie dem Referat von Dr. Matthias Kühling zu entnehmen war, werden in Zusammenar-

beit mit dem zuständigen Wasser- und Bodenverband und der Universität Potsdam hinsichtlich der Niedermoorflächen westlich der Wublitz im Ortsteil Uetz-Paaren bereits entsprechende Anstrengungen zum Abgleich der landwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Interessen auf der Grundlage wissenschaftlich fundierter Untersuchungen unternommen. Diesen Weg gilt es – auch vor dem Hintergrund der klimarelevanten CO₂-Bindung organogener Böden – konsequent für alle Niedermoorflächen im Stadtgebiet zu beschreiten.

Bei der Auswertung des 1. Potsdamer Naturschutztages zeigten sich alle Beteiligten sehr zufrieden über den Verlauf und das positive Echo der Veranstaltung. Dr. Rüdiger Knösche, stellvertretender Vorsitzender des Naturschutzbeirates, der in seinem Fachvortrag das „Tafelsilber“ des Naturschutzes, bezogen auf die Gewässer und Feuchtgebiete im Potsdamer Stadtgebiet, näher darstellte, äußerte den Wunsch nach einer regelmäßigen Durchführung von Naturschutztagen als Plattform für die Diskussion aktueller, das Stadtgebiet betreffender naturschutzfachlicher Fragen. Die Verwaltung begrüßt die Etablierung eines solchen Forums ausdrücklich und wird dies fördern. Vorerst wird ein jährlicher Turnus angestrebt, wobei der Naturschutztag neben anspruchsvollen Fachvorträgen und Diskussionen stets auch eine breitenwirksame Rahmenveranstaltung beinhalten soll.

Anschrift des Verfassers:

Bernhard Kneiding
Stadtverwaltung Potsdam
Bereich Umwelt und Natur
14461 Potsdam
Tel.: 0331/289-2857
Fax: 0331/289-2852
bernhard.kneiding@rathaus.potsdam.de

JUBILÄUM



Carl von Linné – 300 Jahre

In diesem Jahr jährte sich zum 300. Male der Geburtstag Carls von Linné. Er wurde am 23. Mai in Råshult in der südschwedischen Provinz Småland geboren und starb am 10. Januar 1778 in Uppsala. Bereits während seines Studiums, er studierte Medizin in Lund und Uppsala, ging er 1732 auf eine Expedition nach Lappland. Im Jahr 1734 folgte eine Expedition in die mittelschwedische Provinz Dalarna. Im Verlaufe seines Lebens arbeitet er als Arzt in Stockholm und als Professor für Medizin an der Universität Uppsala. Seine wissenschaftlichen Leistungen umfassten nicht nur die unmittelbaren Forschungen auf zoologischem, botanischem und mineralogischem Gebiet, sondern er war auch Gründer und

erster Präsident der Königlichen Schwedischen Akademie der Wissenschaften. Zahlreiche Expeditionen führten ihn in verschiedene schwedische Provinzen. Um klimatische Ansprüche von Pflanzen und ihre Kulturbedingungen zu analysieren ließ Linné ein Thermometer bauen, für das er die Celsius-Skala umkehrte, indem er in der uns heute geläufigen Art den Siedepunkt des Wassers mit 100 und den Gefrierpunkt mit 0 Grad festlegte. 1757 wurde Linné wegen seiner Verdienste um die schwedischen Wissenschaften vom König geadelt (TIBELL 2006). Der Gattungsname des Moosglöckchens (*Linnaea borealis* L.) wurde von Jan Frederik Gronovius einem Freund Linnés vergeben. Das Epitheton vergab Linné selbst (<http://de.wikipedia.org/wiki/Moosgl%C3%B6ckchen>). Sein ausgeprägtes Selbst- und Geltungsbewusstsein findet sich aber besonders in dem Ausspruch „Gott erschuf – Linnaeus ordnete“ wieder. (TIBELL 2006)

Schon 1735 veröffentlichte er die erste Auflage von „Systema naturae“ mit einer Beschreibung ihm bekannter Tier- und Pflanzenarten. Mit diesem Werk legte er die Grundlagen der modernen Einteilung der Natur in Reiche, Stämme, Klassen, Ordnungen, Gattungen und Arten. In der 10. Auflage dieses Werkes (1758) wendete er konsequent das Prinzip der binären Nomenklatur auch für Tierarten an, das er mit „Spezies Plantarum“ schon 1753 in die Botanik eingeführt hatte (http://de.wikipedia.org/wiki/Systema_Naturae). Die Sumpf-Weichorchis z. B. wurde 1753 von Linné als *Ophrys paludosa* beschrieben. Im Jahr 1891 stellte R. Kuntze die Art in die von ihm nach Linnés Sommersitz Hammarby benannte Gattung Hammarbya (<http://de.wikipedia.org/wiki/Sumpf-Weichorchis>). Linné wurde in gewisser Weise auch Opfer seines Systems, als er die Honigbiene fälschlicherweise zuerst als *Apis mellifera* („die

Honigsammlerin“) benannte. Als er später bemerkte, dass die Biene ja nicht Honig, sondern Nektar sammelt, benannte er sie in *A. mellifica* um. Systematiker haben später, den strengen Regeln der Nomenklatur folgend, diesen Namen als nicht gültig erklärt, so dass der ursprüngliche, wenn auch biologisch nicht ganz korrekt Name, weiterhin bestehen bleibt.

Systematik und Nomenklatur sind die Grundlagen um überhaupt eine allgemein verständliche, reproduzierbare Beschreibung und Inventarisierung der Natur durchzuführen. Nur wenn alle das gleiche Ding beim

gleichen Namen nennen, ist erst Erfahrungsaustausch und die Akkumulation von Wissen möglich.

Mit der binären Nomenklatur wurden die aus vielen beschreibenden Worten bestehenden Namen deutlich vereinfacht und somit wissenschaftliche Artenkenntnis erleichtert und einem breiten Interessentenkreis zugänglich gemacht. Nur was man kennt, kann man auch wertschätzen und schützen. Mit der Schaffung dieser Grundlagen war Linné zweifellos ein früher Wegbereiter des Naturschutzes, wenngleich in seiner Epoche das Entdecken, Beschreiben, Systematisieren

und Prüfen auf Nutzbarkeit im Vordergrund naturwissenschaftlicher Forschung stand.

Literatur

TIBELL, G. 2006: <http://www.linnaeus.uu.se/online>. UPPSALA UNIVERSITET, Box 256, 751 05 Uppsala <http://de.wikipedia.org/wiki/Moosgl%C3%B6ckchen>, 2007 http://de.wikipedia.org/wiki/Systema_Naturae, 2007 <http://de.wikipedia.org/wiki/Sumpf-Weichorchis>, 2007

Dr. Thomas Schoknecht

RECHTS- UND VERWALTUNGSVORSCHRIFTEN

Verordnungen

- Verordnung zur Änderung der Verordnung über das Naturschutzgebiet „Jackel“ vom 18. September 2007 Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil II - Nr. 21, S. 422
- Verordnung zur Übertragung der Befugnis für den Erlass von Rechtsverordnungen zur Festsetzung von Naturschutzgebieten und Landschaftsschutzgebieten vom 26. September 2007 Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil II - Nr. 21, S. 425

KLEINE MITTEILUNGEN

Anschluss eines Altarms bei Sieverslake an die Müggelspree



Am 4. Oktober 2007 wurde im Beisein von Brandenburgs Agrar- und Umweltminister Dietmar Woidke, dem Präsidenten des Landesumweltamtes

Pof. Dr. Matthias Freude sowie Oder-Spree-Landrat Manfred Zalenga der zweite Altarm der Müggelspree angeschlossen.

Im April 2005 erfolgte der erste Spatenstich zur Renaturierung der Müggelspree. Mit der Verbindung des Mäanders Mönchwinkel I mit einer Länge von 760 Metern mit der Müggelspree wurde ein erster Anschluss im August 2005 realisiert. Bereits zwei Jahre nach Anschluss des ersten Altarms hat sich die Kleine Flussmuschel, eine sehr seltene und auf eine hohe Gewässerqualität angewiesene Tierart, wieder eingefunden.

Mit dem Altarm Stäbchen/Sieverslake bekommt nun der zweite Altarm einen Anschluss zur Müggelspree. Bei einer Mäanderlänge von 460 Metern verlängert sich die Fließstrecke der Müggelspree nun nochmals um 300 Meter.

Die Spree ist einer der bedeutsamsten Gewässerlebensräume im Land Brandenburg. Sie wurde jedoch im Laufe der Zeit durch den Menschen stark verändert und mit zunehmender Verbauung von einer Natur- zur Kulturlandschaft. Auch die Abtrennung von Altarmen der Müggelspree wirkte sich negativ auf den Fluss und die ihn bewohnenden Tiere und Pflanzen aus. Wertvolle Lebensräume wurden beeinträchtigt. Die Selbstreinigungskraft des Gewässers ging zurück, und das Wasser floss schneller aus der Landschaft ab. Die Situation verschärfte sich auch

deshalb, weil immer weniger Wasser aus den Braunkohletagebauen der Lausitz kommt. In trockenen Sommern, die in jüngster Zeit häufiger zu beobachten waren, fließt die Spree kaum noch.

Das Landesumweltamt hat deshalb 2004 einen „Masterplan Spree“ aufgelegt, um diese Zustände zu verbessern. Der Masterplan bildet für das Land Brandenburg auch einen wesentlichen Baustein zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Das Programm wird nach und nach abgearbeitet und entscheidend aus Ersatzzahlungen unterstützt, die der Naturschutzfonds Brandenburg zweckgebunden bereitstellt. Die Gewässer sollen bis 2015 wieder in einen guten Zustand gebracht werden.

Im Auftrag des Landes Brandenburg bereitet der Wasser- und Landschaftspflegeverband „Untere Spree“ die Maßnahmen zum naturnahen Rückbau der Müggelspree vor und koordiniert deren Umsetzung. Neben dem Rückbau von Uferbefestigungen hat der Wiederanschluss von abgetrennten Mäandern die höchste Priorität an der Müggelspree.

MLUV

EU-Kommission bestätigt Fahrplan für die Entwicklung der Ländlichen Räume Brandenburgs 2007-2013



Die Europäische Kommission hat den Entwicklungsplan für den ländlichen Raum Brandenburgs und Berlins gebilligt. Mit dem

Entwicklungsplan stehen für Brandenburg und Berlin in den kommenden sieben Jahren knapp 1,34 Milliarden Euro für die Entwicklung des ländlichen Raumes zur Verfügung. Die EU wird sich mit ca. 1 Milliarde Euro daran beteiligen. Das EU-Geld wird über den ELER, den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung der Ländlichen Räume, bereitgestellt.

Der Entwicklungsplan legt die Förderschwerpunkte in den Bereichen „Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der Land- und Forstwirtschaft“, „Verbesserung der Umwelt- und der Landwirtschaft“, Lebensqualität im ländlichen Raum und Diversifizierung der ländlichen Wirtschaft“ sowie für „Lokale Entwicklungsstrategien im Rahmen von LEADER“ bis zum Jahr 2013 fest.

ELER-Programme, die für den Naturschutz besonders interessant sind, sind beispielsweise das Kulturlandschaftsprogramm, die Zahlungen im Rahmen von Natura 2000 oder Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des natürlichen Erbes.

Grundlage für die Förderung sind Förderrichtlinien, die derzeit im Agrar- und Umweltministerium erarbeitet werden.

Am 11. September veranstaltete das Agrar- und Umweltministerium in Neu Seddin eine Auftaktveranstaltung mit allen Akteuren, die den Entwicklungsplan in den kommenden Jahren umsetzen sollen.

D. Klughardt, MLUV, Referat 45

Tauchsport und Naturschutz

Am 17. September 2007 fand in der Landeslehrstätte Lebus die Tagung „Tauchsport und Naturschutz in Brandenburg – Auswirkungen des Tauchens

