Landesamt für Landwirtschaft,
Umwelt und ländliche Räume
Schleswig-Holstein

Schutz und Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte

Ein Leitfaden für die Praxis

Universität Hamburg
DER FORSCHUNG | DER LEHRE | DER BILDUNG

Limnologische Station

Herausgeber:
Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt
und ländliche Räume des Landes
Schleswig-Holstein (LLUR)
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Tel.: 0 43 47 / 704-0
www.llur.schleswig-holstein.de

Ansprechpartnerin:
Gudrun Plambeck, Tel. 0 43 47 / 704-429
gudrun.plambeck@llur.landsh.de

AutorInnen:
Bettina Holsten, Wiebke Schoenberg & Kai Jensen
Universität Hamburg, Biozentrum Klein Flottbek
Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg

Das Projekt wurde gefördert durch:

Gefördert durch die
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DBU
Deutsche Bundesstiftung Umwelt

LEADER+

KSS

Titel (Fotoautor):
großes Foto: Schilfrispe (W. Schoenberg)
kleine Fotos: oben: Fraßschäden in der nicht eingezäunten
Fläche am Dieksee (G. Plambeck, LLUR)
Mitte: Graugänse (B. Holsten)
unten: Schilfanpflanzung im Plöner See (W. Schoenberg)

wenn nicht anders angegeben, Graphiken
und Fotos im Innenteil von den AutorInnen

Herstellung: hansadruck, Kiel

Dezember 2011

ISBN: 978-3-937937-55-7

Schriftenreihe: LLUR SH – Gewässer; D 23

Diese Broschüre wurde auf
Recyclingpapier hergestellt.

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der schleswig-holsteinischen Landesregierung herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Personen, die Wahlwerbung oder Wahlhilfe betreiben, im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zu Gunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Die Landesregierung im Internet:
www.landesregierung.schleswig-holstein.de

Inhalt

Vorwort 5

Zielsetzung des Leitfadens 6

Teil I: Ökologie der Schilfröhrichte 7

1. Vorkommen und vegetationsökologische Merkmale von Röhrichten 7

2. Funktionen von Schilfröhrichten 10

3. Röhrichtrückgang: Ausmaß und Ursachen 12

3.1 Röhrichtrückgang in Mitteleuropa 12

3.2 Rückgangsursachen 12
3.2.1 Wasserstandsregulierung 12
3.2.2 Beweidung durch Wild- und Haustiere 13
3.2.3 Eutrophierung 15
3.2.4 Beschattung 16
3.2.5 Mechanische Belastung 16
3.2.6 Direkte Zerstörung durch verschiedene Ufernutzungen 18

Teil II: Schutz und Entwicklung von Schilfröhrichten 19

4. Erfassung von Röhrichtrückgängen 19

4.1 Erfassung (historischer) raum-zeitlicher Veränderungen: Luftbildauswertung 19

4.2 Erfassung der aktuellen Röhrichtvorkommen: Seeuferkartierung 19

4.3 Erfassung der Vitalität der Röhrichte: Röhrichtstruktur 20

5. Eingrenzung von Rückgangsursachen 22

6. Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung der Schilfröhrichte 26

6.1 Maßnahmen zum Schutz vor Wasservogelfraß 26

6.2 Maßnahmen zur Reduktion der mechanischen Belastung 29

7. Methoden zur Neuansiedlung von Schilf 33
7.1 Ermittlung der Standorteigenschaften 33
7.2 Standortoptimierungen 34
7.3 Pflanzmaterial 36
8. Einordnung in bestehende Naturschutzgesetzgebung 39
9. Kontakte/andere Projekte 41
10. Glossar 42
11. Literatur 43

Vorwort

Liebe Leserinnen und Leser,

Seen sind wesentliche Elemente der schleswig-holsteinischen Landschaft. Sie erfüllen wichtige Funktionen im Wasser- und damit auch im Naturhaushalt. Für viele Tiere und Pflanzen sind sie Lebensraum mit großer ökologischer Bedeutung. Eine unserer zentralen Aufgaben, vor allem im Rahmen der Umsetzung der Anforderungen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie, ist die Qualitätsverbesserung der Seen. Ziel ist, möglichst viele unserer Seen in den „guten ökologischen Zustand" zu bringen.

Der Rückgang der Röhrichte ist eine auffällige Entwicklung an einigen Seeufern des Landes, insbesondere an den Seen der Holsteinischen Schweiz. Hier ist mit einem durchschnittlichen Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte zwischen 1950 und 2006 um knapp 80% im mitteleuropäischen Vergleich ein außergewöhnlich hoher Verlust von Röhrichtflächen zu verzeichnen. Besonders ausgeprägt ist im genannten Zeitraum der Rückgang der aquatischen Schilfbestände mit 98% am Großen Plöner See.

Insofern haben wir es sehr begrüßt, dass aus dem Kreis Plön in Zusammenarbeit mit dem Kreis Ostholstein der Anstoß zu einer Untersuchung zu den Ursachen des Schilfrückgangs kam und hier fachliche Grundlagen für geeignete Maßnahmen zur Abhilfe gelegt werden konnten. Dank der Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und der Unterstützung aus der Region durch LEADER+-Mittel konnte dies Projekt vom Biozentrum der Universität Hamburg in den Jahren 2005 - 2010 durchgeführt werden – und so haben auch wir gern unseren fachlichen und finanziellen Beitrag dort eingebracht. Nicht unerwähnt bleiben sollen die weiteren Unterstützer – die Klara-Samariter-Stiftung und die Marius-Böger-Stiftung aus Plön – deren Engagement zeigt, dass dieses Projekt regionale und lokale Unterstützung findet.

Die teils auch in unserem Haus kontrovers diskutierten Ergebnisse des Projektes weisen verschiedene Faktoren als potentielle Rückgangsfaktoren aus. Die hier vorgeschlagenen Maßnahmen sind aus der Sicht entwickelt worden, das Schilf optimal zu schützen. Jeder See ist dabei mit seinem Belastungsmuster und Schutzpotenzial individuell zu betrachten. Die Veröffentlichung dieses Leitfadens soll deshalb als ein fachlich fundierter Impuls verstanden werden, der sich der Diskussion mit anderen Schutzgütern in diesem Bereich stellen soll und will.

Wolfgang Vogel
Direktor des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

Zielsetzung des Leitfadens

Der vorliegende Leitfaden ist im Rahmen des vornehmlich von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Leader+ und dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) Schleswig-Holstein geförderten Projektes „Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz“ erarbeitet worden. Im Verlauf des so genannten Schilf-Projektes wurden umfangreiche Untersuchungen zu historischen und aktuellen Ursachen des Rückgangs der aquatischen Röhrichte im Flachwasserbereich der Stillgewässer durchgeführt. Zielsetzung des Projektes war darüber hinaus die wissenschaftlich begleitete Erprobung von Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung von Schilfröhrichten an Gewässerufern. Die Ergebnisse der Projektarbeit wurden in mehreren Gutachten zusammengefasst und sind über das Internet verfügbar (www.umweltdaten.landsh.de/biblio/php/index.htm, www.dbu.de).

Das Phänomen des Schilfrückgangs tritt in weiten Teilen Mitteleuropas auf und war bereits Gegenstand einer Vielzahl von Untersuchungen (z.B. Clevering 1998, Fogli et al. 2002, Stadt-Wald-Fluss 2000, Ostendorp 1989, Iseli 1987, Grosser 1997), deren Ergebnisse jedoch lediglich in Einzelfällen die Ursachen der Röhrichtverluste beschreiben konnten. Trotz der vielfach ungeklärten Frage nach dem Auslöser des Schilfrückganges ist in verschiedenen Projekten eine Wiederansiedlung von Schilf erfolgreich umgesetzt worden. In dem vorliegenden Leitfaden sind neben Erfahrungen und Ergebnissen der eigenen Projektarbeit auch Ergebnisse weiterer Projekte in Deutschland, der Schweiz und aus England zusammengefasst worden. Ziel des Leitfadens ist es, alle praxisrelevanten Erkenntnisse zum Thema Röhrichtschutz zu bündeln und in kurzer, griffiger Form so aufzubereiten, dass Behörden, Kommunen, Planern und Seeanrainern ein rasches Vorgehen bei der Eingrenzung möglicher Ursachen für den Röhrichtrückgang sowie bei der Ableitung individuell geeigneter Handlungsoptionen ermöglicht wird.

Die in diesem Leitfaden vorgestellten Methoden zur Erfassung der (historischen) Entwicklung der Schilfröhrichte haben allgemeine Gültigkeit. Die Empfehlungen zum Schutz und zur Entwicklung der Röhrichte hingegen gelten vorrangig für Stillgewässer des norddeutschen Tieflandes – eine Übertragung auf Gewässer der Mittelgebirge und des voralpinen Raumes ist nur eingeschränkt möglich, da sich diese Gewässer im hydrologischen Regime und den trophischen[1] Bedingungen oft deutlich von Gewässern des Flachlandes unterscheiden.

Für die im Folgenden erläuterten Gefährdungen und Schutzmaßnahmen werden die Schilfröhrichte anhand ihres Standortes unterschieden. Hierzu wird als wesentlicher Standortfaktor für die Ausprägung der Schilfröhrichte das hydrologische Regime herangezogen. Somit wird im Folgenden zwischen terrestrischen und aquatischen Beständen unterschieden, wobei **nur die aquatischen Schilfröhrichte** Gegenstand der hier beschriebenen Rückgangsursachen und Schutzmaßnahmen sind. Die Entwicklung terrestrischer und aquatischer Röhrichtbestände in Mitteleuropa verläuft derzeit gegensätzlich und wird naturschutzfachlich entsprechend unterschiedlich bewertet: Während die Ausbreitung von Schilf im feuchten Grünland an vielen Standorten nicht selten als Problem angesehen wird, ist der Rückgang der wasserständigen Schilfbestände an Seeufern vielfach Anlass für Schutzmaßnahmen geworden. Dabei stehen Erhalt und Entwicklung eines Lebensraums, der an den durch zahlreiche gesetzliche Bestimmungen geschützten Gewässerufern (s. Kap. 8) wichtige (ökologische) Funktionen übernimmt, im Vordergrund. Aus Sicht des Artenschutzes ist das weltweit verbreitete Schilf (*Phragmites australis*) als nicht gefährdet einzustufen.

Abbildung 1: Auch im Winter hat das Schilf seinen ästhetischen Reiz. (Foto: C. Burggraf)

1 Die blau hervorgehobenen Begriffe werden im Kapitel 10 Glossar erklärt

Teil I: Ökologie der Schilfröhrichte

1. Vorkommen und vegetationsökologische Merkmale von Röhrichten

Als Röhrichte werden ganz allgemein im oder am Wasser stehende Pflanzenbestände bezeichnet, die von Süß- oder Sauergräsern geprägt sind. Sie wurzeln im wasserdurchtränkten, meist sauerstoffarmen Substrat und gewährleisten die Sauerstoffversorgung der unterirdischen Organe durch ein Aerenchym. Röhrichte treten nicht nur an Gewässerufern auf, sie können auch auf Landflächen mit einer wasserstauenden Schicht im Untergrund vorkommen, wo dann ähnliche Bodenverhältnisse herrschen. Auf diesen extremen Standorten gibt es nur wenige an die genannten Bedingungen angepasste Pflanzenarten. Werden die Standorte dagegen trockener, verdrängen andere Arten die Röhrichte. Häufig kommt es zur Ansiedlung von Gehölzen, z.B. Weiden (*Salix* spec.) und Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*). Auch verschiedene Arten der Hochstaudenfluren wie z.B. Brennnessel (*Urtica dioica*), Weidenröschen (*Epilobium* spec.) und Zaunwinde (*Calystegia sepium*) treten auf trockeneren Standorten in Konkurrenz zu den Röhrichtarten (Ellenberg 1996).

In Mitteleuropa sind Röhrichte wesentlicher Bestandteil der natürlichen Vegetationszonierung an Gewässerufern. Die Ausdehnung der röhrichtbestandenen Fläche hängt dabei von der Ufermorphologie und von der Wasserstandsführung ab. Da Röhrichte vor allem im Bereich zwischen mittlerem Hochwasser- und mittlerem Niedrigwasserstand eines Gewässers vorkommen, bestimmt die Schwankungsamplitude der Wasserstände eines Sees maßgeblich die Ausdehnung der Röhrichte. Während wasserseitig die Ausbreitung des Röhrichts durch zunehmenden Stress in größeren Wassertiefen limitiert ist (Weisner & Graneli 1989), wird die landwärtige Ausbreitung durch Konkurrenz mit den Pflanzenarten trockenerer Standorte eingeschränkt (Abbildung 2)

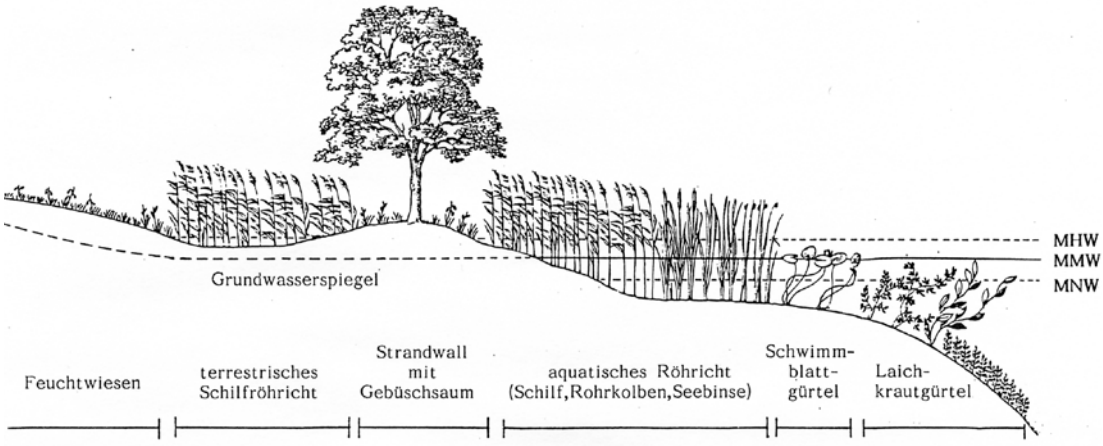

Abbildung 2: Vegetationsabfolge der Uferzone eines eutrophen Sees (schematisch); MMW, MNW, MHW – mittleres Mittel-, Niedrig- bzw. Hochwasser (Ostendorp 1993).

Für den **wesentlichen Röhrichtbildner Schilf** (Abbildung 3 A und B) wird als wissenschaftlicher Name neben der aktuellen Bezeichnung *Phragmites australis* häufig das Synonym *Phragmites communis* verwendet. Die Pflanze wird meist nicht höher als 3 m und ist durch einen Haarkranz an der Blattbasis (Abbildung 3 C) sowie meist einseitig überhängende Blütenstände von anderen Röhrichtarten zu unterscheiden.

Das mehrjährige Schilf wächst weltweit zwischen dem 10-ten und 70-ten Breitengrad. Es besiedelt eine Vielzahl von feuchten oder staunassen Standorten an Land und im flachen Wasser. Neben Feuchtwiesen und Mooren kommt es in Bruch- und Auenwäldern sowie an Ufern von Gewässern vor.

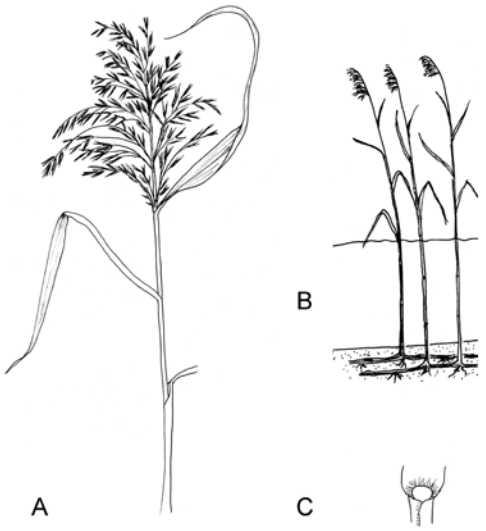

Abbildung 3: Schilf, (A) Detailansicht, (B) ganze Pflanze, (C) Haarkranz.

Im flachen Wasser liegt die maximale Besiedlungstiefe meist bei 1,2 - 2 m, in Ausnahmen aber auch noch darüber. Insgesamt sind die Pflanzen tolerant in Bezug auf Wasser- und Nährstoffversorgung, den pH-Wert des Substrates, Salzgehalte sowie Temperaturschwankungen. Neben Mineralbodenstandorten werden auch organische Böden von Schilf besiedelt. Dichte aquatische Schilfröhrichte findet man zumeist auf Standorten mit guter Nährstoffversorgung, während sich in nährstoffarmen Gewässern nur schüttere Bestände ausbilden.

Schilf kann sich durch Samen oder unterirdische Sprossachsen, so genannte Rhizome fortpflanzen, wobei die Rhizome waagerecht oder senkrecht durch die Sedimente wachsen können. In Deutschland beginnen die Schilfhalme im April aus Knospen der Rhizome auszuwachsen, die im vorhergehenden Herbst angelegt wurden. Im August erscheinen dann die Blütenstände, in denen die Bestäubung durch Wind erfolgt. Bis zum November werden in den Blütenständen Samen gebildet, die nach einer winterlichen Kälteperiode im nächsten Frühjahr auf trockenfallenden Uferbänken keimen können. Recht große Schilfbestände können auf eine einzige Samenkeimung zurückgehen, die stets auf nicht vom Wasser überstauten, jedoch durchfeuchtetem Substrat stattfindet. Längere Überschwemmungen direkt nach der Samenkeimung werden von den Keimlingen nicht überstanden. Da die Schilfblätter unter Wasser keine Photosynthese betreiben können und bei längeren Überflutungen absterben, müssen wasserständige Schilfhalme unter Verbrauch von Reservestoffeinlagerungen rasch die Wasseroberfläche erreichen. Die während der Vegetationsperiode gebildeten Halme sterben im Winter ab. In Stängeln und Blättern gespeicherte Reservestoffe werden zuvor in die Rhizome verlagert. Die Althalme können noch bis zu zwei Jahren erhalten bleiben, sofern sie nicht durch mechanische Störung oder Mahd entfernt werden, und tragen zur Belüftung unterirdischer Pflanzenteile bei.

Auch Rohrkolben, Teichbinse, Wasserschwaden und Rohrglanzgras können im tieferen Wasser und auf grundwassernahen Standorten dichte Bestände bilden. Die neben dem Schilf wichtigsten Röhrichtbildner werden im Folgenden kurz vorgestellt.

Rohrkolben

Zwei unterschiedliche Rohrkolbenarten treten in Deutschland in größeren Dominanzbeständen an Seeufern auf: Der **Breitblättrige Rohrkolben** (*Thypha latifolia*, Abbildung 4 A und B) und der **Schmalblättrige Rohrkolben** (*Typha angustifolia*, Abbildung 5 C und D). Neben der Breite der Blätter unterscheiden sich die Arten auch in ihren Blütenständen. Der obere männliche Kolbenabschnitt sitzt beim Breitblättrigen Rohrkolben dicht über dem weiblichen Kolbenteil, beim Schmalblättrigen Rohrkolben befindet sich hier ein 1,5 - 9 cm langer blütenloser Achsenabschnitt.

Beide Rohrkolbenarten verjüngen sich sehr viel erfolgreicher als Schilf durch Samen und können beim Freifallen von Schlammbänken dichte Rasen bilden (Ellenberg 1996).

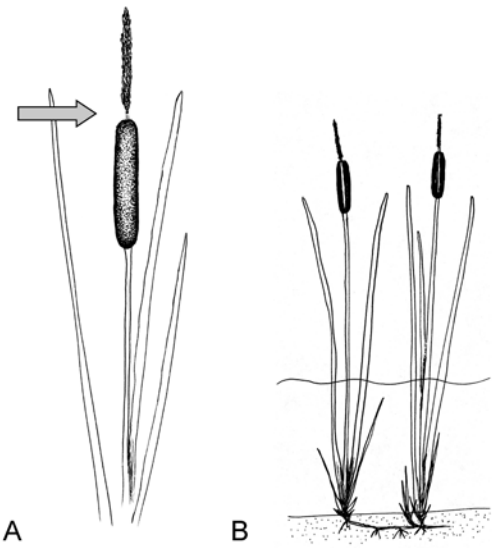

Abbildung 4: Breitblättriger Rohrkolben, (A) Detailansicht, (B) ganze Pflanze. Pfeil: Oberer (männlicher) Kolbenabschnitt dicht am unteren (weiblichen) Kolbenabschnitt.

Der Breitblättrige Rohrkolben besiedelt meist Wassertiefen von unter einem halben Meter an Gewässern mit geringen Wasserstandsschwankungen und kommt an sehr nährstoffreichen Standorten vor. Der Schmalblättrige

Rohrkolben kommt auf sandig-kiesigen und schlammigen Substraten bis zu einer Tiefe von einem Meter vor und ist nicht selten als schmaler Streifen vor den Schilfröhrichten ausgebildet. Im Gegensatz zum Schilf werden die Blätter und Halme des Schmalblättrigen Rohrkolbens kaum von Wasservögeln gefressen, so dass sie teilweise einen gewissen Fraßschutz für die dahinter liegenden Schilfbestände bieten (Kvet & Hudeck 1971).

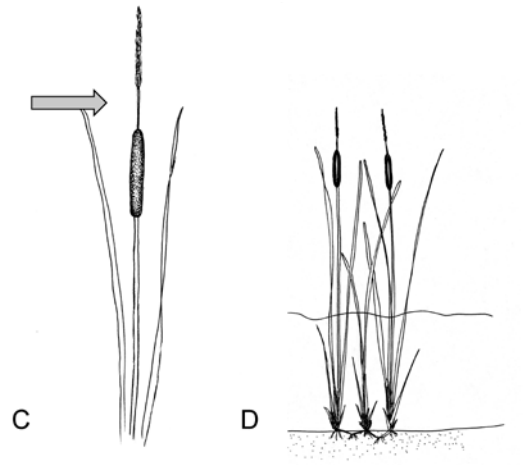

Abbildung 5: Schmalblättiger Rohrkolben, (C) Detailansicht, (D) ganze Pflanze. Pfeil: Oberer (männlicher) Kolbenabschnitt mit deutlichem Abstand zum unteren (weiblichen) Kolbenabschnitt.

Teichbinse

Die Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*, Abbildung 6 A und B) kommt an Gewässern mit geringem Wellenschlag oft in noch größeren Wassertiefen als das Schilf vor, da sie Überstauungen besser erträgt. Sie wird bis zu 4 m hoch, besiedelt dieselben Substrate wie der Schmalblättrige Rohrkolben und wächst in mäßig eutrophen bis eutrophen Gewässern. Die Teichbinse wird sowohl von der Bisamratte als auch von Wasservögeln gefressen.

Abbildung 6: Teichbinse, (A) Detailansicht, (B) ganze Pflanze.

Wasser-Schwaden

Der Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*, Abbildung 7 A und B) ersetzt an Ufern mit stark schwankenden Wasserständen zum Teil das Schilf, kommt aber auch in kleineren Beständen im Schilfröhricht vor. Er erreicht eine Höhe von bis zu 2 m und unterscheidet sich vom Schilf durch ein spitz zulaufendes Blatthäutchen zwischen Halm und Blatt (Abbildung 7 C). Die Blütenstände bilden weit ausgebreitete, lockere Rispen.

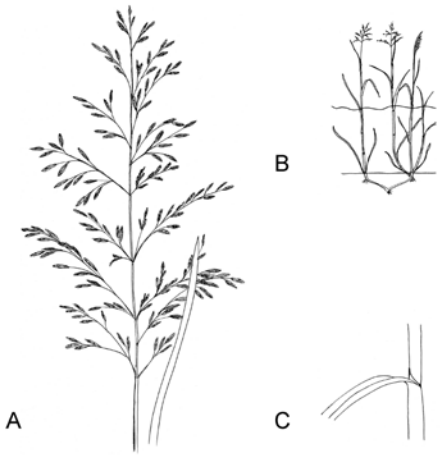

Abbildung 7: Wasserschwaden, (A) Detailansicht, (B) ganze Pflanze, (C) Blatthäutchen.

Rohrglanzgras

Nur selten findet man das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) an Seeufern, es tritt aber unter wechselnassen Bedingungen auf, bei denen der Untergrund zumindest zeitweise gut durchlüftet ist. Die Pflanze kann ebenfalls eine Höhe von bis zu 2 m erreichen und ähnelt im Rispenaufbau durch in Gruppen verdichteten Ährchen dem Schilf (Abbildung 8 A und B). Im Gegensatz zum Schilf, das an der Blattbasis einen Haarkranz ausbildet, weist das Rohrglanzgras, ähnlich wie der Wasser-Schwaden, jedoch ein Blatthäutchen auf (Abbildung 8 C)

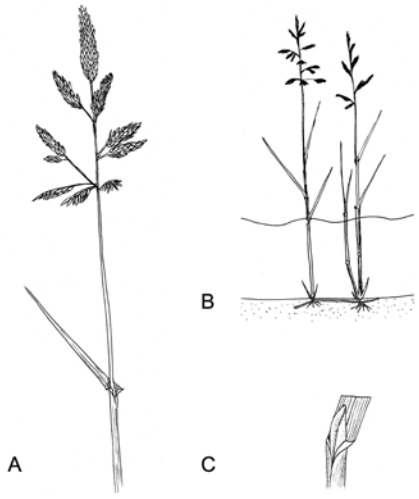

Abbildung 8: Rohrglanzgras, (A) Detailansicht, (B) ganze Pflanze, (C) Blatthäutchen.

2. Funktionen von Schilfröhrichten

Röhrichte an Gewässerufern weisen eine Reihe von Funktionen auf, die für den Menschen direkt oder indirekt von Bedeutung sind. Damit führt der Rückgang aquatischer Röhrichte zu einer Reihe von Beeinträchtigungen, die Anlass für die zahlreichen Bemühungen um den Röhrichtschutz sind. Die wichtigsten Funktionen sind im Folgenden kurz zusammenstellt, ausführliche Beschreibungen findet man bei Ostendorp (1993).

(I). Schilfröhrichte als Lebensraum
Schilfröhrichte bieten einer Vielzahl von spezialisierten Tier- und Pflanzenarten Lebensraum (Abbildung 9). Für eine Reihe kommerziell genutzter **Fischarten** bieten die im Wasser stehenden Schilfhalme Laichplätze und nicht selten einen vor größeren Räubern schützenden Rückzugsraum für Jungfische. Nach Ostendorp (1993) sind für die Havel und für den Bodensee Veränderungen der Fischfauna (Hecht, Karpfen, Schleie und Rotfeder) beschrieben worden, die in Folge des Schilfrückganges aufgetreten sind. Während diese Fischarten eher indirekt auf das Schilf als Strukturgeber angewiesen sind, fressen die nicht heimischen Graskarpfen neben anderen Wasserpflanzen auch Schilfknospen. Ein Rückgang dieser Fischart infolge des Schilfrückganges ist bislang nicht bekannt.

Auch für eine Vielzahl von **Vogelarten** haben Röhrichte eine große Bedeutung. Arten und Artengruppen wie Taucher, Reiher, Rallen, Enten, Höckerschwan, Graugans, Rohrdommel, Zwergdommel, Rohrweihe, Bartmeise, Blaukehlchen, Rohrschwirl, Rohrammer, Beutelmeise und Rohrsänger finden im Schilf Brutplätze (König 1952). Ein wichtiges Habitatelement sind für viele Arten innere Randstrukturen in den Röhrichten. Entlang von Kanälen und offenen Wasserflächen können meist mehr Vogelarten angetroffen werden als in dichten, homogenen Beständen. Viele dieser Arten sind jedoch nicht auf wasserständige Schilfbereiche größerer Gewässer angewiesen, sondern können auch in terrestrischen Röhrichten oder an vegetationsreichen Tümpeln vorkommen. Ein Rückgang aquatischer Röhrichte hat daher nur in Ausnahmen einen direkten Einfluss auf die Brutpaarzahlen einzelner Arten und selbst beim Drosselrohrsänger, der vornehmlich in wasserseitigen dichten Schilfbeständen brütet, wird ein Faktorenkomplex für seinen Rückgang verantwortlich gemacht (Berndt & Struwe-Juhl 2002-2004).

Einen **indirekten Einfluss** hat die Röhrichtausdehnung an Gewässern auf Arten, die im Röhricht Schutz oder Nahrung suchen. Für viele Entenarten bieten Röhrichte neben Brutplätzen auch Schutz während der Jungenaufzucht. Im Spätsommer und zur Zugzeit werden Röhrichte von großen Schwärmen von Staren, Rauch- und Uferschwalben, aber auch von einzelnen Bach- und Schafstelzen als Schlafplätze genutzt. Auf Nahrungssuche gehen in Röhrichten unter anderem Zaunkönige, Rotkehlchen, Fitis, Zilpzalp, Blau- und Kohlmeisen.

Auch **Amphibien** und eine Vielzahl von **Säugetieren** kommen in Röhrichten vor, verbringen aber zumeist nur einen Teil ihres Lebens in diesem Habitat. Darunter sind der Fischotter und der Europäische Nerz als in Europa besonders geschützte Arten. Während sich der Fischotter heute in Ausbreitung befindet, ist der Europäische Nerz kaum noch in freier Wildbahn anzutreffen.

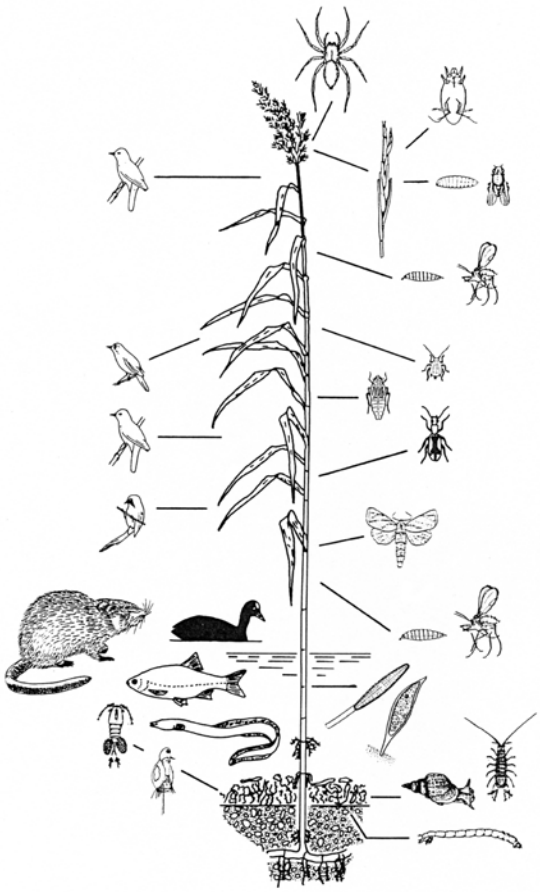

Abbildung 9: Röhrichtbewohner, geordnet nach vertikaler Nutzung. Linke Seite: Drosselrohrsänger (Singwarte), Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger (Nest), Bartmeise, Bisam, Blässralle, Rotfeder, Aal, Hüpferlinge, Blattfußkrebse; Rechte Seite: Schilf-Sackspinne, Schilf-Gallfliege, Schilf-Gallmücke (2. u. folgende Generationen), Mehlige Pflaumenblattlaus, Zikade, Laufkäfer *Demetrias*, Zweipunkt-Schilfohreule, Schilf-Gallmücke (1. Generation), sessile Kieselalgen und Grünalgen, Wasserschnecken, Wasserassel, Zuckmücken (Ostendorp 1993).

Unter den **Wirbellosen** findet man eine Reihe von Spezialisten, die ausschließlich von *Phragmites australis* leben oder zumindest eine enge Bindung an die Pflanze zeigen. Hierzu zählen die Schilfsackspinne (*Clubiona phragmitis*), die Zweipunkt-Schilfohreule (*Archanara geminipuncta*) oder die Mehlige Pflaumenblattlaus (*Hyalopterus pruni*). Viele dieser Arten können große Populationen aufbauen und somit eine wichtige Nahrungsgrundlage für Vögel bieten. Auch zahlreiche Libellenarten leben während ihrer Larvalentwicklung überwiegend im Röhricht.

(II) Stoffumsätze in Röhrichten
Die Veränderungen der Stoffflüsse im See durch Röhrichtrückgang zu beurteilen ist komplex. Die beiden **wichtigsten Nährstoffe**, die das Pflanzenwachstum beeinflussen, **sind Phosphor (P) und Stickstoff (N)**. Die Einträge dieser Nährstoffe in die Gewässer haben seit den 1950er Jahren erst stark zugenommen und sind in den 1990er Jahren aufgrund einer verbesserten Abwasserreinigung meist wieder zurückgegangen.

Schon die Einschätzung der Primärproduktion, die von Röhrichten geleistet wird, ist schwierig, da neben den Schilfhalmen auch untergetauchte Wasserpflanzen im Röhricht, Aufwuchs an den untergetauchten Stängeln sowie planktische Algen im Wasserkörper zwischen den Halmen berücksichtigt werden müssten. Ostendorp (1993) gibt die Primärproduktion mit etwa 2 kg Trockenmasse pro m² an, wobei 95% durch das Schilf gebildet werden. Damit zählen Schilfröhrichte zu den produktivsten Vegetationseinheiten in Mitteleuropa. Wenn die pflanzliche Biomasse nicht durch Mahd oder Pflanzenfresser entnommen wird, wird ein Teil der Nährstoffe bei der Zersetzung wieder frei gesetzt. Bei unvollständigem Abbau der Biomasse können durch Torfbildung Nährstoffe langfristig gebunden werden. Welchen Einfluss dieser Prozess auf die gesamte Nährstoffbilanz des Sees hat, hängt von der Größe des Gewässers, dessen Nährstofffracht und der Breite des Schilfgürtels ab. Insgesamt ermittelte Schieferstein (1997) für den Belauer See in Schleswig-Holstein eine mittlere jährliche Stickstoffaufnahme von 930 kg Stickstoff bezogen auf eine 5 ha große Littoralfläche mit 4,3 ha Röhrichtfläche. Etwa 300 kg N/Jahr wurden über Streubildung dem Gewässer wieder zugeführt.

Neben der Primärproduktion tragen zwei weitere Prozesse in den Röhrichten zur Reduktion der Stickstoffvorräte des Wasserkörpers bei. Zum einen wird Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert, der den See verlässt. Zum anderen werden durch Erosion von Landflächen eingespülte (stickstoffhaltige) Sedimente in aquatischen und semiterrestrischen Röhrichten gebunden.

Umstritten ist dagegen die Effektivität von Röhrichten bei der langfristigen Festlegung von Phosphat. Dieser Nährstoff liegt in sauerstoffreichen Sedimenten zumeist an Eisen gebunden vor, wird bei Sauerstoffmangel jedoch wieder freigesetzt. Schieferstein (1997) geht am Belauer See von einer Bindung von 73 kg Phosphat pro Jahr aus, wobei ca. ein Drittel der aufgenommenen Phosphatmenge durch Streubildung und anschließende Zersetzung wieder freigesetzt wurde.

(III) Uferschutz
Das Schilf ist die Röhrichtpflanze, die am effektivsten zum Uferschutz beiträgt. Das dichte Rhizomgeflecht befestigt die Sedimente und verhindert so die Erosion der Ufer. Die dauerhaften Halme tragen auch noch im Winter zur Wellenberuhigung bei, wodurch die Sedimentation gefördert wird (Bonham 1983).

(IV) Ökonomische Bedeutung
Durch einen Röhrichtrückgang verursachte direkte finanzielle Ausfälle können bei der Nutzung von Schilf als Rohstoff auftreten, die in Deutschland heute jedoch nur noch in Einzelfällen eine Bedeutung haben dürfte. Bis ca. in die 1970er Jahre war die Reetgewinnung an Gewässerufern zum Teil noch weit verbreitet. Heute findet sie zumeist auf sehr flach überstauten Landflächen statt, auf denen auch ohne lang anhaltende Frostperioden der Einsatz von schweren Maschinen möglich ist. Auch für die kommerzielle Nutzung von Schilf als Energiequelle, für die Papierindustrie oder als Schilfmatten ist der Schilfrückgang an den Gewässerufern in unseren Breiten wahrscheinlich meist ohne größere Bedeutung.

(V) Ästhetische Bedeutung
Nur kurz sei an dieser Stelle die ästhetische Bedeutung der Schilfröhrichte für den Menschen angesprochen: Vielfach wird das Vorkommen ausgedehnter (Schilf-)Röhrichte an Gewässerufern als wichtiger Aspekt eines naturnahen Landschaftsbildes empfunden, so dass Erhaltung und Entwicklung von Schilfbeständen auch zu einer Stärkung der Erholungsfunktion eines Gewässers beitragen kann.

3. Röhrichtrückgang: Ausmaß und Ursachen

3.1 Röhrichtrückgang in Mitteleuropa

Während sich die terrestrischen Röhrichte an vielen Stellen in Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten ausgebreitet haben und als ungefährdet gelten, sind die aquatischen Röhrichte an vielen Seen stark zurückgegangen. Bereits 1951 beschrieb Hürlimann einen Röhrichtrückgang an Schweizer Seen, der in den folgenden Jahrzehnten auch an Seen anderer europäischer Länder festgestellt wurde. Ostendorp et al. (1995) listeten etwa 45 Gewässer in Europa auf, an denen ein Rückgang der Schilfröhrichte aufgetreten ist. Inzwischen sind Röhrichtrückgänge für weitere Gewässer belegt (Schoenberg et al. 2008, 2009; Stuhr 2001, 2002, 2003; Hoppe 2001). Fast 40 Gewässer der Zusammenstellung von Ostendorp et al (1995) befinden sich in der Schweiz und Deutschland, wobei sich eine Häufung im Alpenraum und im Nordosten Deutschlands finden lässt. Die in der Holsteinischen Schweiz untersuchten Gewässer sind mit einem Röhrichtverlust von 64-98% besonders stark betroffen. An einigen Seen wurden auch geringfügige Schwankungen der Röhrichtausdehnung beobachtet (Hoppe 2001), die auf Fluktuationen in der Bestandesentwicklung hindeuten. Deutliche Schilfverluste wurden auch an einzelnen Gewässern in Polen, Tschechien, Ungarn, Österreich, England und Dänemark festgestellt. Unter ihnen befinden sich sehr nährstoffreiche Gewässer, aber auch Seen mit mittlerem Nährstoffgehalt.

3.2 Rückgangsursachen

Auch wenn sich inzwischen eine Vielzahl von Untersuchungen mit dem Schilfrückgang befasst hat, gibt es bis heute für die meisten Stillgewässer keine einfachen Antworten. Die Ursachen sind vielfältig, direkte Zusammenhänge wurden selten gefunden und häufig wirken mehrere Faktoren an einem Bestand zusammen. Einige Einflussfaktoren wirken nur lokal und können einfach identifiziert werden, während die Effekte großräumig wirkender und z.T. interagierender Faktoren oft auch nach Jahrzehnten der Schilfforschung nicht abschließend geklärt wurden.

In Anlehnung an Ostendorp (1993) lässt sich folgende Liste möglicher Rückgangsursachen zusammenstellen. Eine ausführlichere Beschreibung erfolgt im Anschluss.

Als **Ursachen für den Schilfrückgang** gelten:

- Veränderungen der Wasserstandsführung, die zu einer Verringerung der Wasserstandsschwankung, einer (künstlichen) extremen Hebung oder Senkung der Wasserstände, Ufererosion oder Überschwemmungen führen
- Beweidung durch Wildtiere (Graugänse, Schwäne, Blässrallen, Bisamratte, Nutria und Graskarpfen) sowie Haustiere (Rinder und Pferde)
- Verschlechterung der Wasser- und Sedimentqualität durch Nährstoffanreicherung
- Beschattung und Raumkonkurrenz durch Ufergehölze oder Konkurrenz durch krautige Pflanzen
- Mechanische Schädigungen durch Eis- und Wellengang, Treibholz, Müll, Freizeitaktivitäten, Algenmatten oder andere Wasserpflanzen
- Direkte Zerstörung durch Landgewinnung, Erholungsverkehr, Bau von Stegen, Sommermahd und Uferverbau.

Als eine weitere Ursache des Schilfrückganges wird häufig auch die Aufgabe der winterlichen Röhrichtmahd angenommen, weil ihre Aufgabe an vielen Standorten zeitlich mit dem Beginn des Schilfrückgangs zusammenfällt. Am Bodensee hat sich jedoch gezeigt, dass eine Wiedereinführung von winterlicher Mahd bei Frost oder auch Brennen den Schilfrückgang weiter beschleunigt und die Halmstabilität verringert (Ostendorp 1995). Insbesondere werden hierfür Schäden an den Rhizomen verantwortlich gemacht, die durch die eingesetzten Maschinen trotz des gefrorenen Bodens verursacht werden. Auch eigene Untersuchungen in Norddeutschland konnten **keine positiven Effekte einer winterlichen Mahd** auf aquatische Röhrichten belegen, obwohl die Mahd hier ohne rhizomschädigende Maschinen erfolgte (Holsten et al. 2006).

3.2.1 Wasserstandsregulierung

Eingriffe in den Wasserhaushalt von Seen werden an verschiedenen Gewässern für den Röhrichtrückgang mit verantwortlich gemacht (Ostendorp 1993, Schoenberg et al. 2008, 2009). Dabei werden unterschiedliche Effekte beobachtet. Für einige Gewässer (Seen der Holsteinischen Schweiz, Gothensee, Dümmer) werden die Rückgänge in Zusammenhang mit einer Verringerung der jährlichen Schwankungsamplitude der Wasserstände durch Stauregulierung gebracht. Dabei sind die Auswirkungen der Stauhaltung mehrschichtig.

Im Sinne des Röhrichtschutzes **positiv** zu bewerten sind natürlicherweise auftretende, länger anhaltende sommerliche Niedrigwasserperioden. Sie sind häufig Auslöser für die Bildung von Leghalmen und/oder ein rasches Vorwachsen der Rhizome in die trockenfallende Gewässerfläche, wobei sich der Schilf-

bestand dann in kurzer Zeit mehrere Meter in Richtung Gewässermitte ausbreiten kann. Auch bieten vegetationsfreie Uferabschnitte bei frühsommerlichem Niedrigwasser Möglichkeiten zur Etablierung von jungen Schilfpflanzen aus Samen. Ohne Phasen der sexuellen Fortpflanzung überaltern die Schilfbestände, wobei offen bleiben muss, wie alt Schilfbestände, die auf eine einzige Samenkeimung zurückgehen, tatsächlich werden können. Grundsätzlich führt eine regelmäßige Samenkeimung aber zu einer größeren genetischen Vielfalt der Bestände und ermöglicht somit eine flexiblere Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen.

Weiterhin sind Veränderungen in der Sauerstoffversorgung der Sedimente mit längeren Wasserstandabsenkungen verbunden. Durch die verbesserte Durchlüftung des trocken gefallenen Sediments wird die Bildung von Ammonium vermindert, das in hohen Konzentrationen negativen Einfluss auf die Einlagerung von Reservestoffen in die Rhizome des Schilfs haben kann (Tylova et al. 2008). Zudem ist der Abbau von organischer Substanz an den trocken gefallenen Ufern durch die hohe Sauerstoffverfügbarkeit beschleunigt. Werden die Wasserstände hingegen konstant auf einer Höhe gehalten, bleiben Niedrigwasserphasen und die damit in Bezug auf das Schilf verbundenen Ausbreitungsimpulse bzw. Standortverbesserungen aus.

Zu den **negativen Auswirkungen** von stabilen Wasserständen zählt auch das Auftreten von Ufererosion. Bei konstanten Wasserständen treffen die Wellen ganzjährig etwa in derselben Höhe auf das Ufer und oft bilden sich senkrechte Geländeabbrüche am Ufer und somit ein scharfer Gradient zwischen Land und Wasser (Abbildung 10). Aufgrund der stabilen Wasserstandsführung können Gehölze durch Schattenwurf und Raumkonkurrenz das Schilf im Uferbereich verdrängen, so dass landwärtige Rückzugsbereiche des Schilfs verloren gehen und eine Wiederbesiedlung aquatischer Standorte nach stärkerem Röhrichtrückgang nicht mehr möglich ist (Abbildung 11, Stadt-Wald-Fluss 2000).

Abbildung 10: Erosionskante als Folge stabiler Wasserstandsführung am Großen Plöner See

Abbildung 11: Dichter Gehölzaufwuchs im Uferbereich des Großen Plöner Sees

Vielfach wurden Rückgänge von aquatischen Schilfbeständen auch durch eine dauerhafte Wasserspiegelanhebung (Schweingartensee sowie Neustrelitzer und Templiner Seen, ca. 42 Gewässer) oder eine dauerhafte Absenkung (Havel, Greifensee, Pfäffiker See und Neuenburger See) ausgelöst. Die Veränderung der Mittelwasserlinie führt zu einer Verschiebung der Standorte, die das Schilf besiedeln kann. Ob die besiedelbare Fläche dann größer oder kleiner wird, hängt von der Ufermorphologie des Gewässers ab. Die Veränderung der Mittelwasserlinie muss nicht grundsätzlich zu einem Schilfrückgang führen.

Zusätzlich sind auch Fälle belegt, in denen extreme sommerliche Hochwässer zum Absterben von Röhrichten geführt haben. Der Bodensee und der Pfäffiker See in der Schweiz werden von Regen- und Schmelzwasser-Ereignissen in den Alpen beeinflusst. An beiden Gewässern führten starke Regenfälle zu rasanten, starken Anstiegen des Wasserstandes. Da die Schilfpflanzen unter Wasser längere Zeit keine Photosynthese betreiben konnten, starben die Bestände großflächig ab (Schmieder et al. 2002).

3.2.2 Beweidung durch Wild- und Haustiere

Die Beweidung von Schilfbeständen durch größere Wirbeltiere verursacht einen Schaden, der zumeist nicht unmittelbar zum Rückgang des Schilfes führt, sondern zunächst durch die Ausbildung von dünneren Sekundärhalmen kompensiert wird. Grundsätzlich zeigt Schilf, wie andere Gräser auch, ein hohes Regenerationsvermögen. Somit ist ein Rückgang infolge

von Fraß zumeist erst nach mehreren Jahren zu beobachten, was die Einschätzung der Bedeutung des Faktors erschwert.

Unter den Wasservögeln gibt es mehrere Arten, die für den Schilfrückgang mit verantwortlich gemacht werden, darunter Graugans, Kanadagans, Höckerschwäne und Blässralle (Ostendorp 1993). Dabei können die Fraßschäden einerseits während der Vegetationsperiode auftreten, wenn Schilf über der Wasseroberfläche gefressen wird, andererseits können während des Winters auch Schilfsprosse unter Wasser entfernt werden.

Die **Graugans** (*Anser anser*) ist die Art, die in einzelnen Regionen wie der Holsteinischen Schweiz oder am Dümmer während der Austriebszeit des Schilfes am häufigsten auftritt und von April bis Juli die größten Schäden verursacht. Besonders Schleswig-Holstein nimmt im Jahreszyklus der Graugans eine Sonderstellung ein, da sich hier seit 1990 zwischen Mitte Mai bis Mitte/Ende Juni Graugänse aus einem großen europäischen Einzugsgebiet zur Mauser einfinden. Inzwischen werden zur Mauserzeit über 20.000 Gänse an mehr als 40 Gewässern gezählt, die über ganz Schleswig-Holstein verteilt liegen (Koop pers. Mittl.). In keinem anderen Bundesland gibt es bis heute vergleichbar große Bestände mausernder Graugänse.

Die Tiere sind während der Mauser für etwa vier Wochen flugunfähig und halten sich bevorzugt auf dem Wasser und dem ufernahen Grünland auf. Sie fressen in dieser Zeit die frisch austreibenden Schilfsprosse, Wasserpflanzen oder Kräuter und Gräser genutzter Grünlandbestände. Das Schilf wird während der gesamten Mauser gefressen, auch wenn die Halme Ende Juni über einen Meter hoch sind. Dazu werden die im Wasser stehenden Halme abgeknickt und Blätter und Halmspitzen werden gefressen (Abbildung 12, Van Eerden et al. 1997).

Abbildung 12: Später Fraßschaden mausernder Graugänse im Juli an fast ausgewachsenen Schilfhalmen am Großen Eutiner See

An Land wachsendes Schilf wird nicht von Graugänsen, wohl aber von Kanadagänsen gefressen.

Schilfbestände reagieren an verschiedenen Seen unterschiedlich empfindlich auf Wasservogelfraß (Schoenberg et al. 2008). Die Ursache für diese unterschiedliche Reaktion der Schilfbestände ist nicht vollständig geklärt. Möglicherweise spielen die Trophie, also das Nährstoffangebot der Seen, sowie die Sedimenteigenschaften eine Rolle.

Blässrallen (*Fulica atra*) verursachen im zeitigen Frühjahr Fraßschäden an den frisch austreibenden Schilfsprossen, wobei nur etwa 5% der Sprosse vollständig gefressen werden (Krauß 1979). Die im Spülsaum auffindbaren Reste der Sprosse sind am unteren Ende stark zerfasert oder gequetscht. Oft sind auch diagonale Quetschspuren des Schnabels auf dem restlichen Knospenschaft zu finden und ein Loch oberhalb der Fraßstelle. An dünnen Halmen treten zum Teil auch glatte Abbruchstellen auf. Schilfknospen werden von den Rallen vor allem zwischen März und April gefressen und dann wieder im Juni, wenn die Jungen damit gefüttert werden. Insgesamt wird der Einfluss der Blässrallen auf den Schilfrückgang gering eingeschätzt. Selbst für die Berliner Seen, an denen im Winter große Anzahlen von Tieren gezählt wurden, konnte Krauß (1979)

nach umfangreichen Untersuchungen nur einen geringen Einfluss belegen.

Unter den **Säugetieren** fressen **Bisam** (*Ondatra zibethicus*) und **Nutria** (*Myocastor coypus*), die beide nicht heimisch sind, größere Mengen von Schilfhalmen. Beide Arten leben semiaquatisch und ernähren sich hauptsächlich von Wasserpflanzen. Der aus Nordamerika stammende **Bisam** geht dabei oft recht verschwenderisch mit seiner Nahrung um, so dass er sich anhand der Fraßplätze nachweisen lässt, die oft aus großen Mengen von Halmresten bestehen (Abbildung 13). Auch anhand der Betrachtung einzelner Halme kann man ihn als Fraßverursacher oft noch identifizieren, da die Halme meist Abdrücke der beiden Nagezähne im Zentrum der Knospe aufweisen. Typisch ist auch ein um 45° abgeschrägter, gezähnter Abschluss am Halmende. Der Bisam wurde zu Beginn des letzten Jahrhunderts zum ersten Mal im Süden Deutschlands nachgewiesen (Schröpfer & Engstfeld 1983). Zu seiner bevorzugten Nahrung zählt in erster Linie Rohrkolben, aber auch Schilf und Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*). An einigen Standorten baut er seine Nester in der Erde, an anderen benötigt er zusätzlich zu seinem Nahrungsbedarf auch große Mengen Pflanzenmaterial für den Bau seiner Burgen.

Abbildung 13: Fraßplatz eines Bisams

Der Bisam kann die Vegetationszusammensetzung durch seine Tätigkeiten beeinflussen, wobei im Emsland ein Rückgang des Breitblättrigen Rohrkolbens beobachtet wurde und eine Zunahme der Teichbinse, obwohl die zweite Art auch regelmäßig durch Fraß geschädigt wurde (Bernhardt & Schröpfer 1992). In seiner Heimat zeigt der Bisam ein ähnliches Verhalten wie in Europa und frisst häufig an Schilfrhizomen, ist dort aber nicht in der Lage, einen Schilfrückgang zu verursachen (Meyerson et al. 2000). Möglicherweise hat die Art dennoch einen Einfluss auf die Schilfausdehnung, denn es wurde in einigen Regionen ein Zusammenbruch der Bisampopulationen und eine Ausbreitung des Schilfes beobachtet. Unklar blieb dabei, ob die Ausbreitung des Schilfes den Bisamrückgang ausgelöst hat oder der Bisamrückgang die Ausbreitung des Schilfes ermöglichte. An zwei Berliner Seen wird der Bisam für den Schilfrückgang mit verantwortlich gemacht (Stadt-Wald-Fluss 2000).

Die aus Südamerika stammenden **Nutrias** (*Myocastor coypus*) sind in Deutschland weit weniger verbreitet, da die Bestände nach strengen Wintern regelmäßig zusammenbrechen (Müller-Using 1965). Da heute kaum noch Nutria-Pelzfarmen existieren, gelangen nur noch wenige Tiere in die freie Wildbahn (Kinzelbach 2001). Der neue Atlas der Säugetiere Schleswig-Holsteins (Borkenhagen 2011) weist nur Einzelindividuen bzw. Gefangenschaftsflüchtlinge nach. Nutrias sind daher für das Schilf meist ohne größere Bedeutung, lokal kann aber ebenfalls ein Einfluss auf die Schilfbestände auftreten (Heidecke & Rieckmann 1998). Ebenso wie der Bisam nutzen Nutrias Wasser- und Röhrichtpflanzen nicht nur als Nahrungspflanze, sondern gelegentlich auch zur Anlage von Nestern.

Der aus China eingeführte **Graskarpfen** (*Ctenopharyngodon idella*) ist die einzige in deutschen Gewässern lebende Fischart, die Schilf frisst (Charyev 1984). Er bevorzugt weiche Wasserpflanzen wie Laich- oder Hornkraut, nimmt aber auch Schilf und Rohrkolben. Die Schilfsprosse stellen jedoch nur einen Teil der Nahrung dar, so dass direkte Kopplungen der Bestandsentwicklungen von Schilf und Karpfen selten sein dürften. Am Neusiedler See hat der Graskarpfen inzwischen die Unterwasservegetation fast vollständig vernichtet und damit auch die Zusammensetzung der Fischfauna verändert (Mikschi et al. 1996). Nach dem Ausfall der weichen Wasserpflanzenarten als Nahrung konnten aber keine offensichtlichen Schilfrückgänge festgestellt werden.

Der **flächenmäßig bedeutsamste Verursacher von Schilfrückgang durch Beweidung** können jedoch die Haustiere sein. Vor allem in der Vergangenheit hatten **Rinder und Pferde** meist freien Zugang zu den Seeufern, so dass durch Fraß, aber auch durch Trittschäden die Schilfbestände an solchen Standorten ausgefallen sind. Solche lokalen Schilfausfälle sind heute noch an zahlreichen Seen festzustellen, auch wenn die Tiere meist keinen direkten Zugang zum Seeufer mehr haben und die Lücken wieder zuwachsen (Stuhr 2000, 2003).

3.2.3 Eutrophierung

Seit der Einführung von Kunstdünger in der Landwirtschaft ist der Nährstoffgehalt in den meisten Gewässern angestiegen. Da das Schilf Standorte mit guter Nährstoffversorgung bevorzugt, besteht kein direkter

Zusammenhang zwischen dem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen im Gewässer und dem Schilfrückgang. An vielen Standorten hat das Schilf wahrscheinlich infolge der besseren Nährstoffverfügbarkeit zunächst zugenommen (Kubín & Melzer 1997; Pries 1984, Ostendorp 1989). Zudem sind vom Röhrichtrückgang sowohl eutrophe, also nährstoffreiche, als auch mesotrophe Gewässer betroffen. Es ist jedoch möglich, dass der Auslöser für den Schilfrückgang eine Veränderung des Nährstoffniveaus ist. Möglicherweise besitzen die einzelnen Klone der aquatischen Röhrichte eine geringe Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Nährstoffbedingungen, so dass Schilfbestände nach einem Anstieg der Nährstoffgehalte absterben.

Das für die Schilfpflanze wichtigste Nährelement **Stickstoff** (Rodewald-Rudescu 1974) liegt im meist wassergesättigten Sediment der Uferbereiche unter Sauerstoffmangel überwiegend als Ammonium vor. In feinen, wenig durchmischten Sedimenten tritt Sauerstoffmangel dabei häufiger auf als in besser durchlüfteten kiesigen Substraten. An Standorten mit hohen Ammoniumkonzentrationen und mangelnder Sauerstoffversorgung kommt es nach Ergebnissen von Tylova et al. (2008) zu einer verringerten Einlagerung von Reservestoffen in die Schilfrhizome. Ist die Sauerstoffversorgung in nährstoffreichen Gewässern dagegen gut, liegt der Stickstoff in Form von Nitrat vor und die Reservestoffspeicherung wird nicht beeinträchtigt. Unterschiedliche, zum Teil auch kleinräumig stark variierende Sedimenteigenschaften können somit ein weiterer Grund dafür sein, dass sich keine direkten Zusammenhänge zwischen den Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper und der Schilfvitalität finden lassen.

Hohe Stickstoffkonzentrationen in den Gewässern wurden in der Vergangenheit auch häufig als Ursache für eine abnehmende Stabilität der Schilfhalme genannt, die zu einer erhöhten Bruchanfälligkeit bei mechanischer Belastung z.B. durch Wind und Wellen führt (Klötzli 1971, Kohl & Henning 1987). Auch wenn Effekte der Eutrophierung auf die Halmanatomie belegt sind, ist die Bedeutung dieser Änderungen für den Rückgang aquatischer Röhrichte umstritten.

Als weiterer wesentlicher Pflanzennährstoff ist **Phosphor** zu nennen, der überwiegend diffus in Gewässer eingetragen wird und beispielsweise auch das sommerliche Auftreten von Gewässertrübungen durch starkes Planktonwachstum begünstigt. Große Phosphorreserven, die zur internen Eutrophierung der Gewässer beitragen, auch wenn die Phosphatzufuhr deutlich zurückgeht (Moss et al. 1996, vgl. S. **8**), werden in den Seesedimenten gespeichert. An vielen Gewässern dürften sich durch den Rückgang der Nährstoffeinträge die Standortbedingungen für die Schilfbestände in den letzten Jahren verbessert haben.

3.2.4 Beschattung

An vielen Seen haben nach den Jahren des hohen Brennstoffbedarfes in und nach dem 2. Weltkrieg und aufgrund zunehmend ausgeglichener Wasserstandsführung die Gehölzbestände in Ufernähe zugenommen. Bei Beschattung der Ufer und einer Raumkonkurrenz durch Gehölze entsteht an vielen Uferabschnitten ein schilffreier Bereich zwischen Ufer und aquatischem Schilf. Wird das aquatische Schilf vor gehölzbestandenen Ufern geschädigt, z.B. durch Eisgang oder Treibholz, ist eine Wiederbesiedlung des tieferen Wassers von Land aus nicht möglich. Solche Standorte haben somit ein höheres Risiko für Schilfausfälle. Im Gelände ist dabei schwer zwischen den Effekten der Beschattung und der Raumkonkurrenz zu unterscheiden. Ergebnisse eines standardisierten Beschattungsexperiments zeigen eine Reduktion der Biomasseproduktion der Schilfröhrichte bei starker Beschattung (Heemann, pers. Mitt.). Eine Gesamtauswertung zum Einfluss der Beschattung auf den Röhrichtrückgang an sechs Seen der Holsteinischen Schweiz ergab, dass etwa 10% des Röhrichtverlustes auf Beschattung und Raumkonkurrenz im Uferbereich zurückgeführt werden können (Brunckhorst 2007, Jensen et al. 2010). Dabei scheint insbesondere die Dauer der Beschattung eine Rolle zu spielen: Langfristig (sehr) stark beschattete Uferbereiche (50 Jahre) waren häufiger von starken Röhrichtverlusten betroffen als Standorte mit einer seit den 1950er Jahren unverändert geringen bzw. mittleren Beschattungsintensität. Obwohl dieser Faktor einen Einfluss auf die Schilfbestände hat, wird er in der Literatur nur für wenige Seen als Auslöser für den Schilfrückgang genannt (Ostendorp 1993), da an der Mehrzahl der in Mitteleuropa untersuchten Gewässer der Schilfrückgang weit überwiegend von der Wasserseite aus erfolgt(e).

3.2.5 Mechanische Belastung

Eine **direkte** mechanische Schädigung durch Knicken bzw. Brechen der Schilfhalme kann durch eine Vielzahl von Faktoren wie Wind, Wellen, Eisgang, Treibholz oder Algenmatten erfolgen. Dabei muss das Brechen der Halme aus zwei Gründen als schädigend für die Schilfröhrichte betrachtet werden: Zum einen gewährleisten intakte Schilfhalme durch den hohlen Zylinder des Halms eine verbesserte Sauerstoffversorgung des Wurzelraums. Werden abgebrochene Halme durch Wellen-

schlag mit Wasser verfüllt, kann dieses in die Rhizome vordringen und hier Schäden durch Fäulnis auslösen. Da die Schilfpflanze einer großräumigen Verteilung des eindringenden Wassers durch das Verschließen so genannter Diaphragmen entgegenwirken kann (Rollet-schek et al. 2000), hängt das Ausmaß der durch Halmbruch ausgelösten Bestandesschädigung von der Anzahl gebrochener Halme sowie der Menge und Geschwindigkeit des eindringenden Wassers ab. Zum anderen wird durch das Brechen bzw. Knicken lebender Halme während der Vegetationsperiode die Photosyntheseleistung der Pflanze beeinträchtigt und somit die Einlagerung von Reservestoffen eingeschränkt. Ähnlich wie bei den oben beschriebenen Fraßschäden können mechanische Schädigungen des Primärhalms durch die Bildung von Sekundärhalmen kompensiert werden.

Wie Ergebnisse von Binz-Reist (1989) andeuten, können windinduzierte Wellen allein nur in seltenen Fällen gravierende Schäden an Schilfröhrichten verursachen, da Bestände an wellenexponierten Standorten Adaptionen an die hohe mechanische Belastung zeigen. Nach Ergebnissen von Untersuchungen an den Seen der Holsteinischen Schweiz liegt an der Mehrzahl der Gewässer die Schäden am Schilf auslösende Wellenhöhe bei > 40 cm, in Ausnahmefällen jedoch darunter (Schoenberg et al. 2008, 2009).

Da die meisten starken Stürme während des Winterhalbjahres auftreten, wird in vielen Fällen das Altschilf geknickt, wodurch sich das Schadenspotenzial verringert. Beeinträchtigungen können entstehen, wenn alte Schilfhalme zu großen Matten im Spülsaum zusammengedrängt werden, da dann das Aufwachsen neuer Halme behindert werden kann (Abbildung 14). Sommerstürme können hingegen zu deutlich größeren Beeinträchtigungen der Schilfbestände führen, die anscheinend weniger durch Wellengang als durch Windbruch an den beblätterten Halmen ausgelöst werden. Ein direkter mechanischer Schaden an Schilfbeständen durch Wellen kann auch durch das Auswaschen der Rhizome und damit einhergehende Ufererosion entstehen (Ostendorp et al. 1995).

Abbildung 14: Spülsaum aus Altschilfhalmen im Mai 2007 am Neusiedler See.

In den meisten Fällen werden die Halme **indirekt** durch das Zusammenwirken von Wellen und Eis, Müll, Treibholz oder Wasserpflanzen geschädigt. Lediglich an einigen Gewässern der Havel wurde ein direkter Einfluss von Wellen durch Boote für Beschädigungen am Schilf verantwortlich gemacht (Stadt-Wald-Fluss 2000). Allerdings führten auch hier die 30 - 50 cm hohen Wellen insbesondere im Zusammenhang mit Eisgang zu einem Entwurzeln der Pflanzen (Ostendorp et al. 1995).

Algenmatten, die sich vorrangig aus Fadenalgen der Gattung *Cladophora* zusammensetzen, bilden sich im Verlauf des Frühsommers bevorzugt in besonnten Flachwasserbereichen. Besiedelt werden sowohl kiesige Sedimente als auch organische Feststoffe wie der Schilfhalm selbst (Abbildung 15). Mechanische Schäden durch Algenmatten werden für eine Vielzahl von Seen als Ursache des Schilfrückganges angegeben, ohne dass sich dieser Faktor genauer quantifizieren lässt. Der Schaden müsste von der Menge der Algen, der Lage des Angriffspunktes am Schilfhalm, der Höhe der auftretenden Wellen und der Stabilität des Schilfhalms abhängen, wobei größere Schädigungen des Schilfröhrichts in erster Linie zu erwarten sind, wenn die Algen durch Wellenbewegung vom Substrat gelöst und durch Wind zu dicken Matten zusammengetrieben werden. Eine Schäden an Schilfbeständen verursachende Algenmenge zu quantifizieren, bereitet entsprechend Schwierigkeiten.

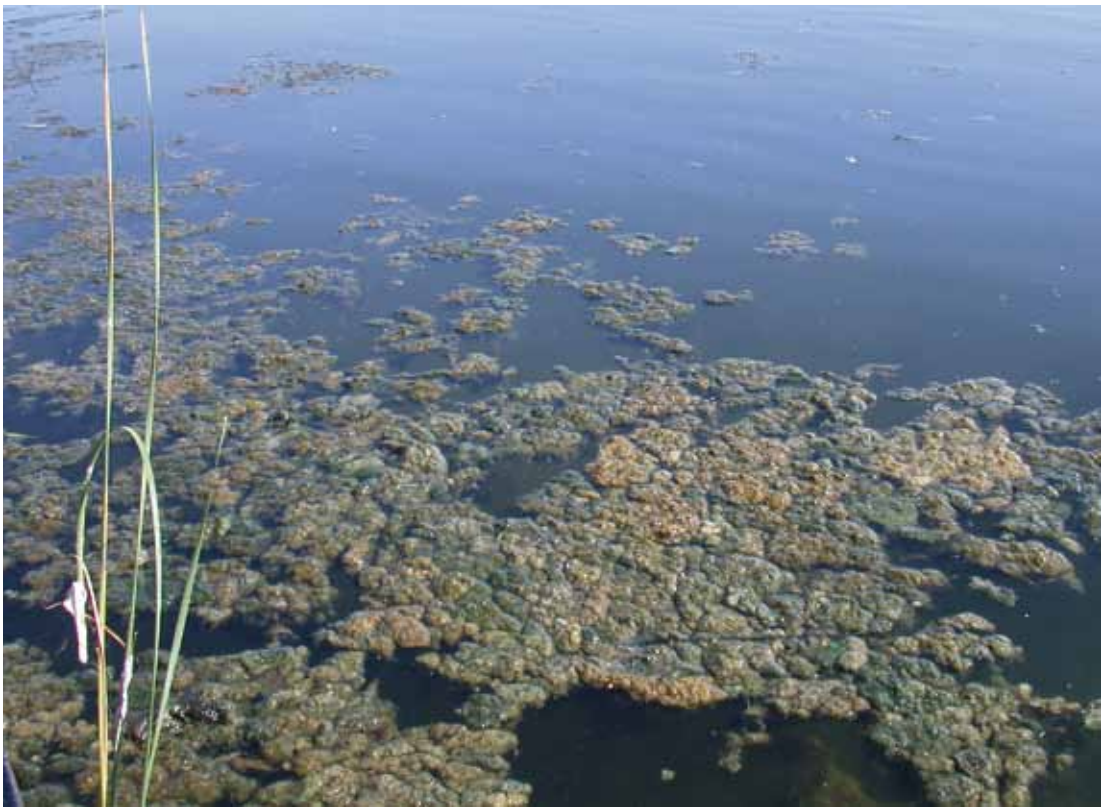

Abbildung 15: Algenmatten am Kleinen Plöner See

In der Literatur sind keine Versuche dokumentiert, die den Einfluss von Algenmatten auf aquatische Röhrichte quantifizieren, so dass nicht klar ist, ab welchen Algenmengen ein negativer Einfluss zu erwarten ist. Großflächige Schädigungen der Schilfbestände durch Algenmatten sind jedoch durch Beobachtungen belegt. Insbesondere später im Jahr nachwachsende dünne Schilfhalme an der Ausbreitungsfront von Schilfbeständen werden von Wellen und Algenmatten beschädigt.

Es ist davon auszugehen, dass die Ausdehnung der Algenmatten durch den Rückgang der Nährstofffrachten in vielen Gewässern in den letzten Jahren vielfach abgenommen hat. Am Bodensee und auch am Großen Plöner See werden heute anstelle von breiten Algenmatten zunehmend Treibsel aus Wasserpflanzen vor den Schilfbeständen gefunden (Schmieder & Pier 2000). Die mechanische Belastung für das Schilf hat sich dadurch aber wahrscheinlich nicht vermindert.

3.2.6 Direkte Zerstörung durch verschiedene Ufernutzungen

An vielen Uferabschnitten von Gewässern findet sich eine Konzentration von anthropogenen Belastungen durch Siedlungs- und Verkehrsverdichtung, Erholungsnutzung, Tourismus und Wassersport (Ostendorp et al. 2003). Sämtliche Baumaßnahmen an (potenziellen) Schilfstandorten im Uferbereich, wie Uferbefestigungen, Hafenanlagen oder Uferpromenaden in Siedlungsbereichen, behindern die Ausbreitung und/oder Ansiedlung von Schilfröhrichten massiv. Zum einen verringert sich die Ausdehnung der Flachwasserzone und damit die für das Schilf land- und seeseitig besiedelbare Fläche, zum anderen führt der (feste) Uferverbau zu einem veränderten Wellenklima. Die Veränderung der Strömungen kann den Sedimentstransport beeinflussen. Erosion und Akkumulation von Sedimenten können lokal zur Veränderung der Wasserqualität und zum Auswaschen von Schilfbeständen beitragen (Ostendorp et al. 2003).

Der Bau von Stegen, Bootsanlegeplätzen und Badestellen ist mit einer direkten Zerstörung von Röhrichten verbunden. Vor allem während der Bauphase wird das Schilfröhricht beeinträchtigt. Bauliche Eingriffe in bestehenden Röhrichten sind somit grundsätzlich als nachteilig zu bewerten. An vielen Gewässern bestand die Befürchtung, dass die dauerhafte Zerschneidung der Bestände nicht nur das Schilf in den überbauten oder durch Badenutzung freien Schneisen zerstört, sondern weiteren großflächigen Rückgang auslöst. Diese Einschätzung lässt sich jedoch an Uferabschnitten der in der Holsteinischen Schweiz untersuchten Seen nicht bestätigen.

Weitere Beeinträchtigungen der Röhrichte entstehen durch Freizeitnutzungen wie Bootsverkehr oder Surfer, sofern diese Aktivitäten nicht mit genügender Rücksichtsnahme auf die Ufervegetation ausgeübt werden.

Teil II: Schutz und Entwicklung von Schilfröhrichten

4. Erfassung von Röhrichtrückgängen

Im Folgenden werden Methoden zur Erfassung eines Röhrichtrückgangs vorgestellt, die unterschiedlich aufwändig und aussagekräftig sind. Generell kann ein Rückgang der Schilfröhrichte immer erst nach längerfristiger Beobachtung sicher festgestellt werden, da die Ausdehnung der röhrichtbestandenen Fläche von Jahr zu Jahr variieren kann, ohne dass dies mit einem Rückgang gleichgesetzt werden könnte.

4.1 Erfassung (historischer) raum-zeitlicher Veränderungen: Luftbildauswertung

Um die Ausdehnung von Schilfröhrichten beurteilen zu können, bietet sich die Auswertung von Luftbildern an, die in etwa für den Zeitraum von 1950 bis heute für ganz Deutschland verfügbar sind. Je nach Fragestellung und Zielsetzung können jeweils ein älterer und ein jüngerer Befliegungsjahrgang oder fortlaufende Luftbildreihen für die vergleichende Auswertung verwendet werden. Da die Befliegungen zu unterschiedlichen Jahres- und Tageszeiten stattfinden, ist zunächst eine Auswahl derjenigen Jahrgänge erforderlich, bei denen die Ausdehnung der Röhrichte an den jeweiligen Seen gut zu beurteilen ist. Generell sind Luftbilder älterer Jahrgänge aufgrund mangelnder Bildqualität schwieriger zu interpretieren als Befliegungsdaten jüngeren Datums, zu denen bereits digital vorliegende Orthophotos und CIR-Luftbilder zählen. Voraussetzungen zur Nutzung der Methode der Luftbildauswertung sind die Verfügbarkeit eines Geographischen Informationssystems (GIS) sowie gute Kenntnisse in der Anwendung der dazugehörigen Programme (z.B. ArcMap).

Die Auswertung von Luftbildern erbringt zumeist die zuverlässigsten und zeitlich am weitesten zurückreichenden Informationen über die Entwicklung der Röhrichte. Für die Bearbeitung werden die analog vorliegenden Luftbilder zunächst eingescannt und georeferenziert[2]. Anschließend wird die seewärtige Ausdehnung der Schilfbestände dann in einem GIS digitalisiert. Diese Röhrichtfläche kann nur durch Festlegung einer Uferlinie als landseitiger Bezugspunkt realistisch dargestellt werden (vgl. z.B. Eder & Löschenbrand 2008). Bei der Luftbildinterpretation können bezüglich der räumlichen Ausdehnung der Röhrichte Abweichungen von den realen Verhältnissen durch den Schattenwurf von Bäumen entstehen. An Gewässern mit schmalen Schilfgürteln und gehölzbestandenen Ufern kann eine Luftbildauswertung somit unter Umständen nicht sinnvoll sein. Weitere Fehler können bei der Erfassung lockerer Schilfbestände entstehen, die auf Luftbildern zum Teil nicht erkennbar sind. Auch können besonders auf Luftbildern älterer Jahrgänge aus anderen Pflanzenarten zusammengesetzte Röhrichte nur schwer von Schilfröhrichten unterschieden werden.

Um die aktuelle Ausdehnung der (Schilf-) Röhrichte digital zu erfassen, kann anstelle der Auswertung neuer Luftbilder auch eine Vermessung der Bestände mit einem Differentiellen Global Positioning System (DGPS) von der Seeseite aus erfolgen. Dies erfordert jedoch hohen zeitlichen Aufwand, eine hochwertige technische Ausstattung sowie umfangreiche Fachkenntnisse.

4.2 Erfassung der aktuellen Röhrichtvorkommen: Seeuferkartierung

Eine Kartierung der Schilf-Bestandsfront von der Wasserseite aus ermöglicht eine allgemeine Erfassung des Schilfzustandes in kurzer Zeit. An vielen Seen kann eine wasserseitige Kartierung innerhalb eines Tages durchgeführt werden. Eine abschließende Beurteilung, ob Bestände zurückgegangen sind oder möglicherweise in jüngster Zeit auch zugenommen haben, ist jedoch nicht möglich.

Im Wesentlichen ist bei der Seeuferkartierung auf die Wassertiefe an der seeseitigen Ausbreitungsfront der Röhrichtbestände und auf das Vorhandensein von Schilfstoppelfeldern zu achten. Ein vitaler Schilfbestand reicht meist bis in eine Wassertiefe von 1-2 m. Dieser Parameter ermöglicht eine erste Einschätzung, ob das Schilf die potenziell besiedelbare Fläche ausschöpft oder nicht. An steilen Uferabschnitten kann ein schmal ausgebildeter Schilfgürtel ein natürliches Phänomen sein, während breite Schilfgürtel an ausgedehnten flachen Ufern bereits unter lang anhaltendem Rückgang leiden können.

2 Die blau hervorgehobenen Begriffe werden im Kapitel 10 Glossar erklärt

Abbildung 16: Schilfstoppeln am Gewässergrund am Großen Plöner See

Schilfstoppelfelder sind an ehemals schilfbestandenen Uferabschnitten oder seewärtig von noch vorhandenen Schilfröhrichten zu finden (Abbildung 16). Die Ausdehnung der Stoppelfelder ist ein Hinweis auf die Ausmaße früher vorhandener Schilfbestände. Das Vorkommen von Stoppelfeldern lässt allerdings keine zuverlässige Beurteilung der jüngsten Entwicklung eines Bestandes zu. Da die Pflanzenreste bis zu 20 Jahre erhalten bleiben, kann sich der noch vorhandene Schilfbestand bereits wieder ausdehnen, so dass an einem Standort mit Stoppelfeldern aktuell auch eine Zunahme stattfindet. Nur mit Hilfe eines älteren Luftbildes ist es dann möglich, zwischen Rückgang oder Zuwachs der Schilfröhrichte zu unterscheiden. Schilfstoppelfelder sind bei klarem Wasser und wenig Wellengang vom Boot aus meist gut zu sehen. Bei hoher Trübung und starken Licht-Reflexionen können die Stoppeln am einfachsten beim Durchwaten des Wassers (mit Wathosen) erfasst werden, da man mit den Füßen beim Überstreichen auf sandigen Sedimenten die Pflanzenreste oft noch ertasten kann. Auf steinigem Untergrund können Stoppelfelder meist nur optisch wahrgenommen werden. Im Verlauf der Seeuferkartierung können auch (zumindest punktuell) Daten zur Vitalität der Röhrichte aufgenommen werden (s.u.).

4.3 Erfassung der Vitalität der Röhrichte: Röhrichtstruktur

Als Hinweise für eine geringe Vitalität gelten (Abbildung 17-20):

1. **Schilfstoppeln** im Sediment wasserseitig vor dem Schilfbestand: Dabei ist wieder zu beachten, dass auch an Standorten, bei denen ausgedehnte Stoppelfelder einen Rückgang des Schilfbestandes nahelegen, in jüngster Vergangenheit ein Bestandszuwachs aufgetreten sein kann, der dann ohne die Auswertung alter Luftbilder nicht zu erkennen ist.

2. Eine geringe **durchschnittliche Halmdichte** pro Quadratmeter: In der gesamten Bestandsbreite ist diese bei geschädigten Schilfbeständen meist geringer als bei vitalen Beständen. Eine Auflockerung der Schilfbestände an der Ausbreitungsfront kann hingegen unterschiedlich interpretiert werden (s.u.). In der Literatur finden sich in Abhängigkeit vom trophischen Status des betrachteten Gewässers und dem Standort der Röhrichte variierende Angaben zur durchschnittlichen Halmdichte in vitalen Schilfbeständen (Rodewald-Rudescu 1974, Abbildung 17 und 18). Grundsätzlich weisen vitale Bestände eine relativ hohe Halmdichte pro Quadratmeter auf (+/- 200 Halme/m^2), während geringe Halmdichten als Zeichen abnehmender Vitalität gelten.

Da die Durchschnittswerte seespezifisch unterschiedlich und daher nicht zu verallgemeinern sind, helfen nur Vergleiche von Beständen mit bekannter Entwicklungsgeschichte am jeweiligen See.

3. Die **seewärtige Ausbreitungsgrenze** des Bestandes ist unregelmäßig zerfranst und aufgelöst. Eine unregelmäßige Ausbreitungsfront kann jedoch auch Zuwächse des Schilfs anzeigen, während Rückgänge auch an Beständen mit einer dichten, geraden Ausbreitungsfront beobachtet werden können. Der Verlauf der Ausbreitungsfront kann somit nur nach längerer Beobachtung der Entwicklung eines Bestandes als sicheres Merkmal für die Vitalität gelten.

4. **Horstbildung**: Der Schilfbestand löst sich in kleine Gruppen auf (Abbildung 19).

5. **Röhrichtfreie Streifen** zwischen Ufer und wasserständigem Schilf (Abbildung 20).

6. Die von Schilf **besiedelte Wassertiefe** liegt deutlich unter einem Meter.

7. Das Schilf ist auf mehr als 50% der Bestandsbreite durch **Fraß** geschädigt

Abbildung 17 und 18: Vitale Schilfbestände mit unterschiedlichen Halmdichten am Großen Eutiner und am Kleinen Plöner See

Abbildung 19: Horstbildung in der Rohrdommelbucht im Großen Plöner See

Abbildung 20: Lückenbildung durch Beschattung am Dieksee (Aufnahme nach Gehölzentnahme)

5. Eingrenzung von Rückgangsursachen

Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte können entweder an bestehenden Schilfbeständen oder an schilflosen Uferabschnitten durchgeführt werden. Dabei ist zunächst zu beachten, dass an einzelnen Uferabschnitten abhängig von den morphologischen und chemischen Eigenschaften des Standortes Schilfbestände unterschiedlicher Ausdehnung und Struktur erwartet werden können. Bevor Maßnahmen zum Schutz der Röhrichte getroffen werden können, gilt es deshalb die Entwicklung der Schilfröhrichte zu beschreiben. Dies ermöglicht es, Rückschlüsse auf die möglichen Ursachen eines eventuell feststellbaren Rückganges zu ziehen und Handlungsoptionen für Röhrichtschutz und -entwicklung abzuleiten. Eine Umsetzung von Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung der Schilfröhrichte sollte stets in Abstimmung mit den zuständigen Naturschutzbehörden und auch unter Einbeziehung örtlicher Naturschutzverbände erfolgen.

Die nachfolgende Matrix soll bei der Eingrenzung möglicher Ursachen für einen Röhrichtrückgang helfen. Die Buchstaben und Seitenangaben hinter der Beschreibung des Schadensbildes weisen zu den Seiten der Kapitel 6 und 7, auf denen passende Maßnahmen für den Röhrichtschutz erläutert werden. Sollte es nicht möglich sein, detaillierte Maßnahmen zu benennen, werden pauschale Handlungsempfehlungen bereits in diesem Kapitel genannt.

Matrix: Schadensbild, Rückgangsursachen und Handlungsoptionen

1. Derzeit findet kein auffälliger Rückgang statt, das Schilf erscheint jedoch wenig vital, da es uferparallel nur schmal ausgeprägt ist und nur eine geringe Halmdichte aufweist.

   Schmale Schilfsäume oder eine schüttere Bestandsausbildung können natürliche Ursachen haben. Da Schilf nur bis in eine Wassertiefe von bis zu etwa 2 m vordringen kann, treten an steilen Ufern natürlicherweise nur schmale Röhrichtgürtel auf. Wenn der betrachtete See ein nährstoffarmes Gewässer ist und im Sommer Sichttiefen von bis zu 10 m auftreten, sind lockere Bestände ebenfalls als natürlicher Zustand der Schilfröhrichte zu betrachten. In beiden Fällen entfallen weitere Maßnahmen für den Röhrichtschutz. Sind die geringe Bestandesbreite und Halmdichte nicht auf die genannten Standortgegebenheiten zurückzuführen, sollten nachfolgende Aussagen geprüft werden:

2. Derzeit findet kein auffälliger Rückgang statt, aber der Schilfbestand steht nur im Wasser. Zwischen Ufer und Wasser befindet sich aufgrund von
   Beschattung oder **D, S. 23**
   Treibgutansammlungen **J, S. 25**
   ein röhrichtfreier Saum.

3. Derzeit findet ein Schilfrückgang statt oder eine erneute Ausbreitung wird verhindert, da
   die Reproduktion des Schilfs durch eine stabile Wasserstandsführung eingeschränkt wird **A, S. 22**
   das Schilf durch Hochwasserereignisse geschädigt wird **B, S. 23**
   die durch Schilf besiedelbare Fläche durch Uferverbau begrenzt ist **C, S. 23**
   das Schilf stark beschattet wird **D, S. 23**
   das Schilf regelmäßig von Wasservögeln abgefressen wird **E, S. 23**
   das Schilf von Bisam abgefressen wird **F, S. 24**
   das Schilf durch Haustiere abgeweidet wird **G, S. 24**
   das Schilf durch Wellen beeinträchtigt wird **H, S. 24**
   das Schilf durch Algenmatten geschädigt wird **I, S. 24**
   das Schilf von Holz oder Müll geschädigt wird **J, S. 25**
   das Schilf durch Freizeitaktivitäten geschädigt wird **K, S. 25**

4. In der Vergangenheit trat ein Schilfrückgang auf, dessen Ursachen nicht geklärt sind. Aktuell sind keine Belastungen ersichtlich und somit keine sinnvollen Schutzmaßnahmen ableitbar.

5. In der Vergangenheit hat ein drastischer Schilfrückgang stattgefunden und die Ufer sind nicht mehr von Schilfröhrichten besiedelt **Kap. 7., S. 33**

A. Naturnahe Wasserstandsführung

Eine stabile Wasserstandsführung beschränkt die vegetative sowie die generative Ausbreitung des Schilfs und trägt zu einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zwischen Pflanzen der Ufervegetation bei. Eine naturnahe Wasserstandsdynamik durch den Rückbau staureguliernder Bauwerke fördert die Vitalität der Schilfröhrichte und kann als elementare Maßnahme zum Schutz und zur Entwicklung von (Schilf-)Röhrichten betrachtet werden.

Diese Maßnahme ist jedoch in Abhängigkeit von Faktoren wie der Besiedlungsdichte der

Gewässerufer durch den Menschen oder der Intensität der Landnutzung an einem Gewässer in zahlreichen Fällen nur schwer umsetzbar. Somit muss im Einzelfall für jedes vom Schilfrückgang betroffene Gewässer zwischen den Zielsetzungen des Röhrichtschutzes sowie weiteren Interessen der Seeanrainer und –nutzer abgewogen werden.

B. Gewährleistung günstiger Standortbedingungen

Extreme Hochwasserereignisse treten besonders in Gewässern im Voralpenland mit naturnaher Wasserstandsführung und Schmelzwasserzufluss auf. Während (winterliche) Hochwässer in Seen des (norddeutschen) Tieflands die naturnahe Ausprägung der Ufervegetation fördern, können Hochwasserwellen in Gewässern der gebirgsnahen Lagen besonders im Frühjahr großflächige Schäden an Schilfbeständen verursachen. Sofern die Rahmenbedingungen zur Entwicklung vitaler Röhrichte wie z.B. unverbaute, naturnahe Ufer, geringer Fraßdruck durch Herbivore, naturnahe Nährstoffverhältnisse oder geringe Beschattung an dem jeweiligen Gewässer gegeben sind, kann von einer nachfolgenden Regeneration der Schilfröhrichte ohne weitere Maßnahmen ausgegangen werden.

C. Rückbau von Uferbefestigungen

Der Verbau von Uferbereichen begrenzt die landwärtige Ausbreitung der Schilfröhrichte, so dass dem aquatischen Röhricht ein wichtiger Rückzugsraum verloren geht. Eine Renaturierung der Ufer durch Rückbau von Steinschüttungen, Spundwänden oder Stützmauern ist in vielen Fällen aus baulicher Sicht ohne weiteres realisierbar, jedoch mit relativ hohen Kosten verbunden. Weisen die zurückzubauenden Uferabschnitte noch Schilfbestände auf, kann mit den Baumaßnahmen eine temporäre Schädigung der Röhrichte verbunden sein. Werden verbaute Uferabschnitte aktuell nicht von Röhrichten besiedelt, kann nach dem Rückbau der Uferbefestigung eine gezielte Wiederansiedlung des Schilfs erfolgen (vgl. Kap. 7).

D. Reduzierung der Beschattung durch Gehölze

Die Vitalität des Schilfs wird an gehölzbestandenen Ufern sowohl durch Beschattung als auch durch Raumkonkurrenz eingeschränkt. Durch ein Entfernen der unteren Äste von Gehölzen können beide Faktoren positiv verändert werden. Zudem kann eine Rücknahme der direkt am Ufer stehenden Bäume erfolgen, wobei in Bezug auf die Lichtverfügbarkeit die größte Wirksamkeit der Gehölzentnahme an Südufern mit landwärtig flacher Ufermorphologie zu erwarten ist. Entsprechend empfehlen sich Gehölzentnahmen an vorhandenen wie auch an neu angesiedelten Schilfröhrichten lediglich an ausgewählten Standorten. Zumeist wachsen an den ufernahen Standorten Schwarzerlen *(Alnus glutinosa*) oder Weiden (*Salix* spec.), die nach einem Entfernen des Hauptstammes wieder austreiben, so dass die Triebe nach etwa zwei Jahren erneut zurück geschnitten werden müssen.

Diese möglichen Maßnahmen sind aber mit dem Ziel der natürlichen Entwicklung der Seeufer abzugleichen, wie es der Biotopschutz und die Umweltziele der WRRL anstreben. Solche Maßnahmen sind in jedem Fall von der Unteren Naturschutzbehörde zu genehmigen (vgl. auch Kap.8).

E. Schutz gegen Fraß durch Graugänse

Zur Ermittlung des Handlungsbedarfs zum Schilfschutz bei regelmäßigem Fraß von Graugänsen an aquatischen Röhrichten ist in der Regel eine längerfristige Beobachtung der Regeneration des Schilfbestandes sinnvoll. Zur Abschätzung der Gefährdung eines Schilfbestandes durch Fraß kann die folgende Matrix verwendet werden. Dabei ist die Anzahl der Kriterien, die mit a, b oder c angegeben werden, für die Einschätzung der Dringlichkeit von Schilfschutzmaßnahmen ausschlaggebend.

Fraßintensität: Es wurden
- bis zu 15% der Bestandsbreite abgefressen **a**
- 15-25% der Bestandsbreite abgefressen **b**
- mehr als 25% der Bestandsbreite abgefressen **c**
- mehr als 50% der Bestandsbreite abgefressen **c**

Zeitraum: Die Halme wurden
- im Zeitraum Mitte Mai bis Anfang Juni abgefressen **a**
- Mitte Juni oder später abgefressen **b**
- bis Mitte Juli wiederholt abgefressen **c**

Lage der Abbissstellen: Die Abbissstellen
- lagen den gesamten Sommer über dem mittleren Wasserstand **a**
- gerieten im Sommer durch einen Wasserstandsanstieg unter Wasser **b**

Kompensation: Nach Halmverlusten
- ist die Anzahl der Halme im Herbst ähnlich hoch wie im Frühjahr, lediglich die Halmlänge ist geringer **a**
- wachsen etwa die Hälfte der geschädigten Halme wieder nach **b**
- wachsen keine oder vereinzelte Halme nach **c**

a
Sind alle Kriterien mit a angegeben, besteht kein akuter Bedarf, das Schilf vor Wasservogelfraß zu schützen.

b
Trifft bei wenigstens einem Kriterium die Möglichkeit b zu, wird eine langfristige Beeinträchtigung des Schilfes durch Wasservogelfraß angenommen und es erscheint sinnvoll, die Verluste durch Wasservogelfraß zu senken.

Maßnahme: Erhöhung von Qualität oder Flächenangebot von Grünland **S. 26**
Maßnahme: Zäunung **S. 28**

c
Trifft bei wenigstens einem Kriterium die Möglichkeit c zu, wird der Schilfbestand ohne zusätzliche Schutzmaßnahmen wahrscheinlich durch Wasservogelfraß zurückgehen.
Eine besondere Situation stellt ein großflächiger Fraßschaden auf mehr als 50% der Schilfbestandsbreite Mitte Mai dar. Hier ist eine sofortige Zäunungsmaßnahme sinnvoll, damit die nachwachsenden Halme Mitte Juni nicht erneut abgefressen werden.

Maßnahme: Zäunung **S. 28**

F. Schutz gegen Beweidung durch Bisam

Es fehlt bisher der Nachweis, dass der Fraß durch Bisam einen bedeutsamen Beitrag zum Schilfrückgang leistet; wird er erbracht, kann nur eine flächige Bekämpfung wegen nachgewiesener Schäden Abhilfe schaffen.

G. Schutz gegen Beweidung durch Haustiere

An den meisten Gewässern ist Haus- und Nutztieren der freie Zugang zum Wasser heute nicht mehr möglich und nach der Abzäunung hat sich das Schilf an vielen Standorten wieder ausgebreitet. Wo großflächig keine festen Zäune zwischen Ufer und Weide stehen, ist eine Abzäunung sinnvoll. Dabei sind schmale, zu den Röhrichten hin abgezäunte Zugänge zum See (als Tränke für die Weidetiere) für den Schilfschutz meist förderlich, da sie Gänsen und anderen Wasservögeln den Zugang vom Wasser zum Grünland erleichtern und damit den Fraßdruck auf das Schilf senken.

Während in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Weiden heute meist Zäune zwischen See und Weide stehen, haben die Weidetiere in den aus Gründen des Naturschutzes eingerichteten halboffenen Weidelandschaften durchgehend freien Zugang zu den Gewässern. Ein solches Beweidungsregime, das durch die Entstehung eines kleinräumigen Vegetationsmosaiks in vielen Fällen zum Schutz von gefährdeten Tier- und Pflanzenarten beitragen kann, schädigt jedoch die Schilfbestände an diesen Uferabschnitten. Einen Beitrag zum Schilfschutz stellen extensive Beweidungsregime dann dar, wenn die Grünlandflächen zuvor für Gänse unattraktive Brachen waren und kleinflächige Zugänge zum Wasser neu geschafften werden.

H. Vermeidung von Schäden durch Wellen

Eine hohe mechanische Belastung der Schilfröhrichte tritt besonders an großen Gewässern oder an Gewässern mit starkem Schiffsverkehr auf. Durch Wellen geschädigte Schilfbestände sind an geknickten oder zur Seite gekippten Halmen zu erkennen. Häufig werden die welleninduzierten Effekte mechanischer Belastung durch verdriftetes Totholz, Algenmatten oder Müll verstärkt.

Generell ist die Höhe windinduzierter Wellen von der Windstärke, der Überstreichlänge über das freie Wasser und von der durchschnittlichen Wassertiefe abhängig. Bei Bootswellen besteht grundsätzlich die Möglichkeit, deren Entstehung zu beeinflussen, wie auch deren Wirkung zu reduzieren. Die Wellenhöhen des Schiffsverkehrs werden durch die Stärke der Motoren und die Geschwindigkeit der Boote bestimmt. Die Durchsetzbarkeit von Beschränkungen für den Bootsverkehr ist dabei wesentlich von der regionalen wirtschaftlichen Bedeutung des Faktors und dem Engagement von Einzelpersonen abhängig, so dass hier keine verallgemeinerbaren Empfehlungen gegeben werden können.

Unabhängig vom Ursprung der Wellen können ihre Auswirkungen durch verschiedene Baumaßnahmen gemindert werden. In den Berliner Havelgewässern hat der Einsatz von Wellenbrechern zu 18% Zuwachs am Schilf geführt, während an anderen ungeschützten Uferabschnitten ein weiterer Schilfrückgang auftrat (Krauß 1992). Untersuchungen an Seen der Holsteinischen Schweiz weisen insbesondere dann auf einen positiven Effekt von Wellenbrechern vor bestehenden Schilfbeständen hin, wenn die aquatischen Röhrichte durch Wasservogelfraß vorgeschädigt waren. Die Reduzierung der Wellenhöhe durch Wellenbrecher kann hier die Überflutung gebrochener Halme verhindern oder zumindest verringern.

Maßnahme: Bau von Wellenbrechern **S. 29**

I. Vermeidung von Schäden durch Algenmatten

Algenmatten entstehen vorrangig in Gewässern mit guter Nährstoffversorgung in der durchsonnten Flachwasserzone. Eine Reduktion der Nährstoffeinträge in die Gewässer kann zu einem verminderten Auftreten von

Algenmatten führen, diese aber besonders in natürlich eutrophen Gewässern nicht unterbinden. Algenmatten werden durch den Wind verdriftet und führen lediglich bei Starkwindereignissen zu mechanischen Schäden am Schilf, so dass (prophylaktisch) das manuelle Abfischen von Algen sinnvoll sein kann.

J. Vermeidung von Schäden durch Treibgut

Ein Absammeln von Treibsel in Form von Müll und/oder Treibholz, das an der Uferlinie angespült wurde oder sich schwimmend vor den Schilfbeständen befindet, kann eine sinnvolle Schutzmaßnahme sein. Durch Wellenbewegungen verdriftete feste Gegenstände verursachen Schäden an den Halmen und besonders Treibholz kann einen wesentlichen Einfluss auf die Röhrichtentwicklung haben. Große Treibholzmengen treten besonders an Gewässern des alpinen Raums auf, doch auch an Gewässern des Tieflandes können die Treibholzmengen erheblich sein. Andererseits ist festliegendes Totholz – wie zum Beispiel ins Gewässer gestürzte Bäume – als natürliche Uferstruktur in vielen Fällen erhaltenswert.

K. Vermeidung von Schäden durch Freizeitaktivitäten

Freizeitaktivitäten wirken sich in erster Linie negativ auf die Entwicklung der Schilfröhrichte aus, wenn es zu einer mechanischen Schädigung der Bestände z.B. durch Befahren der Uferzone mit Booten jeder Art oder durch Vertritt an Badestellen kommt. Da es weder möglich noch wünschenswert ist, das Verhalten von Seglern, Kanuten, Anglern und Badegästen permanent zu kontrollieren, sollte der Schwerpunkt – wie auch bereits häufig praktiziert – auf eine gute Aufklärung der Seenutzer gelegt werden. Denkbar ist hier das Anbringen von Infotafeln ebenso wie direkte Aufklärung der Seenutzer durch Führungen, Info-Veranstaltungen oder die Einbeziehung naturschutzrelevanter Aspekte in das Schulungsmaterial von Segel- und Angelvereinen.

Abbildung 21: Am Großen Eutiner See sind die Gänsefraßschäden im nicht eingezäunten Abschnitt besonders auffällig – ähnliches ist auch am Dieksee zu beobachten. (Foto: C. Burggraf)

6. Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung der Schilfröhrichte

6.1 Maßnahmen zum Schutz vor Wasservogelfraß

Durch Wasservogelfraß bedingte Schäden an aquatischen Röhrichten können dadurch verringert werden, dass das Angebot an ufernahen Äsungsflächen für Gänse verbessert und/ oder der Röhrichtbestand vorübergehend oder permanent durch eine Zäunung vor Fraß durch Wasservögel geschützt wird

I. Erhöhung des Grünlandangebotes

Neue Äsungsflächen (Abbildung 22) für brütende oder mausernde Gänse an einem See können entwickelt werden, indem

- durch Mahd der Ufervegetation (Röhrichte, Hochstaudenfluren) zwischen Anfang und Mitte Mai Zugänge vom See zum Grünland von mindestens 2 m Breite geschaffen werden, sofern die Grünlandflächen nicht weiter als 5 m vom Gewässerufer entfernt liegen.
- bislang brach liegendes Grünland mit in der Vegetation vorhandenen attraktiven Futterpflanzen vor Mitte Mai gemäht oder beweidet wird. Dabei sollten die Grünländer nicht allzu lange brach gelegen haben, so dass der Anteil von Süßgräsern (*Poaceae*), Klee (*Trifolium* spec. und weitere Gattungen) oder Löwenzahn (*Taraxacum officinalis*) mindestens 30% des Vegetationsbestandes ausmacht. Die Mahd von Hochstaudenfluren, Brennnessel-, Binsen- oder Seggenbeständen ohne höherwertige Futterpflanzen wird nur langfristig attraktive Gänseäsungsflächen ergeben.

Abbildung 22: Extensiv genutztes Grünland als Äsungsfläche am Kleinen Plöner See

Diese Maßnahme hat ein hohes Potenzial, zu weniger Fraß am Schilf zu führen. Es ist aber auch möglich, dass eine höhere Nahrungsverfügbarkeit an einem See mehr Gänse anlockt. Da jedoch die Anzahl der mausernden Gänse an den in Schleswig-Holstein untersuchten Gewässern in den letzten Jahren stark variierte und regelmäßig um +/- 30% zu- oder abgenommen hat, ist eine zusätzliche Anlockwirkung schwer sicher nachzuweisen. Durch die jährlichen Schwankungen der Brut- oder Mauserbestände kann die Fraßentlastung für die aquatischen Röhrichte möglicherweise zunächst unwirksam bleiben.

Auch **bereits von Gänsen genutzte Grünländer** können unter Umständen in ihrer Attraktivität für Gänse gefördert werden. Ob ein Grünlandbestand als Äsungsfläche durch die Graugänse intensiv oder lediglich extensiv genutzt wird, kann anhand

der Zahl der Kotstücke pro Quadratmeter festgestellt werden. Eine geringe Nutzung der Fläche liegt dann vor, wenn Ende Juni durchschnittlich deutlich weniger als 5 Kotstückchen pro m² auf der Fläche liegen und sich die Gänse nicht mehr als 30 m vom Ufer entfernen. In solchen Fällen ist eine Steigerung der Attraktivität für mausernde Graugänse möglich. Eine höhere Intensität der Nutzung der Graugänse von Grünland mit guter Futterqualität kann hier zu 7,5 - 15 Kotstücken pro m² führen. Eine lediglich geringe Nutzung von Grünlandbeständen als Äsungsfläche kann auf verschiedene Ursachen zurückzuführen sein, die dann die Optimierungsstrategien bestimmen:

- Durch Bootsverkehr am Ufer, Spaziergänger oder freilaufende Hunde wird tagsüber die Äsungszeit der Gänse auf den Flächen begrenzt.
  Maßnahme: Hier können Besucherlenkungsmaßnahmen wie das Ausbringen von Bojen, die Sperrung von Wegen oder Zäunungen gegen freilaufende Hunde die Störungen auf den Flächen minimieren.

- Aufgrund mangelnder Qualität des Vegetationsaufwuchses werden die Grünlandflächen wenig als Äsungsfläche genutzt. Die Deckung von attraktiven Futterpflanzen wie Süßgräsern (*Poaceae*), Klee (*Trifolium* spec. und weitere Gattungen) oder Löwenzahn (*Taraxacum officinalis*) ist meist geringer als 30%.
  Maßnahme: Eine Erhöhung der Mahdfrequenz führt längerfristig zur Förderung von Pflanzenarten mit guter Futterqualität.

- Die landwirtschaftliche Nutzung gleicht weitgehend einer Brache. Wenn weniger als 0,7 Weidetiere pro ha auf den Grünlandflächen fressen, ist der Anteil an kurzgrasiger Vegetation oft zu gering für hohe Gänsedichten.
  Maßnahme: Eine Mahd oder die Erhöhung der Weidetierzahlen und ein Beweidungsbeginn nicht nach dem 01. Mai sind Voraussetzung für die Steigerung der Attraktivität der Grünlandfläche als Äsungsfläche für Graugänse.

- Durch das regelmäßige Auftreten von Gänseprädatoren wie Seeadlern entfernen sich die Gänse nicht mehr als 30 m vom Ufer.
  Maßnahme: In diesem Fall erübrigen sich alle weiteren Managementmaßnahmen zur Förderung der Grünlandnutzung der Gänse.

Einschätzung der Entlastungswirkungen durch Grünlandoptimierung

Die Bereitstellung von neuen Grünlandflächen oder die Minimierung von Störungen an bereits genutzten Flächen zur Erhöhung der Attraktivität für Gänse verringern den Fraß der Gänse am Schilf. Wichtig für die Fraßintensität der Graugänse auf der einzelnen Grünlandfläche sind die Störungsintensität, die Entfernung zu ungenutzten Inseln im See und der Abstand von Grünlandflächen zueinander. Je weiter die Grünländer auseinander liegen, desto eher wird am Schilf gefressen. Um die **Höhe der Entlastungswirkung** durch die Bereitstellung neuer Grünlandflächen einschätzen zu können, gelten folgende an Seen der Holsteinischen Schweiz ermittelten **Richtwerte**:

Nutzungsintensität:

- Während der Mauser von etwa vier Wochen hinterlässt eine Gans, die sich vollständig von Grünland ernährt, etwa 3.800 Kotstücke auf dem Grünland.
- Auf den durchschnittlichen Gänseweiden entfernen sich die Gänse etwa 30 m vom Ufer und hinterlassen etwa fünf Kotstücke pro m². Ein 26 m breiter Grünlandstreifen ernährt somit eine Gans während der Mauser. Von einem ha Grünland können etwa 13 Gänse ernährt werden.
- Auf wenig gestörten Flächen entfernen sich die Gänse bis zu 50 m vom Ufer und hinterlassen etwa 7,5 Kotstücke pro m², so dass ein etwa 10 m breiter Grünlandstreifen für eine Gans benötigt wird. In diesem Fall werden 20 Gänse von einem ha Grünland ernährt.
- In nahezu ungestörten Grünlandbereichen entfernen sich die Graugänse 70 m vom Ufer und hinterlassen bis zu 10 Kotstücke pro m². Damit reicht ein 5,5 m breiter Grünlandstreifen zur Ernährung einer Gans während der Mauser. Pro ha können etwa 26 Gänse während der Mauser vollständig von der Fläche ernährt werden.

Räumliche Lage:

- Eine besondere Entlastung für das Schilf ergibt sich, wenn zusätzliche Grünlandflächen in einem Radius von weniger als 1.500 m von ungestörten Inseln liegen. Da sich die während der Mauser flugunfähigen Gänse bei Störungen auf solche Inseln zurückziehen, schwimmen sie regelmäßig von dort wieder los und fressen bevorzugt in diesem Bereich.
- Das zusätzliche Grünland hat besonders dann Einfluss auf das Fraßverhalten der Graugänse, wenn es in einem Abstand

von maximal 300 m Entfernung von vorhandenen, uferseitig zugänglichen Grünlandflächen angelegt wird, so dass ein relativ engmaschiges Netz von Grünlandflächen entseht.
- Wichtig ist dabei grundsätzlich, dass zusätzliche Grünlandflächen in störungsarmen Bereichen liegen (s.o.).

II. Einzäunung des Schilfs

Zum Schutz aquatischer Röhrichte können kurzzeitig während der Mauser oder Jungenaufzucht der Gänse Zäune aufgestellt werden. Diese Zäune müssen zwischen Mitte Mai und Anfang Juni immer wieder auf ihre Funktionsfähigkeit kontrolliert werden. Bei hohen Gänsezahlen und kleinen Schilfbeständen kann aber auch eine dauerhafte Zäunung sinnvoll sein. Grundsätzlich ist zu bedenken, dass ein Zaun den Fraß am gezäunten Schilfbestand verhindert, der Fraßdruck auf angrenzende, ungezäunte Schilfröhrichte aber wahrscheinlich zunimmt. Im Folgenden werden einige Zaunvarianten näher beschrieben.

Kurzfristige Zäunung im Flachwasser

Stäbe oder Äste werden in einem Abstand von etwa 3 m aufgestellt. Dazwischen werden drei Bänder gespannt, das erste direkt über der Wasseroberfläche (Abbildung 23). Weidezaunstäbe aus Metall ermöglichen einen schnellen Aufbau auch in festen Sedimenten. Als günstiges Material für die Querbänder hat sich Erntegarn erwiesen, da dieses kaum nachgibt und der Zaun nicht nachgespannt werden muss (Abbildung 24). Auch Flatterband wurde verwendet, das allerdings im Gelände stark auffällt und wiederholt nachgespannt werden musste. Die Kosten lagen bei 0,10 - 1,00 € für 10 m Zaun (ohne Pfähle).

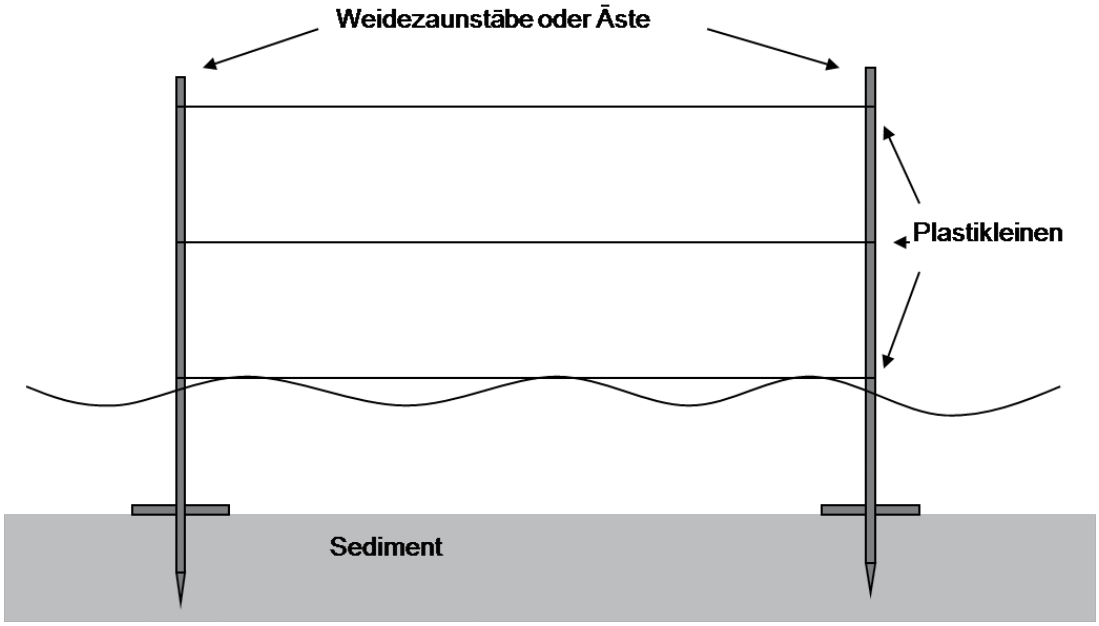

Abbildung 23: Skizze für einfachen Zaunbau im Flachwasser

Sollen Schilfbestände in mehr als 20 cm Tiefe geschützt werden, ist der Wellendruck für die Weidezaunstäbe unter Umständen zu groß. Bis etwa 40 cm Tiefe kann diese Zaunvariante mit Ästen aufgebaut werden. Hier ist darauf zu achten, dass auch ein Querband unter Wasser angebracht wird, damit die Gänse den Zaun nicht unterqueren. Das zusätzliche Band kann an Standorten mit großen Mengen angeschwemmter Fadenalgen- oder anderer Wasserpflanzen die Zaunstabilität gefährden. In Wassertiefen über 50 cm hat sich diese Zaunvariante nicht bewährt, hier unterqueren die Gänse den Zaun nach wenigen Tagen.

Abbildung 24: Einfacher Zaun 4 Monate nach Aufbau am Großen Plöner See

Kurzfristige Zäunung im tieferen Wasser
Für tiefer stehende Schilfbestände hat sich die Anschaffung von Schafsnetz bewährt (Abbildung 25). Für etwa 50 m Plastiknetz fallen Kosten von ungefähr 80 € an. Als Pfähle wurden im weichen Untergrund Äste verwendet, die beim Abbau des Zaunes Mitte Juli entfernt wurden. Diese Konstruktion kann mehrfach verwendet werden, wodurch sich die Kosten etwas relativieren. Der Zaun wurde etwa zur Hälfte über und unter Wasser angebracht. Auch ein mäßiges Aufkommen an Fadenalgen stellt keine Gefährdung der Zaunstabilität dar.

Die großen Maschen ermöglichen es zum Beispiel Blässrallen ihre Brutplätze im Schilf auch durch den Zaun hindurch zu erreichen.

Abbildung 25: Schafnetz als temporärer Schutz vor Graugansfraß im tiefen Wasser am Kleinen Plöner See

Dauerhafte Zäunung
Für den Bau einer dauerhaften Zäunung (Abbildung 26) fallen meist erhebliche Kosten an und es muss eine mehrjährige Betreuung der Zäunung sicher gestellt sein. Als Zaunmaterial wird Wildschutzzaun empfohlen, weil es kleineren Wasservogel- und größeren Fischarten das Erreichen der Schilfbestände ermöglicht. Der Zaun muss auch bei Hochwasser noch etwa 50 cm über dem Wasserspiegel liegen und sollte bei Niedrigwasser noch 50 cm unter die Wasseroberfläche reichen.

Abbildung 26: Fester Zaun zum Schutz vor Wasservogelfraß am Großen Plöner See

6.2 Maßnahmen zu Reduktion der mechanischen Belastung

In der Vergangenheit wurden an verschiedenen Gewässern bereits unterschiedliche Bauwerke zur Reduktion der mechanischen Belastung von aquatischen Röhrichten durch Wellen, Treibgut und Algenmatten erprobt. Die nachfolgende Übersicht stellt kurz Vor- und Nachteile verschiedener Techniken dar. Eine ausführliche Erläuterung zur Bauweise und Wirksamkeit findet sich im Anschluss.

Tabelle 1: Beurteilung unterschiedlicher Wellenbrechervarianten anhand der Kriterien Effektivität der Wellenentlastung, Kosten für den Bau, Wartungsaufwand und ökologische Auswirkungen.

Wellenbrechervariante	Effektivität	Kosten	Wartungs-aufwand	Ökologische Auswirkungen
Palisade	+++	+++	- - -	-
Schwimmender Wellenbrecher	- -	+	+++	+ / -
Steinwalzen	+	++	- - -	+ / -
Brettkonstruktion	- -	+	+	+ / -
Lahnung	++	++	+++	+ / -

+++ = sehr hoch - - - = sehr gering

Palisaden
Palisaden bestehen meist aus doppelreihig auf Lücke gesetzten unbehandelten Rundhölzern, können in vereinfachter Form jedoch auch einreihig angelegt werden. Beim Bau ist darauf zu achten, dass der jeweilige Schilfbestand durch die Palisade auch vor seitlich auftreffenden Wellen geschützt wird. In der Praxis haben sich Pfähle mit einem Durchmesser von ca. 10 cm bewährt. Die unbehandelten Holzpfähle werden vom Schiff aus eingesetzt, sofern die entsprechende Infrastruktur vorhanden ist. An Standorten, die vom Ufer aus mit Maschinen zugänglich sind, werden die Pfähle mit einer Baggerschaufel oder unter Verwendung eines Kompressors eingedrückt. Die Pfähle müssen ca. 1,5 m tief in das Sediment gerammt werden. Um Gefahren für Wasservögel zu minimieren sollte bei der Konstruktion auf möglichst geringe Abstände zwischen den Pfählen geachtet werden. Der Abstand zwischen den Pfählen ist auch entscheidend für die wellendämpfende Wirkung. Nach Angaben von Sayah et al. (2005) haben Palisaden eine geringere wellendämpfende Wirkung als Lahnungen, da ihre Durchlässigkeit für die Wellen im Allgemeinen zu hoch ist. Am Großen Plöner See und an den Berliner Seen wurden Palisaden allerdings erfolgreich eingesetzt (Abbildung 27). Neben der effektiven Wellendämpfung bieten Palisaden auch Schutz vor dem Eintrag von Schwemmgut. Im wellenberuhigten Bereich hinter den Palisaden kommt es zu verstärkter Sedimentation, was besonders die Etablierung neu angesiedelter Schilfbestände fördert.

Palisaden riegeln den dahinter liegenden Flachwasserbereich weitgehend vom Wasserkörper des Sees ab, so dass ein Durchgang frei gelassen werden sollte. Selbst dann ist der Zugang zum Uferbereich für Tiere allerdings durch das Bauwerk erschwert. Die Lebensdauer von Palisaden beträgt bei Verwendung von unbehandelten Kiefernpfählen ca. 15-20 Jahre.

Bewertung: An Uferabschnitten mit hoher Wellenenergie bietet dieses optisch auffällige, vergleichsweise teure, aber wartungsarme Bauwerk einen besonders effektiven Schutz vor Wellen. Die Zugänglichkeit des Ufers wird für Tiere stark eingeschränkt.

Schwimmender Wellenbrecher
Schwimmende Wellenbrecher werden in der Wasserwirtschaft an Standorten mit mäßigem Wellenklima eingesetzt (Lecher et al. 2001). Die Wellenenergie ist an der Oberfläche maximal und nimmt in der Tiefe des Wasserkörpers ab. Bei einer Tiefe, die der halben Wellenlänge entspricht, ist die interne Wasserbewegung abgeklungen. Daher ist die Wirkung von schwimmenden Wellenbrechern von deren Tauchtiefe abhängig. Bei zu geringer Tauchtiefe wird ein großer Teil der Wellenenergie unter dem Wellenbrecher transmittiert und bildet in Lee von ihm neue Wellen aus. Daher haben die meisten schwimmenden Wellenbrecher nur eine schwache Dämpfung (Abbildung 28).

Abbildung 28: Schwimmender Wellenbrecher am Dieksee

Abbildung 27: Palisade als Wellenschutz am Großen Plöner See.

Verschiedene Varianten von schwimmenden Wellenbrechern sind in der Praxis zum Einsatz gekommen. Grundsätzlich bestehen schwimmende Wellenbrecher aus senkrecht ca. 1,5 m in das Sediment gerammten Pfählen, zwischen denen waagerecht Rundhölzer befestigt werden Es werden unbehandelte Rundhölzer von etwa 10 cm Dicke eingesetzt, aber auch ganze Bäumstämme, die nach einer Auflichtung von Ufergehölzen anfallen. Die Schwachstelle liegt bei allen Varianten in der Verbindung von Rundholz und Pfahl. Hier werden verschiedene Konstruktionen verwendet. Die effektivste, aber nur für Rundhölzer geeignete Lösung ist die Verwendung von besonders abriebfesten Segeltauen, die durch ein Loch im Stützpfahl gezogen und mit Seemannsknoten vertäut werden. Diese schwimmenden Wellenbrecher können der Wellenbelastung bis zu einem Jahr standhalten. Insgesamt müssen schwimmende Wellenbrecher regelmäßig in ihrer Funktion kontrolliert und die schützende Wirkung kann nicht abschließend beurteilt werden.

Die Wirkung von schwimmenden Wellenbrechern lässt sich dadurch erhöhen, dass eine Vorrichtung unter den Schwimmkörpern angebracht wird, die die wirksame Tauchtiefe vergrößert (Zanke & Tautenhain 1996). Diese Vergrößerung wird durch wenig durchlässige flächenhafte Strömungshindernisse (z. B. Geotextilien) erreicht. Diese werden durch Ketten, Seile oder Ballast beschwert und so im erforderlichen Maße in der Bewegung eingeschränkt. Diese Konstruktion dürfte die Wellendämpfung erhöhen, bietet aber noch keine Lösung für die sichere Verbindung von Schwimmkörper und Pfahl.

Bewertung: An leicht zu kontrollierenden Standorten mit geringem Wellengang kann diese optisch eher unauffällige und relativ günstige Konstruktion wahrscheinlich erfolgreich eingesetzt werden. Dies gilt insbesondere, wenn die Tauchtiefe durch die beschriebene Textil-/Gewichtskonstruktion erhöht werden kann. Die Zugänglichkeit des Ufers wird für Tiere kaum eingeschränkt.

Steinwalze

Steinwalzen bestehen meist aus einem hochreißfesten Kunststoffnetz, das mit Wasserbausteinen gefüllt ist und in gefüllter Form zur Baustelle transportiert wird, wo es sofort eingebaut werden kann. Es handelt sich um Unterwasserwellenbrecher, die das Ufer weniger abriegeln als beispielsweise Palisaden. Allerdings bewirken sie auch nur eine Teilreduzierung der Wellenenergie, weil gerade an der Wasseroberfläche, wo die Energie am größten ist, das Bauwerk fehlt. Bei einer Wellenbrecherhöhe von 90% der Wassertiefe kann die Wellenenergie hinter dem Bauwerk noch 50% betragen (Graw 1995). Die Walzen können auch so ausgebracht werden, dass sie über die Wasseroberfläche ragen (Abbildung 29).

Abbildung 29: Steinwalze im Uferbereich des Dieksees

Bewertung: Aufgrund der geringen Wellendämpfung wird diese optisch unauffällige Konstruktion mittlerer Preislage bei Ausbringung unter Wasser nur an wenigen Standorten in Frage kommen. Im Flachwasser hängt die Wirkung von der Stärke der ankommenden Wellen und der Packungsdichte des Materials ab, die Steinwalze bietet gleichzeitig aber Schutz vor Treibgut. Die Zugänglichkeit des Ufers wird für Tiere kaum eingeschränkt.

Brettkonstruktion

Dieser Wellenbrecher besteht aus einem ca. 25 cm breiten Brett, das etwa in Höhe der Wasserlinie an Zaunpfosten genagelt wird. Um Auskolkungen im Sediment zu vermeiden, werden bei der Befestigung im wassernahen Bereich zwei übereinander gelegte Buchenholzkeile unter das waagerechte Brett genagelt. Damit steht der untere Bereich des

Abbildung 30: Brett als Wellenbrecher am Großen Plöner See

Brettes etwa 4 cm vom Pfahl Richtung Gewässermitte ab (Abbildung 30). Eine Erhöhung der Tauchtiefe des Wellenbrechers durch ein weiteres Brett unter Wasser steigert die Wellendämpfung.

Bewertung: Dieser optisch eher auffällige, wartungsarme und günstige Wellenbrecher ist in Uferbereichen mit geringer Wellenbelastung einsetzbar, für Standorte mit hoher Wellenbelastung jedoch ungeeignet. Weiterentwicklungen dieser Wellenbrechervariante könnten erprobt werden. Die Zugänglichkeit des Ufers wird für Tiere kaum eingeschränkt.

Lahnung

Lahnungen bestehen aus Astmaterial, das dicht zwischen doppelte Holzpflockreihen gepackt wird (Abbildung 31). Seit Jahrhunderten werden sie im Küstenschutz eingesetzt, um die Ablagerung von Schwebstoffen zu fördern und Land zu gewinnen. Die Höhe der Wellendämpfung ist dabei von der Bauwerksbreite und -höhe abhängig. Die Haltbarkeit hängt von den eingesetzten Materialien und den auftretenden Wellenkräften ab. Unbehandelte Kiefernholzpfähle halten etwa 15 Jahre. In der Schweiz eingesetzte Weidenzweige waren nach 2 Jahren bereits so stark verrottet, dass die wellendämpfende Wirkung markant abnahm (Iseli 2006). Die mit Rundhölzern beschwerten Zweigpackungen sollten nach Angaben des Autors eine Höhe von 1,20 m ab Seegrund nicht übersteigen, da ansonsten aufgrund der Wellenbelastung Schäden auftreten können. Eine maximale Wellendämpfung wird erreicht, solange die Krone der Lahnung nicht überflutet wird.

Bewertung: Die optisch eher unauffälligen, wartungs- und kostenintensiven Lahnungen haben eine geringere wellendämpfende Wirkung als gut ausgeführte Palisadenbauten. Die Zugänglichkeit des Ufers wird für Tiere erheblich eingeschränkt.

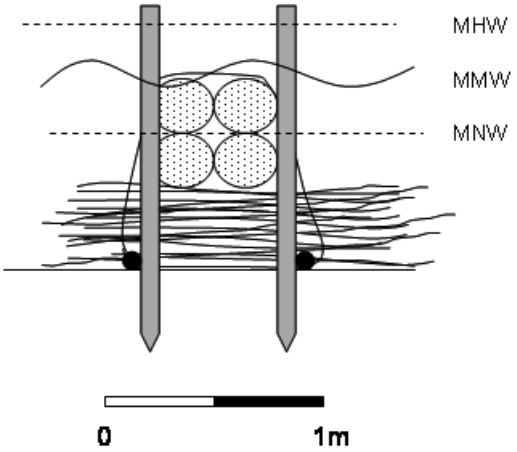

Abbildung 31: Querschnitt durch eine Lahnung

7. Methoden zur Neuansiedlung von Schilf

7.1 Ermittlung der Standorteigenschaften

Ist der Rückgang der aquatischen Schilfröhrichte an einem Gewässer so drastisch, dass weite Uferbereiche frei von Schilf sind und eine natürliche Wiederbesiedlung der Ufer unwahrscheinlich erscheint, kann die gezielte Neuansiedlung von Schilf notwendig werden. Bei Maßnamen zur Neuetablierung von Schilfbeständen sollten zunächst die Standortgegebenheiten ermittelt werden. Grundsätzlich empfehlen sich Neuanpflanzungen an Standorten, an denen ein früheres Vorkommen von Schilf bekannt ist. Standorte ohne Ufergehölze mit einem vegetationsfreien Ufer sind besonders für Neuanpflanzungen geeignet. Dabei bieten Gewässer mit einer naturnahen Hydrodynamik die besten Voraussetzungen für die rasche Entwicklung vitaler Schilfröhrichte.

Einige ungünstige Standorteigenschaften lassen sich durch weitere Maßnahmen korrigieren:

A. Die Flachwasserzone bis 1 m Tiefe ist weniger als 2 m breit
Hier könnten nur großflächige Uferabträge Abhilfe schaffen, die selten sinnvoll sein dürften. Neuanpflanzungen sind von geringer Wirksamkeit.

B. Es befinden sich steile Uferabbrüche von 10 cm und mehr am Ufer.
Maßnahme:
Sedimentaufschüttung **S. 34**

C. Die Standorte sind während des ganzen Tages beschattet.
Maßnahme:
Gehölzentnahme **S. 23**

D. An südexponierten Standorten mit angrenzenden Gehölzen ist zwar die Beschattung gering, es entsteht aber eine Raumkonkurrenz zwischen den ausgewachsenen Schilfhalmen und Ästen.
Maßnahme:
Gehölzentnahme **S. 23**

E. Der gewählte Uferabschnitt ist hoher mechanischer Belastung durch Wellen ausgesetzt.
Maßnahme:
Bau von Wellenbrechern **S. 29**

F. Das Sediment im Flachwasser ist steinig oder durch große Mengen Bauschutt belastet.
Das Einsetzen des Pflanzmaterials kann unmöglich werden, wenn es sich nicht nur um eine obere Schicht handelt, die abgetragen werden kann.

G. Das Sediment ist von einer Faulschlammschicht bedeckt.
Wenn es nicht möglich ist, die Faulschlammschicht abzutragen und außerhalb des Gewässers zu entsorgen, ist eine Bepflanzung nicht sinnvoll und meist auch technisch kaum umsetzbar, da diese Sedimente schlecht begehbar sind.

H. Die Flachwasserbereiche sind mit anderen Röhrichtarten besiedelt.
Hier sollte keine Anpflanzung von Schilf erfolgen.

Abbildung 32: Einsetzen von Schilfsetzlingen am Großen Plöner See. (Foto: U. Hamann, LLUR)

7.2 Standortoptimierungen

Tabelle 2: Beurteilung unterschiedlicher Verfahren zur Standortoptimierung anhand der Kriterien Effektivität der Maßnahme, Kosten für die Durchführung, Wartungsaufwand und ökologische Auswirkungen.

Standortoptimierungen	Effektivität	Kosten	Wartungs-aufwand	Ökologische Auswirkungen
Sedimentaufschüttung	++	++	- - -	+ / -
Sedimentfangkassette	++	++	- - -	+ / -
Sedimentabdeckung	+	+++	- - -	- -

+++ = sehr hoch - - - = sehr gering

Sedimentaufschüttung

An Standorten mit steilen Uferabbrüchen ist als Vorbereitung für eine Schilfbepflanzung eine Materialaufbringung erforderlich. Durch das Aufspülen oder Aufschütten von Sand, lehmigen Substraten oder ungewaschenem Kies kann das ursprüngliche Niveau vor der Erosion wiederhergestellt werden (Abbildung 33). Die Korngrößenverteilung des zur Aufschüttung verwendeten Materials sollte der des vorhandenen Sediments entsprechen, um dem Standort entsprechende Habitateigenschaften zu bieten und Erosion zu verhindern. Je nach Intensität des Wellenangriffs werden hierbei weitere Sicherungsmaßnahmen für das eingesetzte Material notwendig. Zum einen wird der Bau von Wellenbrechern erforderlich, zum Teil müssen aber auch Geotextilien oder Steinschüttungen das aufgespülte Material sichern, bis die Schilfrhizome diese Aufgaben übernehmen können.

Abbildung 33: Sandaufschüttung nach dem Entfernen einer Spundwand am Großen Plöner See.

Bewertung: Die Aufspülung von Sedimenten fördert die Ansiedlung von Schilfröhrichten, ist aber kostenintensiv, da weitere Wellenschutzbauwerke nötig sind.

Sedimentfangkassette

Wichtig sind hierbei Kenntnisse über Erosionskräfte und Transportwege des ausgespülten Materials. Trifft die Wellenfront in einem spitzen Winkel auf die Uferlinie, muss mit einer kräftigen Uferlängsströmung gerechnet werden, die durch ufersenkrechte Bauwerke unterbrochen werden kann. Im Strömungsschatten von Buhnen, Lahnungen oder Steinwällen

kann das transportierte Material abgelagert werden. Bei senkrecht auftreffenden Wellen herrscht sohlnahe Rückströmung in Richtung See vor, die wesentlich schwieriger durch technische Eingriffe minimiert werden kann (Iseli 2006). Am Bodensee/Obersee wurde hierfür die Anlage von Sedimentfangkassetten erprobt, die seewärtig vor erodierenden Schilfbeständen angebracht wurden, um den Sedimentabtransport zu verhindern (Ostendorp & Krumscheid-Plankert 1990). Das mit Holzpfählen gefestigte, rautenförmig angeordnete Kokosgewebe ragt etwa 20 cm über die Sedimentoberfläche hinaus (Abbildung 34). Das Bauwerk unterbricht die Rückströmung, so dass die potentielle Sedimenttransportkapazität verringert wird. Gleichzeitig kann hereintransportiertes Material dort ablagert werden. Die verbauten Materialien verrotten nach einiger Zeit. Eine dauerhafte Befestigung solcher Standorte erfolgt nur, wenn sich Schilf auf der neu entstandenen Oberfläche ausbreitet.

Bewertung: Sedimentfangkassetten sollten nur im unmittelbaren Uferbereich eingebaut werden, wenn sich das Schilf bereits auf den Landstandort zurückgezogen hat.

Sedimentabdeckungen

An erosionsgefährdeten Bereichen können Sedimente mit Grobkies oder Geotextilien befestigt werden. Diese Maßnahme ist meist arbeitsaufwändig und kostenintensiv. Weiterhin wird die Sedimentoberfläche so verändert, dass sie nicht mehr in gleichem Maß wie vorher für Organismen besiedelbar ist.

Bewertung: Aufgrund der hohen Kosten sowie der negativen ökologischen Auswirkungen von Sedimentabdeckungen ist diese Form der Standortoptimierung nur im Einzelfall sinnvoll.

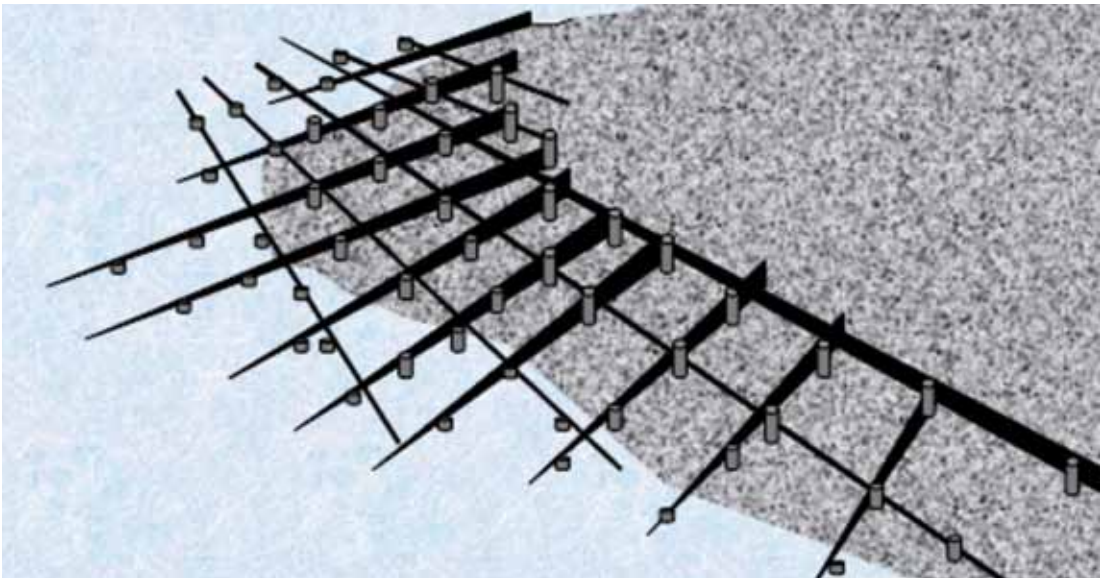

Abbildung 34: Sedimentfangkassetten im Uferbereich

7.3 Pflanzmaterial

Grundsätzlich können Pflanzen für Neuanpflanzung auf verschiedene Weise gewonnen werden. Eine kurze Übersicht über einsetzbare Pflanzmaterialen und ihre Eignung wird im Folgenden gegeben.

Tabelle 3: Vor- und Nachteile unterschiedlichen Pflanzmaterials

Pflanzmaterial	Vorteile	Nachteile
Samen/ Aussaat	• Hohe genetische Vielfalt im Pflanzmaterial und mögliche Selektion von besonders an den Standort angepassten Individuen • Material kann durch Sammeln während des Winters in der Region gewonnen werden • Die Kosten sind gering	• Es werden vegetationsfreie Uferabschnitte zur Aussaat benötigt, die meist nur nach größeren sommerlichen Wasserstandsabsenkungen auftreten • Die Jungpflanzen sterben bei sommerlichen Überflutungen ab • Die Keimlinge und Jungpflanzen können durch andere Pflanzenarten leicht überwachsen werden • Es dauert mehrere Jahre, bis größere Wassertiefen mit Schilf besiedelt sind
Aus Samen gezogene Jungpflanzen	• Hohe genetische Vielfalt im Pflanzmaterial und mögliche Selektion von besonders an den Standort angepassten Individuen • Kann durch Sammeln aus der Region gewonnen werden • Anwuchserfolg sehr gut bei nährstoffarmen Aussaatsubstraten • Kann per Hand oder Pflanzstab in bis zu ca. 30 cm tiefes Wasser gepflanzt werden	• Bei eigener Saatgutgewinnung etwa 1,5 Jahre Vorlauf nötig • Bei privater Anzucht hoher Platzbedarf • Beim Erwerb aus Gärtnereien möglicherweise keine regionale Herkunft • Es kann mehrere Jahre dauern, bis größere Wassertiefen mit Schilf besiedelt sind
Schräghalme und Schwimmhalme	• Autochthones Pflanzmaterial einsetzbar • Wenige Wochen zur Herstellung von Pflanzmaterial nötig	• Begrenzte genetische Vielfalt • Befestigung der Jungpflanzen schwierig
Rhizomballen	• Das Pflanzmaterial kann bei Grabenräumungen kostenlos anfallen • Pflanzen haben viele Reserven und erreichen rasch große Höhe • Die Pflanzen können sich gut gegen Konkurrenten durchsetzen	• Das Material ist von geringer genetischer Vielfalt und an die neuen Standorte eventuell schlecht angepasst • Kann Zerstörung bestehender Bestände bedeuten • Der Transport ist bei größeren Ballen oft schwierig • Das Einsetzen größerer Rhizomballen ist schwierig (mangelnde Verankerung im Sediment, Verrottung)

Pflanzmaterial	Vorteile	Nachteile
Rhizomstücke	• Das Pflanzmaterial kann bei Grabenräumungen kostenlos anfallen • Das Material ist leicht zu transportieren und einzusetzen	• Das Material ist von geringer genetischer Vielfalt und an die neuen Standorte eventuell schlecht angepasst • Kann Zerstörung bestehender Bestände bedeuten • Können nicht ins tiefere Wasser gepflanzt werden
Pflanzmatten	• Die Standorte sehen im ersten Jahr begrünt aus	• Die genetische Vielfalt ist meist unbekannt und dürfte zwischen gering bis mittelgroß schwanken • Die dauerhafte Verwurzelung der Pflanzen im Sediment unterbleibt häufig

Pflanzmethode bei Jungpflanzen
Die Pflanzung erfolgt ausgehend vom ca. 30 cm tiefen Flachwasserbereich bis auf den trocken gefallenen Uferbereich. An Land bieten sich Neuanpflanzungen zumeist nicht an, da dort andere Pflanzenbestände dem Schilf Konkurrenz machen und eine erfolgreiche Etablierung erschweren.

Grundsätzlich müssen alle Pflanzmaterialien gegen Wellen vor Ausspülung geschützt werden, wenn sie im flachen Wasser gepflanzt werden (Abbildung 35). Den effektivsten Schutz vor mechanischer Belastung der Schilfhalme bilden Palisaden (S. 30), die auch indirekt die Etablierung der Neunanpflanzungen durch erhöhte Sedimentation fördern. Je flacher das bepflanzte Ufer wird, desto besser sind die Ballen gegen Ausspülungen gesichert. Ob die Wirksamkeit von Steinwalzen (S. 31) ausreicht, um neu angepflanzte Schilfbestände zu schützen, ist vom Standort abhängig. Nach Erfahrungen mit Anpflanzungen in der Holsteinischen Schweiz, bei denen Neuanpflanzungen auch bei 15 cm hohen Wellen zerstört wurden, dürfte die maximale Wellenhöhe nicht über 25 cm liegen, wenn Steinrollen als Wellenschutz eingesetzt werden.

Abbildung 35: Anlage einer Pflanzfläche am Großen Plöner See

Die weiteren ab S. 31 genannten Wellenbrechervarianten sind lediglich in geschützt liegenden Uferabschnitten wirksam, so dass ihr Einsatz nur an wenigen Stellen sinnvoll ist.

Jungpflanzen des Schilfs müssen eingezäunt werden (S. 28), da die juvenilen Pflanzen nur geringe Mengen Reservestoffe in den Rhizomen speichern können. Schäden durch Fraß oder durch Zertritt können somit kaum kompensiert werden. Dabei ist zu beachten, dass eine flugfähige Graugans etwa 28 m zum Landen bzw. Starten benötigt. Größere Einzäunungen sollten entsprechend durch Abspannungen mit Erntegarn, Flatterband o.ä. unterteilt werden.

Sowohl Wellenbrecher als auch Einzäunungen tragen dazu bei, die mechanische Belastung durch Algenmatten zu reduzieren. Jungpflanzen reagieren bereits empfindlich auf eine Schädigung durch Wellen und 10-50 cm breite Algenmatten.

Grundsätzlich ist der Erfolg von Auspflanzungen höher, wenn sorgfältig mit dem Pflanzmaterial umgegangen wird. Da dieses Vorgehen zeit- und arbeitsaufwändig ist, ist bei kommerziellen Anbietern besonders auf eine sorgfältige Vorgehensweise zu achten.

Pflanzdichte
Es sollten etwa 10 Pflanzen pro Quadratmeter ausgebracht werden.

Pflanzzeitpunkt

Winter	Möglich, wenn Schutz vor Beweidung und Wellen gegeben ist, aber aufgrund niedriger Wasser- und Lufttemperaturen den für die Pflanzung zuständigen Menschen kaum zuzumuten
Spätes Frühjahr	Meist optimal, da die lange Vegetationsperiode zu guten Überwinterungsvoraussetzungen führt
Sommer	Ebenfalls erfolgreich oder sogar erfolgreicher als im Frühjahr, wenn Algenmatten oder Beweidung durch Wasservögel die frühen Pflanzungen beeinträchtigen können
Herbst	Nicht sinnvoll

Abbildung 36: Schilfneuanpflanzung am Koppelsberg im Großen Plöner See nach gut einem Jahr. (Foto: G. Plambeck, LLUR)

8. Einordnung in bestehende Naturschutzgesetzgebung

Wesentliche gesetzliche Grundlagen für Schutz und Entwicklung von Schilfröhrichten sind zum einen die naturschutzrelevanten Richtlinien der Europäischen Union und zum anderen das Bundesnaturschutzgesetz sowie in Einzelheiten ergänzend die jeweiligen Landesnaturschutzgesetze.

In der **Flora-Fauna-Habitat (FFH-) Richtlinie** der Europäischen Union (Richtlinie 92/43/EWG des Rates), deren Ziel die Sicherung der Artenvielfalt und der natürlichen Lebensräume durch den Aufbau eines europaweiten Schutzsystems ist, werden im Anhang I so genannte natürliche Lebensraumtypen von gemeinschaftlicher Bedeutung benannt, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Die Schilfröhrichte sind hier nicht explizit als besonders schützenswerter Lebensraumtyp aufgelistet. Aquatische Schilfröhrichte werden jedoch durch zahlreiche unter dem Lebensraumtyp 31 „stehende Gewässer" geführte limnische Systeme indirekt erfasst. Grundsätzlich unterliegen alle als FFH-Gebiet ausgewiesenen Areale zumindest einem Verschlechterungsverbot. Zudem sind die Mitgliedsstaaten der EU verpflichtet, Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung der ausgewiesenen FFH-Gebiete festzulegen. Sofern durch den Schutzstatus der FFH-Richtlinie aquatische Lebensräume erfasst werden, wie dies beispielsweise in den ausgedehnten Seengebieten des norddeutschen Tieflandes der Fall ist, können auch Schilfröhrichte Ziel verstärkter Schutzbemühungen sein.

Durch die **Wasserrahmenrichtlinie (WRRL**, Richtlinie 2000/60/EG) wird europaweit der Schutz und die Verbesserung des Zustandes von Gewässern angestrebt. Auch Ökosysteme, die direkt von den Gewässern abhängen, werden von der WRRL erfasst. Dabei soll der gute ökologische und chemische Zustand in dem jeweils betrachteten System innerhalb von 15 Jahren erreicht werden. Zur Ermittlung des guten ökologischen Zustands von Seen werden verschiedene biologische Qualitätskomponenten wie die Zusammensetzung des Phytoplanktons, der wirbellosen Fauna und der Fischfauna, aber auch die taxonomische Zusammensetzung der Makrophyten, zu denen hier auch die Röhrichtarten zählen, berücksichtigt. Zudem fließen hydromorphologische Parameter zu Wasserhaushalt und Morphologie des Gewässers in die Bewertung des ökologischen Zustandes ein. Die WRRL bietet somit einen umfangreichen rechtlichen Rahmen für einen verbesserten Schutz der Röhrichtvegetation, zumal auch die Reduktion der Nährstoffeinträge in die Gewässer, zu der Schilfröhrichte aufgrund ihrer hohen Pufferkapazität einen wichtigen Beitrag leisten können, wesentlicher Bestandteil der Vorgaben der WRRL ist.

Das **Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)** in der Fassung vom 06.08.2009 (BGBl. I S. 2542) benennt bestimmte Teile von Natur und Landschaft, die aufgrund ihrer besonderen Bedeutung als Biotope gesetzlich geschützt sind. Dazu zählen laut Paragraph 30 des BNatSchG sowohl „natürliche und naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche, Altarme und regelmäßig überschwemmten Bereiche" als auch Moore, Sümpfe und Röhrichte. Die gesetzlichen Vorgaben des Bundes werden durch die jeweiligen Landesnaturschutzgesetze ergänzt, wobei die Auflistung der in §30 BNatSchG genannten Biotope lediglich meist um landestypische Vegetationseinheiten ergänzt wird. Somit zählen in Deutschland aquatische und auch terrestrische Schilfröhrichte zu den besonders geschützten Biotopen, deren Bestand es zu wahren gilt.

Bedingt durch die Vielzahl schützenswerter Lebensräume sowie schützenswerter Organismen mit unterschiedlichsten Lebensraumansprüchen und die Komplexität ökosystemarer Zusammenhänge **treten im Naturschutz häufig interne Zielkonflikte auf**. Auch Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte können als kontrovers zu anderen Schutzbemühungen in der Uferzone der Gewässer betrachtet werden. Dies gilt in erster Linie für Maßnahmen, die mit unmittelbaren Eingriffen in die sonstige Vegetation der Ufer wie Gehölzbestände verbunden sind. Da laut BNatSchG die gesamte Uferzone sowie die dazugehörige Vegetation einem besonderen Schutz unterliegen, womit impliziert wird, dass Eingriffe unterbleiben sollten, wird die Auflichtung von Ufergehölzen zur Verbesserung der Standortbedingungen für Schilfröhrichte aus Sicht des Naturschutzes kritisch betrachtet und ist in jedem Fall mit den zuständigen Naturschutzbehörden sowie gegebenenfalls mit Naturschutzverbänden abzustimmen. Die Einbindung der Naturschutzverbände ist zwar hier nicht rechtlich vorgeschrieben, aber für die allgemeine Akzeptanz unbedingt hilfreich.

Gleiches gilt für die Einbringung jeder Art von Bauwerken in der Uferzone. Dazu zählen Zäunungen vorhandener und neu etablierter Schilfbestände ebenso wie das Einbringen von Wellenbrechern. Zäunungen der Schilfbestände bedeuten bei fehlerhafter Materialauswahl die vollständige Unzugänglichkeit der Röhrichte für Fische. Auch Wellenbrecher in dem den Schilfbeständen vorgelagerten Flachwasserbereich können den Wasseraustausch zwischen offener Wasserfläche und Flachwasserbereich reduzieren sowie die Wanderung zahlreicher Organismen begrenzen. Somit ist auch hier eine Abwägung der Interessen zwischen dem Schutz aquatischer Schilfröhrichte und anderer Schutzgüter in Absprache mit den zuständigen Behörden und Verbänden notwendig.

Abbildung 37: Am Kellersee finden sich noch ausgedehnte Schilfbestände.

9. Kontakte/andere Projekte

Projekt	Aufgabe	Kontakt
Limnologische Station Iffeldorf der TU München	Durchführung zahlreicher Studien zum Themenkomplex Schilfrückgang, Luftbildauswertung	http://www.limno.biologie.tu-muenchen.de
Arbeitsgruppe Bodenseeufer	Umfangreiche Dokumentationen und Publikationen zum Thema Uferrenaturierung unter Mitarbeit von zahlreichen Experten des Röhrichtschutzes	http://www.bodensee-ufer.de
Projekt Erosee/ Schweiz	Analyse von Erosionsprozessen und Uferstabilität an Binnenseen	http://erosee.org
Senatsverwaltung Stadtentwicklung Berlin		IE Fr. Heinze, Am Kölnischen Park 3, 10173 Berlin
Stadt-Wald-Fluss	Durchführung eines umfangreichen Projektes zum Schutz der Röhrichte an den Berliner Havelgewässern	Manfred Krauß, Berlin
Bundesanstalt für Gewässerkunde	Durchführung zahlreicher Studien zur Entwicklung der Röhrichte an Bundeswasserstraßen	http://www.bafg.de

10. Glossar

Aerenchym:
Luftgefüllte Zellstruktur

Ausbreitungsfront:
Grenze der wasserseitigen Ausdehnung eines vorhandenen Schilfbestandes.

Bestandsfront:
Synonym für Ausbreitungsfront

Bestandsbreite:
Ausdehnung eines Schilfbestandes vom Ufer bis in das offene Wasser.

Differentielles Global Positioning System (DGPS):
Das Differentielle Global Positioning System (DGPS) ermittelt ähnlich dem gängigen Global Positioning System (GPS) die geographischen Koordinaten eines Standorts über den Empfang von Satelliten-Signalen. Um eine besonders hohe Präzision zu erreichen, werden für die DGPS-Technik zur Standortberechnung zusätzlich Fehlerkorrektur-Daten einer (stationären) Referenzstation verwendet.

georeferenziert:
Zuweisung eines geographischen Bezugssystems (z.B. Gauss-Krüger, Mercator) zu räumlichen Daten, um die Verarbeitung in computergestützten Geographischen Informationssystemen und / oder die Darstellung als (Land-) Karte zu ermöglichen.

Hydrologisches Regime:
beschreibt die Wasserstände im Jahresgang.

Potenziell besiedelbare Fläche:
Flachwasserbereich bis maximal 2 m Tiefe, der unter optimalen Bedingungen von Schilfröhrichten besiedelt sein könnte.

Schilfstoppeln:
Langjährig unter Wasser erkennbare Reste abgestorbener Schilfhalme, die das Sediment um einige Zentimeter überragen, jedoch nicht die Wasseroberfläche durchdringen.

sessil:
fest auf einem Untergrund sitzend

Trophiestufen:
Angabe zur Intensität des Algenwachstums – indirekt beschreiben sie den Nährstoffgehalt (Phosphor und Stickstoff) eines Gewässers; oligotroph = nährstoffarm, angestrebter Zustand; mesotroph = mittlerer Nährstoffgehalt; eutroph = nährstoffreich

11. Literatur

Berndt, R. & B. Struwe-Juhl (2002-2004): Warum geht der Brutbestand des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) in Schleswig-Holstein zurück? Corax 19, 281-301.

Bernhardt, K.-G. & R. Schröpfer (1992): Einfluss des Bisams auf die Vegetation. Naturschutz und Landschaftsplanung 1: 20-26.

Binz-Reist, H.-R. 1989: Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibzeug. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich. Heft 101. 356 S.

Bonham, A.J. (1983): The management of wave-spending vegetation as bank protection against boat wash. Landscape planning 10: 15-30.

Borkenhagen, P. (2011): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins / Peter Borkenhagen; Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein. – Husum: Druck- und Verlagsgesellschaft. 661 S.

Brunckhost, F. (2007): Auswirkung der Beschattung durch Ufergehölze auf die Bestandsstruktur der Schilfgürtel. Projektstudie am Biozentrum Klein Flottbek.

Charyev, R. (1984): Some consequences of the introduction and acclimatization of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Cyprinidae). Kara Kum Canal. Journal of Ichthyology 24(3):1-8.

Clevering, O. A. (1998): An investigation into the effects of nitrogen on growth and morphology of stable and die-back populations of *Phragmites australis*, Aquatic Botany 1998 (60):11-25.

Eder, M. & F. Löschenbrand (2008): Raum-zeitliche Entwicklung der aquatischen Röhrichtbestände an Seen der Holsteinischen Schweiz im Zeitraum von 1953 bis 2006. Bericht im Rahmen des Projektes Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz (unveröff.).

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – Stuttgart, Ulmer.

Fogli, S., Marchesini, R. & Gerdol, R. (2002): Reed (*Phragmites australis*) decline in brackish wetland in Italy, Marine Environmental Research, 53(5): 465-479.

Graw, K.-U. (1995): Wellenenergie – eine hydromechanische Analyse. Institut für Grundbau, Abfall- und Wasserwesen. Bericht Nr. 8.

Grosser, S., Pohl, W. & A. Melzer (1997): Untersuchung des Schilfrückgangs an bayerischen Seen. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (BLU, Hrsg.), Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, Schriftenreihe des BLU 141.

Heidecke, D. & W. Rieckmann (1998): Die Nutria – Verbreitung und Probleme – Position zur Einbürgerung. – Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg 1998 (1): 77-78.

Holsten, B., C. Buske, S. Heemann, M. Hrach, W. Schoenberg & K. Jensen (2006): Teil II: Effekte der Mahd auf die Bestandesstruktur von Schilfröhrichten. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung 4: Gewässer.

Hoppe, B. (2001): Untersuchung zur Entwicklung des Schilfs an 11 schleswig-holsteinischen Seen. Gutachten für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (unveröff.).

Iseli, C. & T. Imhof (1987): Bielersee 1987, Schilfschutz, Erhaltung und Förderung der Naturufer, Schriftenreihe Verein Bielerseeschutz 2.

Iseli, C. (2006): Uferschutzmaßnahmen an Seen: Beispiele und ihre Wirkungen. http://www.bodensee-ufer.de/Inhalt/Iseli_Beitrag-Workshop_EROSEE_2006.pdf

Jensen, K., W. Schoenberg, B. Holsten, F. Löschenbrand, M. Eder, S. Zimmermann & S. Heemann (2010): Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz. Abschlussbericht zur Vorlage bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (unveröff.).

Kinzelbach, R. (2001): Neue Tiere in Deutschland – Steckbriefe. http://www.lfa-saeugetiere.de/download/myocastor_coypus_steckbrief.pdf

Klötzli, F. (1971): Über Belastbarkeit und Produktion in Schilfröhrichten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie.

König, O. (1952): Ökologie und Verhalten der Vögel des Neusiedlersee-Schilfgürtels. Journal für Ornithologie 93:207-286.

Kohl, J.G. & M. Henning (1987): Amino acid content and pattern as indicator of the hyperfertilization of regressive stands of common reed (*Phragmites australis*). Arch. Hydrobiol. Beih. 27: 203 - 210.

Krauß, M. (1979): Zur Nahrungsökologie des Blässhuhns *Fulica atra* auf den Berliner Havelseen und der Einfluss von Blässhuhn und Bisamratte *Ondatra zibethicus* auf das Schilf *Phragmites communis*.

Krauß, M. (1992): Röhrichtrückgang an der Berliner Havel – Ursachen, Gegenmaßnahmen und Sanierungserfolg –, Natur und Landschaft, 67. Jg (1992), Heft 6, 287-292.

Kubín, P. & Melzer, A. (1997): Chronological relationship between eutrophication and reed decline in three lakes of Southern Germany. – Folia Geobotanica & Phytotaxonomica, Jg. 32 (1), 15-23.

Kvet J. & K. Hudec (1971): Effects of grazing by grey-lag geese on reedswamp plant communities. Hydrobiologia 351-359.

Lecher, K., H.-P. Lühr & U.C.E. Zanke (2001): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Parey-Verlag.

Meyerson, L.A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. & S. Findlay (2000): A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. – Wetlands Ecology and Management, Jg. 8 (2-3), 89-103.

Mikschi, E., G. Wolfram & A. Wais (1996): Longterm changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria.). In: Kirchhofer A. & D. Hefti (eds.): Conservation of endangered Freshwater Fish in Europe, pp. 111 -120. Birkhäuser.

Moss, B., J. Madgwick & G. Phillips (1996): A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. ISBN 0-948119-29-2.

Müller-Using, D. (1965): Das Vorkommen der Nutria in Deutschland. Z. f. Jagdwissenschaft, 4: 161-164.

Ostendorp, W. (1989): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. Carolinea (48): 85-102.

Ostendorp, W. & P. Krumscheid-Plankert (1990): Röhrichtschutz und Uferrenaturierung am Bodensee. GWF- Wasser/Abwasser. 131: 78-85.

Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280.

Ostendorp, W. (1995): Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in lake Constance-Untersee. Acta Ecologia, 16: 279-294.

Ostendorp, W., Iseli, C., Krauß, M., Krumscheid-Plankert, P., Moret, J.-L., Rollier, M. & F. Schanz (1995): Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes, Ecological Engineering 5 (1995), 51-75

Ostendorp, W. N. Walt & R. Brüggemann (2003): Grenzüberschreitender Seeuferschutz im Spannungsfeld von Nutzungsinteressen am Beispiel Bodensee. UWSF- Z. Umweltchem. Ökotox 15: 125-134.

Pries, E. (1984): Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückganges an uckermärkischen Seen und seine Auswirkungen auf Rohrsängerbestände – Teil 1. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg, 27 (1), 3-19.

Rodewald-Rudescu, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* TRINIUS. Die Binnengewässer (1974) XXVII.

Rolletschek, H., Rolletschek, A. Hartzendorf, T. & Kohl, J -G. (2000): Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* for rhizome ventilation and amino acid metabolism. Wetlands Ecology and Management 8: 425–433.

Sayah, S. M., Metral, M., Boillat, J.-L. & A.J. Schleiss (2005): Effet de la répartition géométrique de pieux de palissades sur la transmission des vagues. Génie biologique, 3-4, 8-11.

Schieferstein, B. (1997): Ökologische und molekularbiologische Untersuchungen an Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud.) im Bereich der Bornhöveder Seen. Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel (Hrsg.): EcoSys – Beiträge zur Ökosystemforschung (1997), Suppl. Bd. 22.

Schmieder, K. & A. Pier (2000): Lakeside reed border characteristics at Lake Constance (Untersee): A comparison between 1981-1983 and 1994. Wetlands Ecology and Management, 8 (6), 435-445.

Schmieder, K., Dienst, M. & W. Ostendorp (2002): Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferröhrichte des Bodensees. Limnologica, 32 (2), 131-146.

Schoenberg, W., Holsten, B. & K. Jensen (2008): Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz – Maßnahmenplanung für Röhrichtschutz und –entwicklung am Großen Plöner See und am Großen Eutiner See. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU, 2008, unveröff.).

Schoenberg, W., Jensen, K. & B. Holsten (2009): Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz – Maßnahmenplanung für Röhrichtschutz und entwicklung am Kleinen Plöner See, Trammer See, Dieksee und Kellersee. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR 2009, unveröff.).

Schröpfer, R. & C. Engstfeld (1983): Die Ausbreitung des Bisams (*Ondatra zibethicus* Linne, 1766) in der Bundesrepublik Deutschland. Z. f Angewandte Zoologie, 70:13-37.

Stadt-Wald-Fluss (2000): Röhrichtbericht 2000. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung Stadtentwicklung Berlin (unveröff.).

Stuhr, J. (2000): Die Ufer- und Unterwasservegetation des Bottschlotter Sees, des Einfelder Sees, des Fastensees, des Großen Binnensees, des Neustädter Binnenwassers, des Pinnsees, des Sehlendorfer Binnensees und des Wenkendorfer Sees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU 2000, unveröff.).

Stuhr, J. (2001): Die Vegetation des Bistensees, des Bothkamper Sees, des Langsees, des Mözener Sees, des Pohlsees, des Sankelmarker Sees, des Schwansener Sees, des Schöhsees und des Südensees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU 2001, unveröff.).

Stuhr, J (2002): Die Vegetation des Behler Sees, des Belauer Sees, des Bornhöveder Sees, des Großen Eutiner Sees, des Kellersees, des Neversdorfer Sees, des Postsees, des Schmalensees, des Sibbersdorfer Sees, des Stolper Sees und des Windebyer Noores. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU 2002, unveröff.).

Stuhr, J (2003): Die Ufer- und Unterwasservegetation des Drüsensees, des Gudower Sees, des Holmer Sees, des Klüthsees, des Lüttmoorsees, des Mahlbusens, des Niehuussees, des Passader Sees, des Peper Sees und des Stocksees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU 2003, unveröff.).

Tylova, E., Steinbachova, L. Votrubova, O., Lorenzen, B. & H. Brix (2008): Different sensitivity of *Phragmites australis* and *Glyceria maxima* to high availability of ammonium–N.Aquatic botany 88, 93-98.

Van Eerden, M.R., Loonen, M.J.J.E. & M. Zijlstra (1997): Moulting Greylag Geese *Anser anser* defoliating a reed marsh *Phragmites australis*: seasonal constraints versus long-term commensalism between plants and herbivores. Van Zee tot Land 65: 239-264.

Zanke, U. & E. Tautenhain (1996): http://www.patent-de.com/19960328/DE4434213A1.html