



Dieksee-Studie

**Gemeinsame Umsetzung
von FFH-Richtlinie
und Wasser-Rahmenrichtlinie
am Beispiel
des Dieksees**

**im NATURA 2000-Gebiet
DE 1828-301**

**„Suhrer See, Schöhsee,
Dieksee und Umgebung“**

Band I

Dr. Annick Garniel
Kieler Institut für
Landschaftsökologie



Kartierung, Darstellung und Bewertung
der Ufer- und Unterwasservegetation am Dieksee
als Grundlage für eine gemeinsame Umsetzung
von Wasserrahmen- und FFH-Richtlinie

im Auftrag
des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
Abteilung 3, Naturschutz
Abteilung 4, Gewässer
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Werkvertrag vom 13.11.2001



Kieler Institut für Landschaftsökologie
Rendsburger Landstraße 355
24111 Kiel

tel: 0431 / 69 13 700
kifl-um @ t-online.de

Bearbeitung:

Dr. Annick Garniel

unter Mitarbeit von

Dipl. Geogr. Berrit Bredemeier

Dipl. Biol. Birgit Dieckmann

Dr. Ulrich Mierwald

Dipl. Biol. Astrid Wiggershaus

Oktober 2002

Titelbilder (von oben nach unten)

Nordostufer des Schöhsees

Insel Langenwarder im Dieksee

Suhrer See bei Niederkleveez

Kurzfassung

Die vorliegende „Dieksee-Studie“ wurde vom Kieler Institut für Landschaftsökologie im Auftrag der Abteilung 3 Naturschutz und der Abteilung 4 Gewässer des Landesamtes für Natur und Umwelt (LANU) des Landes Schleswig-Holstein durchgeführt.

Die Möglichkeiten einer gemeinsamen Umsetzung der Vorgaben der Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) und der FFH-Richtlinie (FFH-RL) werden am Beispiel der Seen untersucht.

Im Mittelpunkt stehen vegetationskundliche Sachverhalte. Dazu gehören der Teil Makrophyten der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ und die „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ gemäß WRRL sowie die aquatischen und amphibischen Lebensräume des Anhangs I und die Pflanzenarten des Anhangs II der FFH-RL.

Die Studie behandelt theoretische Aspekte der Fragestellung, die in erster Linie durch Literaturauswertung beleuchtet werden. Darüber hinaus sind im Bereich des Gebiets von Gemeinschaftlicher Bedeutung DE 1828-301 „Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung“ im Sommer 2002 Untersuchungen der Wasser- und Ufervegetation durchgeführt worden. Aufgrund der vielfältigen Ausprägungen seiner aquatischen Lebensräume ist dieses NATURA 2000-Gebiet besonders dazu geeignet, die Anforderungen beider Richtlinien an gemeinsame Erhaltungsziele, Monitoringprogramme und Untersuchungsmethoden näher zu definieren.

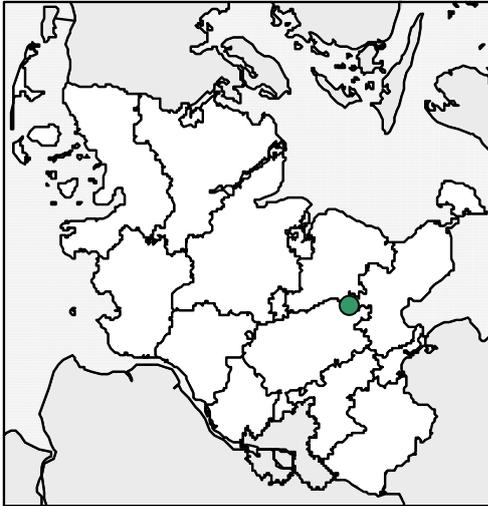
Die Studie setzt sich aus drei Teilen zusammen, die zwar aufeinander aufbauen, jedoch so gestaltet sind, dass sie als selbstständige Berichte verwendet werden können. Dementsprechend werden in jedem Teilbericht eine Zusammenfassung der Ergebnisse und eine Liste der verwendeten Quellen gegeben.

- Teil I: Grundlagen für eine gemeinsame Umsetzung von WRRL und FFH-RL bei der Erfassung der Vegetation der Seen Schleswig-Holsteins
- Teil II: Lebensraumstypen 3140 und 3150 des Anhangs I der FFH-RL
- Teil III: Gemeinsame Umsetzung von WRRL und FFH-RL am Beispiel des Dieksees

Aufgrund ihres Umfangs werden die Einzelergebnisse der durchgeführten Geländeuntersuchungen in Anhängen vorgestellt: Anhang A: Schöhsee, Anhang B: Suhrer See, Anhang C: Dieksee. Die Ergebnisse für den Dieksee werden im Teil III der Studie ausgewertet. Für den Suhrer See und den Schöhsee ist in den Anhängen eine Auswertung der bemerkenswerten Ergebnisse zu finden, die zwar bei den Untersuchungen gewonnen wurden, jedoch nicht in direktem Zusammenhang mit den in anderen Teilen der Studie behandelten Fragestellungen stehen. Hierzu gehören u.a. die Vegetationsverhältnisse vor dem neu gestalteten Westufer des Suhrer Sees.

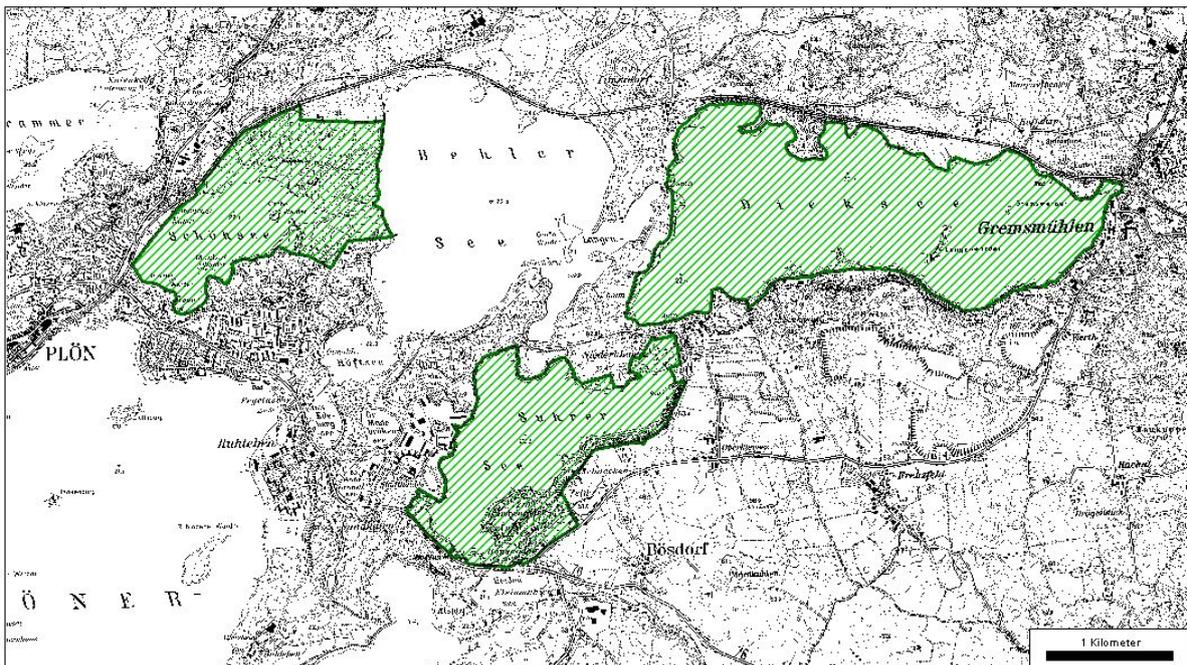
Die Dieksee-Studie ist im Oktober 2002 abgeschlossen worden. Zu diesem Zeitpunkt waren noch zahlreiche Fragen zur Umsetzung beider Richtlinien offen.

Die Aussagen der Studie entsprechen dem damaligen Stand der Diskussion.



Gebiet von Gemeinschaftlicher Bedeutung
DE 1828-301 „Suhrer See, Schönsee, Dieksee und
Umgebung“

(Stand Januar 2000)



Teil I

Grundlagen für eine gemeinsame Umsetzung von WRRL und FFH-RL bei der Erfassung der Vegetation der Seen Schleswig-Holsteins

Im Teil I der Studie stehen die Grundlagen der Umsetzung beider Richtlinien im Falle von Seen im Vordergrund. Die verschiedenen Instrumente jeder Richtlinie (Ziele, Bewertungssysteme, Monitoringprogramme, Aufnahmemethoden) werden vorgestellt. Auf Übereinstimmungen und Abweichungen wird hingewiesen.

- Da keiner der Parameter, deren Aufnahme in der operativen Überwachung zurzeit vorgesehen ist, in der Lage ist, das Erreichen eines guten ökologischen Zustands der Komponente Makrophyten zu belegen, wird empfohlen, die Makrophyten in ca. 10 jährigem Rhythmus im Rahmen der operativen Überwachung aufzunehmen.
- Zielkonflikte zwischen beiden Richtlinien wurden nicht festgestellt. Vielmehr sind Synergieeffekte zu erwarten.
- Aufgrund der unterschiedlich gelagerten Zielsetzungen beider Richtlinien (WRRL: Schutz der Wasserressourcen, FFH-RL: Schutz der Artenvielfalt) werden Monitoringergebnisse gemäß der jeweiligen Vorgaben und Bewertungsinstrumente eigenständig ausgewertet werden müssen.
- Vor diesem Hintergrund wurde geprüft, ob die jeweils benötigten Daten gemeinsam erhoben werden können. Von einer gemeinsamen Durchführung der Geländearbeiten sind Kostenersparnisse und geringere Störungen der Untersuchungsobjekte zu erwarten. Für eine gemeinsame Erstaufnahme der Makrophyten und der Ufervegetation werden Vorschläge für Schleswig-Holstein formuliert.

Im Auftrag der LAWA ist für die Zwecke der WRRL von der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“ eine Methode zur Aufnahme der Makrophyten entwickelt worden. Diese Methode sieht eine transektororientierte Beprobung vom Boot aus mit einem Rechen vor. Im Rahmen der Dieksee-Studie wurde diese Methode im Suhrer See, im Schöhsee und im Dieksee erprobt. Parallel zu den Beprobungen nach LAWA-Vorschlag wurden Tauchuntersuchungen durchgeführt. Die mit Hilfe der LAWA-Methode gewonnenen Ergebnisse erwiesen sich für eine übersichtsmäßige Bewertung der Seen als ausreichend, jedoch für Monitoringzwecke als ungeeignet. Die Beprobungsergebnisse wiesen eine geringe Reproduzierbarkeit auf. Aufgrund der methodenbedingten Unschärfe können die Schwankungen zwischen Wiederholungsaufnahmen bei nahezu identischer Ausgangssituation größer sein als die langfristigen Trends, die aufgedeckt werden sollen. Es wird empfohlen, den Vorschlag der LAWA bezüglich der Größe der Aufnahmefläche, der Tiefenstufeneinteilung und der Schätzskala zu übernehmen. Um eine Monitoringfähigkeit der Daten zu erzielen, ist es allerdings unentbehrlich, die Transekte durch Tauchen mit dem Pressluftgerät aufzunehmen. Im Schöhsee wurde die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Tauchuntersuchungen geprüft. Die Ergebnisse wiesen eine Übereinstimmungsrate auf, die eine Auswertung für Monitoringzwecke erlaubt.

Bei den Untersuchungen im Sommer 2002 zeigte sich, dass die Einsetzbarkeit der LAWA-Methode durch die Windverhältnisse stark eingeschränkt wird. Während Tauchuntersuchungen problemlos noch bei Windstärke 5 (voll entwickelte Schaumkronen) durchgeführt werden konnten, war an windexponierten Ufern ab Windstärke 3 (mäßige Wellen, keine Schaumkronen) und an windgeschützten Ufern ab Windstärke 4 (erste Schaumkronen) eine Beprobung nach LAWA-Vorschlag vom Boot aus wegen der zu starken Drift nicht mehr möglich.

Aufgrund der Abhängigkeit der LAWA-Methode von den Witterungsverhältnissen können sich folgeschwere Einschränkungen für das Personal- und Sachmittelmanagement ergeben, die ein nicht-kalkulierbares Kostenrisiko bedeuten. In küstennahen Regionen wie Schleswig-Holstein ist dieser Aspekt von großer Relevanz.

Teil II

Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“

Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“

Im Teil II der Studie stehen Beschreibungen der im NATURA 2000-Gebiet DE 1828-301 „Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung“ vorkommenden aquatischen Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL im Mittelpunkt:

- 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“
- 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“

Für diese beiden Lebensraumtypen werden die Hintergrundinformationen zusammengestellt, die zur Nachvollziehbarkeit der vorgeschlagenen Definitionen notwendig sind. Die Lebensräume werden anhand ihrer typischen Artenzusammensetzung und Zonierung charakterisiert. Besondere Ausprägungen von regionaler Relevanz werden unterschieden. Auf bisherige Defizite in der Meldung von Gebieten von Gemeinschaftlicher Bedeutung in Schleswig-Holstein wird hingewiesen. Geeignete Seen werden vorgeschlagen.

Für die verschiedenen Ausprägungen der beiden behandelten Lebensräume werden die typspezifischen Gründe ihrer Empfindlichkeit erläutert. Vor diesem Hintergrund werden Wirkfaktoren und Belastungsquellen zusammengestellt, die zu erheblichen Beeinträchtigungen dieser Lebensräume führen können.

Anschließend werden Vorschläge zur Optimierung der Definitionen der Lebensräume 3140 und 3150 im Handbuch der BfN zur Umsetzung der FFH-RL (SSYMANK et al. 1998) formuliert. Die neuen Definitionsentwürfe orientieren sich am Aufbau und Umfang des BfN-Handbuchs. In einem Exkurs über die Definitionen der Lebensräume in Frankreich wird gezeigt, dass in anderen Mitgliedsstaaten bedeutend detailliertere Informationen zusammengestellt werden.

Aufgabe der Studie war es, für Schleswig-Holstein nachvollziehbare Kriterien zur Abgrenzung von drei Stufen des Erhaltungszustands der Lebensräume zu definieren.

Zur Beurteilung des Erhaltungszustands eines Lebensraums sind drei Kriterien zu bewerten: „Erhaltungsgrad der Struktur“, „Erhaltungsgrad der Funktionen“ und „Wiederstellungsmöglichkeiten“.

Vorschläge werden für das Kriterium „Erhaltungsgrad der Struktur“ formuliert. Zur Abgrenzung der verschiedenen Erhaltungstufen werden die Merkmale Zonierung, Artenvielfalt und Eindringtiefe der Makrophyten herangezogen.

Für den Erhaltungsgrad der Funktionen und die Wiederstellungsmöglichkeiten können keine allgemeinen Hinweise gemacht werden, da diese Kriterien nur anhand der individuellen Situation eines Gewässers eingeschätzt werden können.

Auf das Problem einer ausschließlich nach regionalen Verhältnissen orientierten Bewertung wird hingewiesen. Da die Landesgrenze zu Mecklenburg-Vorpommern von einer Kette aus gemeldeten NATURA 2000-Seen gebildet wird, müsste für aquatische Lebensräume eine mit Mecklenburg-Vorpommern übereinstimmende Bewertung durchgeführt werden. Eine mitgliedstaatsübergreifende Abstimmung mit Dänemark und zukünftig mit Polen ist wünschenswert, da die Seenlebensräume dort in vergleichbaren Ausprägungen vorkommen.

Bei Einbeziehung der mecklenburgischen Gewässer ist festzuhalten, dass in Schleswig-Holstein keine Seen des Typs „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechthermalgen“ in hervorragendem Zustand mehr vorkommen, wenn zur Definition der höchsten Stufe deutlich besser erhaltene Seen in Mecklenburg-Vorpommern herangezogen werden.

Als Kompromisslösung wurde für Schleswig-Holstein die Stufe „gut erhaltene Struktur“ in zwei Zustandsstufen untergliedert. Der Zustand A darf nur bei lokaler Betrachtung als „hervorragend“ bezeichnet werden. Der Zustand B charakterisiert den unteren Bereich der Stufe „gut erhaltene Struktur“ in Schleswig-Holstein.

Für den Lebensraum „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ war eine solche Untergliederung nicht notwendig, da Seen aller Erhaltungsgrade in Schleswig-Holstein ausgebildet sind.

Teil III

Gemeinsame Umsetzung von WRRL und FFH-RL am Beispiel des Dieksees

Im Teil III der Studie werden am Beispiel des Dieksees die konkreten Möglichkeiten einer gemeinsamen Umsetzung von WRRL und FFH-RL aufgezeigt.

Als Grundlage dienen die im Sommer 2002 im Rahmen der Studie durchgeführten Erfassungen der Ufervegetation und der submersen Vegetation.

Die Biotope der Ufervegetation wurden durch Begehung von der Landseite aus oder vom Boot aus vollständig erfasst. Die submerse Vegetation wurde bis zur unteren Grenze der Makrophytenbesiedlung an 11 Transekten durch Tauchen erfasst. Die ausgewählten Tauchbereiche mit verschiedenen Expositionen, Sedimenten, Uferbewuchs und Morphologie stellen eine repräsentative Stichprobe der verschiedenen hydromorphologischen Ausprägungen des Dieksees dar. Darüber hinaus wurden Stör- und Belastungsquellen festgehalten.

Da im Bereich des Dieksees Wasserfläche und Uferlinie nur partiell im NATURA 2000-Gebiet eingeschlossen sind, wurde die Kartierung über die Grenzen des Schutzgebiets hinaus auf das sinnvoll zu berücksichtigende Untersuchungsgebiet erweitert. In diesem Zusammenhang wurde versucht, die „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ gemäß WRRL abzugrenzen.

Im und am Dieksee wurden Vegetationsausprägungen festgestellt, die 4 Lebensräumen des Anhangs I der FFH-RL zugeordnet werden können:

- 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“

- 9110 „Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)“
- 9130 „Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)“
- *91EO „Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)“

Unter Anwendung der Kriterien, die im Teil II der Studie vorgeschlagen werden, ist der Erhaltungsgrad des Lebensraums „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ im Dieksee als „durchschnittlich bis mäßig beeinträchtigt“ einzustufen.

Der Dieksee war lange polytroph und ist heute noch als stark eutroph einzustufen. Gemessen an seiner Fläche ist der See mit nur 14 submersen Makrophyten vergleichsweise artenarm. Er wird von der Schwentine durchflossen und hat deshalb ein sehr großes Einzugsgebiet. Obwohl sein Referenzzustand nach LAWA-Richtlinie als oligotroph bewertet wird, sind aufgrund der heutigen Artenarmut und des sehr großen, überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiets die Wiederherstellungsmöglichkeiten eines guten Erhaltungszustands des aquatischen Lebensraums als eingeschränkt einzustufen.

Gravierende Belastungsquellen wurden im Untersuchungsgebiet selbst nicht festgestellt. Eine Abwasserbeseitigung findet im See nicht statt. Entlang der nicht bebauten Abschnitte des Ufers sind Wälder bzw. breite Gehölzsäume vorhanden, die ausreichende Pufferzonen zu den angrenzenden forst- und landwirtschaftlichen Flächen bilden.

Die landwirtschaftlichen Flächen werden von einem Bioland-Betrieb genutzt oder extensiv beweidet. Die aktuelle Belastungssituation des Dieksees wird sich durch Maßnahmen im unmittelbaren Umfeld des Sees nicht nennenswert senken lassen. Eine Verbesserung kann nur durch eine Reduzierung der Nährstofffracht der Schwentine erzielt werden. In den engen Grenzen des NATURA 2000-Gebiets können keine wirksamen Maßnahmen getroffen werden. Erfolge sind nur im Rahmen der Umsetzung der WRRL auf der Ebene des Einzugsgebiets der Schwentine zu erwarten.

Wenn die Wasserqualität des Dieksees wieder einen guten Zustand erreicht hat, sind zur Wiederherstellung der lebensraumtypischen Artenvielfalt Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Makrophyten zu empfehlen. Ihre Umsetzung kann im Rahmen des Entwicklungskonzepts für das FFH-Gebiet stattfinden. Auf diese Weise könnte auch ein Zustand der Makrophytengemeinschaft erreicht werden, der bezüglich der Artenzusammensetzung und Abundanz nur geringfügige Abweichungen von der natürlichen Leitzönose zeigt, und damit die Vorgaben der WRRL für die Qualitätskomponente Makrophyten erfüllt.

Die Röhrichte des Dieksees befinden sich in einem sehr schlechten Zustand. Nachdem in den vergangenen Jahrzehnten die Nährstoffbelastung und die Zerschneidung der Bestände den Rückgang des Schilfs ausgelöst und vorangetrieben haben, leiden die verbleibenden Restbestände in den letzten Jahren unter einem zunehmenden Fraßdruck durch Graugänse und Bläßrallen.

Das Problem des Schilfrückgangs ist nicht nur für die Ziele der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie von hoher Bedeutung. Das Verschwinden der Röhrichte ist auch im Hinblick die Erfüllung der Vorgaben der Wasser-Rahmenrichtlinie von vordringlicher Relevanz.

Da mesotrophe Seen noch stärker als eutrophe Gewässer auf wirksame Pufferzonen angewiesen sind, ist der fraßbedingte Rückgang der Röhrichte auch in den mesotrophen Schöhsee und Suhrer See besonders besorgniserregend. Aufgrund seiner Bedeutung als Mausegewässer für Graugänse trägt der Dieksee dazu bei, den Druck auf die Schilfröhrichte der angrenzenden mesotrophen Suhrer See und Schöhsee etwas zu senken. Indirekt trägt der Dieksee somit zum Schutz der Vegetation anderer, aus vegetationskundlicher Sicht wertvollere Seen bei. Obwohl der Dieksee nicht als Vogelschutzgebiet gemeldet wurde, ist auch für die Erhaltung der Lebensräume der FFH-Richtlinie die Dynamik der Vogelbestände zu berücksichtigen.

Die Bedeutung des Dieksees als Mausegewässer ergibt aus seiner im Vergleich zu anderen Seen der Region mäßig intensiven Freizeitnutzung. Damit die „Entlastungsfunktion“ des Dieksees aufrechterhalten bleibt, ist jegliche Zunahme der Freizeitnutzungen auf dem See zu vermeiden.

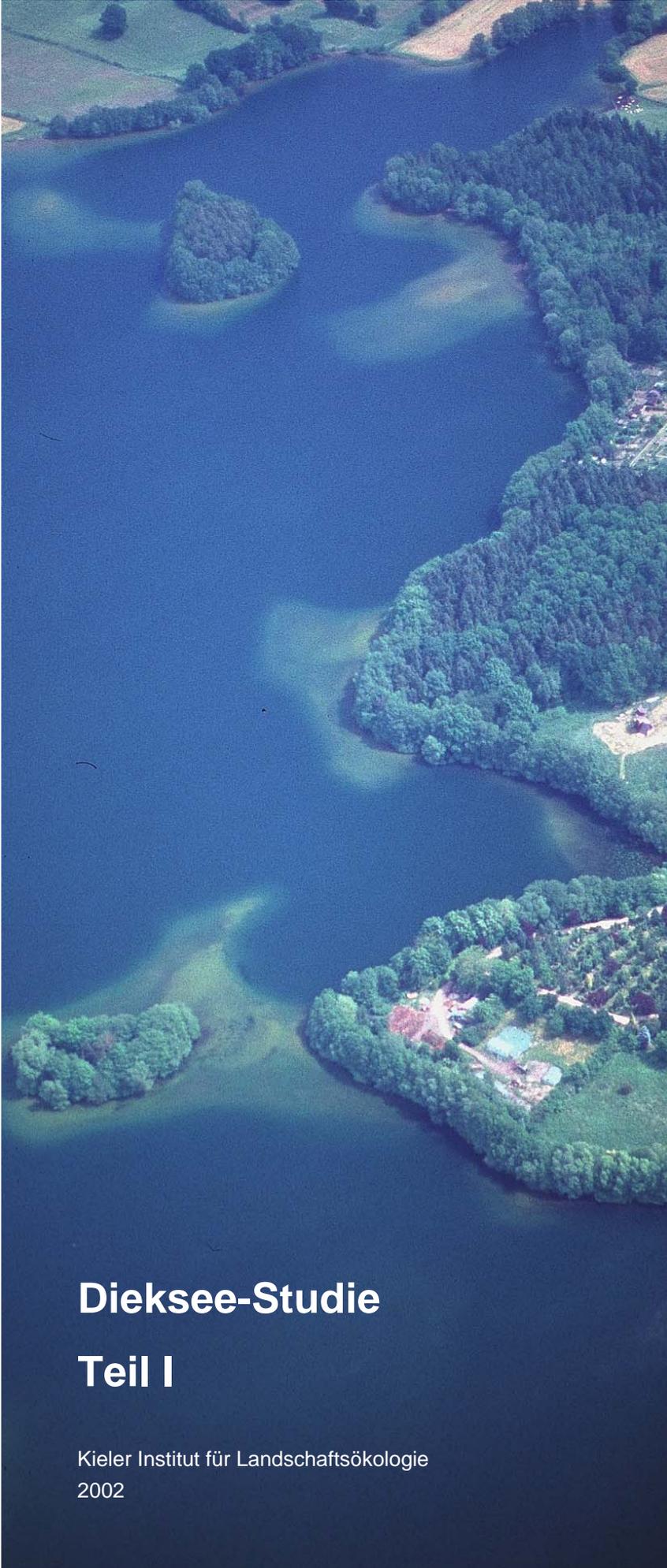
Es ist allerdings absehbar, dass die Schilfbestände des Dieksees bereits in wenigen Jahren fast vollständig aufgefressen sein werden. Nur im Bereich der Siedlungen werden kleine Bestände übrigbleiben, die aufgrund des zu hohen Störungspegels von den Vögeln nicht genutzt werden.

Eine Lösung des Schilfproblems ist nicht auf der Ebene des Dieksees zu finden. Wie bereits erwähnt, ist ein umfassendes Konzept für die gesamte Plöner Region notwendig, um die Belange der Wasservögel, der Freizeitaktivitäten und der landwirtschaftlichen Nutzung zu integrieren.

Wie das Beispiel der Lebrader Teiche eindrücklich zeigt, können künstliche Gewässer für die Vogelwelt eine sehr hohe Bedeutung erlangen.

Es sollte untersucht werden, ob weitere künstliche Gewässer den Fraßdruck auf die Schilfbestände insbesondere der mesotrophen Seen reduzieren würden. Eine Umsetzung könnte im Rahmen von LIFE-Projekten erfolgen.

Über die Regenerationsmöglichkeiten des Schilfes in Norddeutschland bestehen erhebliche Forschungsdefizite. Gemäß Art. 18 der FFH-Richtlinie sind die Mitgliedstaaten der EU dazu verpflichtet, die für die Erhaltung eines günstigen Zustands der Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie notwendigen wissenschaftlichen Arbeiten durchzuführen. Die grenzüberschreitende Zusammenarbeit zwischen Mitgliedstaaten wird gefördert. Da sich das Problem des Schilfsterbens in vergleichbarem Maße auch in Dänemark stellt, wäre für Schleswig-Holstein eine Zusammenarbeit mit den jütländischen Behörden sinnvoll.



**Grundlagen
für eine gemeinsame
Umsetzung
von
Wasser-Rahmenrichtlinie
und
FFH-Richtlinie:**

**Vegetation
der Seen
Schleswig-Holsteins**

Dieksee-Studie

Teil I

Kieler Institut für Landschaftsökologie
2002

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Inhalte der Untersuchungsprogramme aus vegetationskundlicher Sicht	3
2.1	Mindestgröße der Gewässer.....	3
2.2	Stellenwert der Vegetation in beiden Richtlinien.....	4
2.2.1	Aquatischer Bereich: Makrophyten	4
2.2.2	Uferbereich.....	4
3	Entwicklungsziele für nach FFH-RL gemeldete Gewässer	6
4.	Bewertung des ökologischen Zustands (WRRL) und des Erhaltungszustands (FFH-RL) 8	
4.1	Bewertung nach Anhang V der WRRL.....	8
4.2	Bewertung für den Standard-Datenbogen gemäß L 107/20 Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften.....	10
4.3	Vergleich der Bewertungssysteme beider Richtlinien.....	14
4.3.1	Bewertungskriterien	14
4.3.2	Aufbau der Bewertungssysteme	14
4.3.3	Bewertungsstufen	14
5	Biozönotische Leitbilder für Seetypen nach WRRL und Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL	16
5.1	Biozönotische Leitbilder für Seetypen nach WRRL	16
5.2	Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL	16
6	Überwachung des ökologischen Zustands (WRRL) und des Erhaltungszustand durch Monitoring (FFH-RL)	18
6.1	Überwachung der Komponente Makrophyten nach WRRL	18
6.1.1	Überwachungsprogramme	18
6.1.2	Problem des Artfehlbetrags.....	19
6.1.3	Konsequenzen für die operative Überwachung	20
6.1.4	Benötigte Daten	21

6.2	Monitoring nach FFH-RL.....	21
6.3	Monitorings der amphibischen Teile der FFH-Lebensräume und der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“	24
6.3.1	WRRL.....	24
6.3.2	FFH-RL	24
6.4	Vorschläge zur Umsetzung in Schleswig-Holstein.....	26
6.4.1	Erstaufnahme der NATURA 2000-Seen	26
6.4.1.1	Uferzonen.....	27
6.4.1.2	Aquatischer Bereich	28
6.4.2	Hinweise zum Monitoring	29
6.4.2.1	Uferzonen.....	29
6.4.2.2	Aquatischer Bereich	30
7	Datenaufnahme	31
7.1	Anforderungen an die Datengrundlage für Monitoringprogramme.....	31
7.2	Erfassung der aquatischen Makrophyten nach LAWA-Methode	32
7.3	Untersuchungsprogramm im Sommer 2002	33
7.3.1	Schöhsee	33
7.3.2	Suhrer See	34
7.3.3	Dieksee	34
7.4	Ergebnisse der Methodenprüfung.....	34
7.4.1	Auswahl von repräsentativen Transekten für die Überwachung nach WRRL	34
7.4.2	Anzahl der Transekte	36
7.4.3	Transektgröße, Tiefenstufen, Schätzskala.....	37
7.4.4	Lokalisierung des Transektes	41
7.4.5	Zeitpunkt der Aufnahme.....	39
7.4.6	Genauigkeit der Ergebnisse.....	39
7.4.7	Reproduzierbarkeit der Ergebnisse.....	40
7.4.7.1	Ergebnisse der LAWA-Beprobungen im Suhrer See	41
7.4.7.2	Ergebnisse der LAWA-Beprobungen im Dieksee	48
7.4.7.3	Fazit	51
7.4.7.4	Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Tauchuntersuchungen	52
7.4.8	Untersuchungsbedingte Schäden an der Vegetation.....	53

7.4.9	Management des Untersuchungsprogramms	54
7.4.9.1	Praktikabilität der LAWA-Beprobung.....	54
7.4.9.2	Praktikabilität der Tauchuntersuchungen.....	55
7.4.10	Kosten	56
7.5	Methodenvorschlag für die Aufnahme der Makrophyten	57
8	Zusammenfassung	59
9	Literatur	66

Tabellen

Tab.1:	Tabellarische Übersicht zur Bewertung der Komponenten Makrophyten und Phytobenthos nach Anhang V WRRL.....	9
Tab.2:	Tabellarische Übersicht zum Bewertungssystem nach Standard-Datenbogen13	
Tab.3:	Vergleich der Artenzahlen der LAWA-Beprobung 2001 mit den LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Suhrer See	44
Tab.4:	Vergleich der Artenzahlen der LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Suhrer See	45
Tab.5:	Vergleich der Mengenschätzungen der LAWA-Beprobung 2001 mit den LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Suhrer See	45
Tab.6:	Vergleich der Mengenschätzungen der LAWA-Beprobungen 2002 im Suhrer See	45
Tab.7:	Vergleich der Tiefengrenzen der Makrophyten im Suhrer See	46
Tab.8:	Vergleich der Artenzahlen der LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Dieksee	48
Tab.9:	Vergleich der Mengenschätzungen der LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Dieksee	49
Tab.10:	Vergleich der Tiefengrenzen der Makrophyten im Dieksee	49
Tab.11:	Vergleich von LAWA-Beprobung und Tauchuntersuchung anhand ausgewählter Kriterien	58
Tab.12:	Übersicht über gemeinsame und spezifische Aufgabenfelder von FFH-RL und WRRL	65



1 Einleitung

Die Ziele der FFH-Richtlinie (FFH-RL) und Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) weisen für den Bereich der Oberflächengewässer Überschneidungen auf.

Zielsetzung der WRRL

In der WRRL steht der nachhaltige und flächendeckende Schutz der Wasserressourcen im Vordergrund. Hierfür werden Qualitätsziele gesetzt. Ihre Erfüllung wird anhand der ökologischen Gewässerqualität festgestellt. Die Gewässerqualität ergibt aus der Ausprägung dreier Merkmalskomplexe, der Biologie (Phytoplankton, Makrophyten / Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fischfauna), der Hydromorphologie und der physikalisch-chemischen Bedingungen.

Im Vergleich zum bislang geltenden Wasserrecht ist der ganzheitliche Ansatz der WRRL neu, der Bewirtschaftungspläne für gesamte Flusseinzugsgebiete vorschreibt. Die WRRL betont, dass die festgelegten Qualitätsziele ohne eine naturnahe Ausprägung der Lebensgemeinschaften der Gewässer nicht zu erreichen sind und besitzt somit eine starke Naturschutzkomponente.

Zielsetzung der FFH-RL

Hauptziel der FFH-RL ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt im Bereich der Europäischen Gemeinschaft (Präambel). Um dieses Ziel zu erreichen wird ein europaweites Netz NATURA 2000 aus ausgewählten Schutzgebieten aufgestellt. Darüber hinaus bemühen sich die Mitgliedsstaaten die Kohärenz des Netzes NATURA 2000 zu verbessern, indem verbindende Strukturen wie z.B. Flüsse und lineare Gehölze auch außerhalb der Schutzgebiete gefördert werden (Artikel 10).

In den ausgewählten Schutzgebieten stehen die Erhaltung und die Entwicklung von besonders gefährdeten Arten und Lebensraumtypen im Vordergrund, die in den Anhängen I und II der Richtlinie aufgelistet werden. Darunter befinden sich Arten und Lebensräume der Still- und Fließgewäs-

ser. Für ihre Erhaltung ist ein ausreichender Qualitätszustand des Lebensmediums Wasser eine notwendige Voraussetzung.

Überwachungspflichten beider Richtlinien

Beide Richtlinien schreiben eine Überwachung des Gewässerzustands bzw. der Umsetzung der Managementpläne vor. In regelmäßigen Zeitabständen werden Berichte über die ergriffenen Maßnahmen zur Erreichung der festgesetzten Ziele zusammengestellt. Dieses setzt die Durchführung von langfristigen Monitoringprogrammen vor.

Da beide Richtlinien konvergierende Ziele und z.T. gleiche Schutzgegenstände haben, bietet sich an, die Durchführung der anstehenden Untersuchungsprogramme zu koordinieren, um unnötige Doppelarbeiten zu vermeiden.

Im Teil I der vorliegenden Studie sollen die Möglichkeiten einer gemeinsamen Umsetzung von FFH-RL und WRRL am Beispiel der Vegetation der Seen Schleswig-Holsteins aufgezeigt werden.



Um die Überschneidungsbereiche der geforderten Untersuchungen auszuloten, werden im Folgenden für beide Richtlinien zunächst diejenigen **Inhalte der Untersuchungsprogramme** vorgestellt, die einen vegetationskundlichen Bezug haben (Kap. 1).

Die allgemeinen Ziele beider Richtlinien weisen in dieselbe Richtung. Für die **Ausarbeitung von konkreten Zielvorgaben** für einen See muss das individuelle Entwicklungspotenzial des Gewässers ermittelt werden. In diesem Zusammenhang wird auf die Möglichkeiten der Verwendung des Referenzzustands (LAWA 1999) als Hilfe zur Formulierung von Entwicklungszielen für Arten und Lebensräume der Anhangs der FFH-RL in NATURA 2000-Gebieten eingegangen (Kap.3).

Zur **Bewertung** des Gewässerzustands und damit zur Bewertung der nach ergriffenen Schutzmaßnahmen eingetretenen Entwicklungen besitzen beide Richtlinien ein eigenes System, das auf unterschiedlichen Kriterien beruht (Kap. 4).

Beide Richtlinien haben für Seen unterschiedliche **Typologien** entwickelt. Die idealtypische Ausprägung des jeweiligen Typs bildet die Grundlage für die Bewertung des Zustands eines konkreten Gewässers. Eine gemeinsame Umsetzung beider Richtlinien setzt ein Mindestmaß an Übereinstimmungen der Typologien nach WRRL (Seetypen mit Leitzönosen) und FFH-RL (Lebensraumtypen) voraus (Kap. 5).

Daraus ergeben sich praktische Konsequenzen für die Ausrichtung der vorgeschriebenen **Überwachungsprogramme** (Kap. 6).

Zurzeit ist nicht klar, ob die höheren Pflanzen Bestandteil der Überwachungsprogramme zur Umsetzung der WRRL sein werden. Sie sollen aber im Rahmen der sog. Ersterfassung der Gewässer aufgenommen werden.

Da die Gewässerlebensräume des Anhangs I der FFH-RL vegetationskundlich abgegrenzt werden, ist davon auszugehen, dass ein Monitoring der Wasservegetation ein zentraler Punkt der Berichtspflicht sein wird.

Die erhobenen Daten müssen eine ausreichende Aussagenschärfe aufweisen, um die angestrebten Entwicklungen dokumentieren zu können. Damit stellt sich unmittelbar die Frage nach **Erfassungsmethoden**, die im Falle einer gemeinsamen Umsetzung von WRRL und FFH-RL den Ansprüchen der Überwachungspflichten nach beiden Richtlinien genügen müssen.

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat 1998 damit angefangen, Vorschläge zu Untersuchungsmethoden für die aquatische Vegetation auszuarbeiten. Ähnliche länderübergreifende Vorschläge liegen für das Monitoring von Arten des Anhangs II der FFH-RL vor (FARTMANN et al. 2001). Die im selben Band veröffentlichten Untersuchungen zu Lebensräumen des Anhangs I enthalten keine konkreten Vorschläge zu Erfassungsmethoden.

Im Kap. 7 wird über die Ergebnisse von Geländeuntersuchungen berichtet, bei denen die von der LAWA vorgeschlagene Aufnahmemethode für Makrophyten auf ihre Eignung für ein Monitoring in FFH-Gebieten geprüft wurde. Anschließend werden Vorschläge zur Optimierung vorgestellt.



2 Inhalte der Untersuchungsprogramme aus vegetationskundlicher Sicht

2.1 Mindestgröße der Gewässer

Nach Anhang II der WRRL sind alle Seen ab einer Fläche von 50 ha zu berücksichtigen (sog. reduziertes Seennetz). In Schleswig-Holstein sind demzufolge 65 Seen zu erfassen. Hinzu kommen einige künstliche Speicherbecken an der Westküste.

Nach Anhang IV, Abs. 1, v) der WRRL sind alle NATURA 2000-Standorte als Schutzgebiete nach WRRL einzustufen, soweit die Erhaltung oder Verbesserung des Wasserzustands ein wichtiger Faktor für ihren Schutz ist.

Die FFH-RL gibt keine Mindestgröße der zu berücksichtigenden Gewässer vor. Entscheidend ist das Vorkommen von Lebensräumen des Anhangs I bzw. von Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie und damit ihre Bedeutung für die europaweite Erhaltung der Biodiversität. Neben den gemeldeten Gebieten, die zunächst im Mittelpunkt der Verpflichtungen stehen, sollen sich die Mitgliedstaaten der EU bemühen, die ökologischen Voraussetzungen zur Erhaltung und Förderung der Lebensräume des Anhangs I im gesamten Netz NATURA 2000 zu schaffen.

In der Größenklasse über 50 ha sind in Schleswig-Holstein Seen der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-RL 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armeleuchteralgen“ und 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ vertreten (s. Teil II der Studie).

Der Meldevorgang von NATURA 2000-Gebieten ist noch nicht abgeschlossen. Dennoch steht bereits fest, dass nicht alle nach FFH-RL gemeldeten Seen die Mindestgröße für eine Berücksichtigung nach WRRL erreichen.

Dieses trifft in erster Linie für die sog. Strandling-Seen zu, die zu den Lebensräumen des Anhangs I der FFH-RL 3110

„oligotrophe, sehr schwach mineralisierte Gewässer der Sandebenen (Littorelletalia uniflorae)“ bzw. 3130 „oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der Littorelletea uniflorae und / oder der Isoëto-Nanojuncetea“ gehören. Mit Ausnahme des 75 ha großen Großensees (Kreis Stormarn) sind alle Seen dieser Typen in Schleswig-Holstein kleiner als 50 ha (z.B. Ihlsee bei Bad Segeberg, Bültsee). Der Großensee wurde bislang nicht als NATURA 2000-Gebiet gemeldet. Aufgrund seiner herausragenden Bedeutung als einziger Standort der Art des Anhangs II der FFH-RL *Luronium natans* (Froschkraut) in Schleswig-Holstein ist von einer Berücksichtigung bei der nächsten Meldetranche auszugehen.

Beim Durchsehen der Standard-Datenbögen der gemeldeten NATURA 2000-Gebiete der 1. und der 2. Meldetranche fällt auf, dass die aquatischen Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL auch für künstliche Gewässer (z.T. Teiche) genannt werden. Dieses liegt daran, dass beim Vorkommen der entsprechenden Lebensgemeinschaft die Lebensräume möglichst vollständig im Standard-Datenbogen aufzuführen sind. Im Rahmen des Gebietsmanagements wird zu klären zu sein, inwiefern die in den Standard-Datenbögen angegebenen Standorte der aquatischen Lebensräume der FFH-RL als Seen im Sinne der WRRL einzustufen sind.

Aus dem Text der WRRL lässt sich keine Verpflichtung zum Schutz von Kleingewässern ableiten, auch wenn sie in NATURA 2000-Gebieten vorkommen. Zur Beschreibung der Typen der Oberflächengewässer sieht der Anhang II der WRRL zwei Systeme vor. Nach System A ist ein Grenzwert für die Größe der Seen (> 50 ha) vorgegeben, der nach System B nicht fest vorgeschrieben ist. Es wird deshalb notwendig sein, ggf. im Einzelfall Entscheidungen über die Kenngrößen der



NATURA 2000-Standorte zu treffen, die als Schutzgebiete gemäß WRRL einzustufen.

2.2 Stellenwert der Vegetation in beiden Richtlinien

2.2.1 Aquatischer Bereich: Makrophyten

In der WRRL gehört die aquatische Vegetation zu den Kriterien, die bei der Bewertung des Zustands eines Sees zu berücksichtigen sind. Die höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) sind Teil der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“.

Die Makrophyten sind ein Bestandteil des umfangreichen Parametersystems, das zur Bewertung des ökologischen Zustands eines Sees verwendet wird. Die Erhaltung der aquatischen Vegetation ist allerdings nicht das primäre Ziel der WRRL.

Gemäß FFH-Richtlinie steht die Erhaltung der Biodiversität und der bedrohten Lebensgemeinschaften selbst im Vordergrund. Die Ausprägung der aquatischen Vegetation stellt das zentrale Kriterium für die Zuordnung zu Lebensräumen des Anhangs I und damit für die Meldewürdigkeit als NATURA 2000-Gebiet dar. Die Vegetation selbst steht somit im Mittelpunkt der Schutzbemühungen.

2.2.2 Uferbereich

Die WRRL sieht eine Berücksichtigung der sog. „direkt abhängigen Land- und Feuchtökosysteme“ vor. Zum einen besitzen naturnahe Vegetationsbestände um Seen eine wichtige Funktion als Pufferzonen und tragen zur Sicherung der Wasserqualität bei. Zum anderen zeigen sie Veränderungen der Grundwasserstände an. Der Begriff „direkt abhängige Land- und Feuchtökosysteme“ wurde bislang noch nicht konkret mit Inhalt gefüllt. Auch wurde nicht festgelegt, ob und in welcher Form sie im Rahmen der Überwachungspflicht zu berücksichtigen sind.

Pufferzonen in der Verlandungszone eines Sees genießen den besonderen Schutz der FFH-RL nur, wenn sie als Lebensräume des Anhangs I, als notwendige Habitatstruktur für Arten des Anhangs II oder explizit als maßgebliche Bestandteile eines Schutzgebiets eingestuft werden. Um einen wirksamen Schutz der aquatischen Lebensräume zu erreichen, ist es durchaus sinnvoll, ausreichend große Pufferzonen um den See in das gemeldete Gebiet einzuschließen.

In der Praxis zeigt sich jedoch, dass die Schutzgebietsgrenzen häufig unmittelbar an der Linie des mittleren Wasserstands verlaufen. In manchen Fällen wurden sogar Teile der Wasserflächen aus der Meldung ausgespart (z.B. Suhrer See). In solchen Fällen wird die Erhaltung eines geschützten Sees Vorgaben und ggf. Maßnahmen voraussetzen, die auch Flächen außerhalb des Schutzgebiets betreffen.

Nach Art. 6(1) der FFH-RL sind zur Erhaltung der NATURA 2000-Gebiete „eigens aufgestellte oder in andere Entwicklungspläne integrierte Bewirtschaftungspläne“ aufzustellen und umzusetzen.

Weder die Richtlinie selbst (s. auch Art. 17(1)) noch die Kommentare der EU-Kommission (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000, S. 19ff.) äußern sich konkret darüber, ob die Monitoringpflicht auch eventuelle Maßnahmen des Umgebungsschutzes außerhalb der Schutzgebiete einschließt. Der Richtlinien text bezieht sich ausschließlich auf „die nötigen Erhaltungsmaßnahmen“ (Art. 6(1)). Soweit nötige Maßnahmen auch außerhalb des Schutzgebiets stattfinden, wären sie somit auch von der Berichtspflicht betroffen. Wenn die Ufervegetation zu keinen Lebensräumen des Anhangs I gehört und keine besondere Habitatstruktur für eine Art des Anhangs II darstellt, hängt ihre Berücksichtigung in Untersuchungsberichten von den spezifischen Vorgaben des Managementplans für das Gebiet ab.

Fazit

Solange die Behandlung der „direkt abhängigen Land- und Feuchtökosysteme“



gemäß WRRL nicht geklärt worden ist,
können keine allgemeingültigen Aussagen
zu gemeinsamen Untersuchungspro-

grammen der Ufervegetation formuliert
werden.



3 Entwicklungsziele für nach FFH-RL gemeldete Gewässer

Die allgemeinen Ziele beider Richtlinien weisen in dieselbe Richtung. Eine Verbesserung der Wasserqualität wird sich auch auf aquatische Arten und Lebensräume der FFH-RL positiv auswirken. Zielkonflikte sind deshalb nicht zu erwarten.

Während die WRRL allgemeine Zielvorgaben formuliert, müssen in FFH-Gebieten die Entwicklungsziele im Einzelfall festgelegt werden. Hierfür muss das Entwicklungspotenzial des Gewässers ermittelt werden.

Die Definitionen der Lebensraumtypen der FFH-RL haben einen rein deskriptiven Charakter. Die Lebensraumtypen, die in Schleswig-Holstein in gemeldeten Gewässern vorkommen, werden neben ihrer Lebensgemeinschaft auch über ihren Wasserchemismus und ihre Trophiestufe definiert:

3110	„oligotrophe, sehr schwach mineralisierte Gewässer der Sandebenen (Littorelletalia uniflorae)“
3130	„oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der Littorelletea uniflorae und / oder der Isoëto-Nanojuncetea“
3140	„oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“
3150	„natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“
3160	„dystrophe Seen“

lich mesotrophen See kann die Wiederherstellung des Typs 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ als Entwicklungsziel angebracht sein. Für ein von Natur aus eutrophes Gewässer würde sich als Entwicklungsziel die Optimierung der Ausprägung des bereits ausgebildeten Typs 3150 anbieten. Für das zukünftige Gebietsmanagement ist es deshalb von entscheidender Relevanz, den potenziell natürlichen Trophiezustand eines Sees zu ermitteln.

Hierfür kann das Verfahren zur Bewertung von stehenden Gewässern herangezogen werden, das von der LAWA entwickelt wurde. Unter Berücksichtigung verschiedener Kriterien (Seebeckenmorphometrie, potenziell natürlicher Nährstoffeintrag) wird der sog. Referenzzustand des Sees ermittelt, der als unbelasteter Zustand entsprechend seiner naturräumlichen Einbindung definiert wird.

Die Bewertung des Seezustands ergibt sich aus dem Vergleich von Referenzzustand und Istzustand. Das Verfahren wird in der „Vorläufigen Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ vorgestellt (LAWA 1999) und wurde in Schleswig-Holstein bereits am Beispiel von 42 Seen erprobt (LANU 2000).

Der Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ kann aktuell sowohl in degradierten, potenziell oligo- bis mesotrophen Gewässern als auch in Seen vorkommen, die von Natur aus eutroph sind. Für einen ursprüng-



Die bisher vorliegenden Bewertungsbeispiele machen deutlich, dass einige Seen mit einer aktuellen Vegetation des Typs 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ ein Entwicklungspotenzial für den Typ 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ besitzen (z.B. Wittensee). Andere wie der Grammsee sind von Natur aus eutroph (LANU 2000).

Das Verfahren ermöglicht eine bessere Einschätzung des Artenpotenzials (z.B. für die Wiedereinführung von Fischarten).



Der Referenzzustand nach WRRL stellt eine wertvolle Hilfe für die Formulierung von Entwicklungszielen für Arten und Lebensräume der Anhänge der FFH-RL in NATURA 2000-Gebieten dar.



4 Bewertung des ökologischen Zustands (WRRL) und des Erhaltungszustands (FFH-RL)

Beide Richtlinien besitzen ein eigenes System zur Bewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers (WRRL) bzw. des Erhaltungszustands von Lebensräumen (FFH-RL).

Im Folgenden werden die Vorgehensweisen und Kriterien beider Bewertungssysteme kurz vorgestellt. Ihre Gemeinsamkeiten und Unterschiede sind im Hinblick auf die Möglichkeiten und Grenzen einer gemeinsamen Erfassung der notwendiger Parameter von Relevanz.

4.1 Bewertung nach Anhang V der WRRL

Für die Bewertung des Gewässerzustands nach Anhang V der WRRL werden Makrophyten und Phytobenthos als eine gemeinsame Komponente zusammengefasst. Beide Gruppen müssen allerdings getrennt erfasst und bewertet werden.

Es wird eine **5-stufige Skala** zur Bewertung des ökologischen Zustands der biologischen Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ verwendet.

Die Bewertung erfolgt, indem der in einem Gewässer mit Hilfe einer normierten Aufnahmemethode festgestellte Zustand der Makrophyten und des Phytobenthos mit definierten **gewässertypischen Leitzönosen** verglichen wird. Diese biozönotischen Leitbilder sind zurzeit noch nicht endgültig festgelegt. Eine diesbezügliche bundesweite Studie wird vom BAYERISCHEN LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT durchgeführt.



Tab. 1: Tabellarische Übersicht zur Bewertung der Komponenten Makrophyten und Phyto-
 benthos nach Anhang V WRRL

Normative Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands Biologische Qualitätskomponenten: Komponente Makrophyten und Phytobenthos (aus L 327/1 Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Anhang V)	
sehr guter Zu- stand	<p>Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Keine erkennbaren Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz.</p>
guter Zustand	<p>Die makrophytischen und phytobenthischen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Die phytobenthische Lebensgemeinschaft wird nicht durch anthropogene Bakterienanhäufung und anthropogenen Bakterienbesatz beeinträchtigt.</p>
mäßiger Zustand	<p>Die Zusammensetzung der makrophytischen und phytobenthischen Taxa weicht mäßig von der typspezifischen Gemeinschaft ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist.</p> <p>Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz erkennbar.</p> <p>Die phytobenthische Lebensgemeinschaft kann durch anthropogene Bakterienanhäufung und anthropogenen Bakterienbesatz beeinträchtigt und in bestimmten Gebieten verdrängt werden.</p>
unbefriedigender Zustand	<p>Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps stärkere Veränderungen aufweisen und die Biozönosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, werden als unbefriedigend eingestuft.</p>
schlechter Zu- stand	<p>Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen, werden als schlecht eingestuft.</p>



4.2 Bewertung für den Standard-Datenbogen gemäß L 107/20 Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften

Im Standard-Datenbogen, der für jedes Gebiet von Gemeinschaftlicher Bedeutung ausgefüllt wird, ist eine Einstufung des Erhaltungszustands der im Gebiet vorkommenden Lebensräume des Anhangs I und Arten des Anhangs II vorzunehmen. Das Bewertungssystem ist in den Erläuterungen zum Standard-Datenbogen beschrieben, die im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften (L 107/20 vom 24.4.97) veröffentlicht worden sind.

Die Bewertung des Erhaltungszustands von Lebensräumen des Anhangs I erfolgt nach einer **3-stufigen Skala**:

- hervorragender Erhaltungszustand (A)
- guter Erhaltungszustand (B)
- durchschnittlicher oder eingeschränkter Erhaltungszustand (C)

Der Erhaltungszustand eines Lebensraums des Anhangs I der FFH-Richtlinie wird durch die schrittweise Kombination folgender Merkmale ermittelt:

- Erhaltungsgrad der Struktur
- Erhaltungsgrad der Funktionen
- Wiederherstellungsmöglichkeiten

1. Schritt: Beurteilung des Erhaltungsgrads der Struktur

Der „Erhaltungsgrad der Struktur“ wird anhand des Spektrums der charakteristischen Arten und weiterer relevanter ökologischer Parameter bewertet. Durch den Vergleich mit der optimalen Ausprägung des Lebensraums in der biogeografischen Region werden 3 Wertstufen unterschieden:

I: hervorragende Struktur

II: gut erhaltene Struktur

III: durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur

- Wenn der Lebensraum eine hervorragende Struktur aufweist, werden die

weiteren Kriterien „Erhaltungsgrad der Funktionen“ und „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ nicht herangezogen. Der Zustand kann ohne weitere Abfrage als „hervorragender Erhaltungszustand“ eingestuft werden.

- In den beiden anderen Fällen wird als nächstes der Erhaltungsgrad der Funktionen beurteilt.

2. Schritt: Beurteilung des Erhaltungsgrads der Funktionen

Als „Funktionen“ wird das Faktorengefüge definiert, das für die Selbsterhaltung des Lebensraums im Schutzgebiet sorgt (→ self sustainability). Als „Funktionen“ können z.B. das Vorhandensein eines geeigneten Wasserstands oder einer erforderlichen Mindestausdehnung verstanden werden.

Das Kriterium wird anhand der Fähigkeit des Lebensraums abgeschätzt, seine Struktur

(= aktueller Zustand in Bezug auf die Artenzusammensetzung und die relevanten ökologischen Standortmerkmale) zukünftig beizubehalten. Es wird abgeschätzt, ob sich der Zustand des Lebensraums im Schutzgebiet positiv oder negativ entwickeln wird. In der Entwicklungsprognose sind sowohl negative Einflüsse wie auch realisierbare Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu berücksichtigen.



Die Aussichten des Lebensraums, seinen Zustand in Zukunft zu bewahren, werden nach drei Stufen beurteilt:

- I: hervorragende Aussichten
- II: gute Aussichten
- III: durchschnittliche oder schlechte Aussichten

- Wenn der Lebensraum eine gut erhaltene Struktur aufweist (1. Schritt der Beurteilung) und hervorragende Aussichten hat, diese Struktur zu behalten, dann wird sein Erhaltungszustand ohne weitere Abfrage als „hervorragend“ eingestuft. Eine gesicherte, langfristige Stabilität gilt als Aufwertungskriterium.
- Wenn der Lebensraum eine gut erhaltene Struktur aufweist (1. Schritt der Beurteilung) und gute Aussichten hat, diese Struktur zu behalten, dann wird der Erhaltungszustand ohne weitere Abfrage als „gut“ eingestuft.
- Wenn der Lebensraum eine durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur aufweist (1. Schritt der Beurteilung) und durchschnittliche oder schlechte Aussichten hat, selbst diese Struktur zu behalten (d.h. es wird keine Verbesserung eintreten bzw. es ist sogar eine Verschlechterung zu erwarten), dann wird der Erhaltungszustand ohne weitere Abfrage als „durchschnittlich oder eingeschränkt“ eingestuft.
- Für die drei noch nicht beurteilten Merkmalkombinationen
 - „gut erhaltene Struktur“ und „durchschnittliche oder schlechte Aussichten“
 - „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“ und „hervorragende Aussichten“
 - „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“ und „gute Aussichten“
 wird das dritte Kriterium „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ herangezogen.

3. Schritt: Wiederherstellungsmöglichkeiten

Zur Abschätzung der Wiederherstellungsmöglichkeiten müssen zunächst die Managementmaßnahmen ermittelt werden, die zur Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands des Lebensraums notwendig sind. Daraus lässt sich der erforderliche „Pflegeaufwand“ ableiten. In manchen Fällen stellt sich heraus, dass dieser Aufwand so hoch ist, dass die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands unrealistisch erscheint. Dabei sind auch die Kosten zu berücksichtigen, wobei für stark bedrohte und sehr seltene Lebensräume auch höhere Kosten gerechtfertigt sein können.

Es werden drei Stufen der Wiederherstellungsmöglichkeiten unterschieden:

- I: einfache Wiederherstellung
- II: Wiederherstellung bei durchschnittlichem Aufwand möglich
- III: schwierige bzw. unmögliche Wiederherstellung

- Die Kombination „gut erhaltene Struktur“, „durchschnittliche oder schlechte Aussichten“ und „einfache Wiederherstellung“ führt zur Gesamteinstufung „guter Erhaltungszustand“.
- Die Kombination „gut erhaltene Struktur“, „durchschnittliche oder schlechte Aussichten“ und „Wiederherstellung bei durchschnittlichem Aufwand möglich“ führt zur Gesamteinstufung „guter Erhaltungszustand“.
- Die Kombination „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“, „hervorragende Aussichten“ und „einfache Wiederherstellung“ oder „Wiederherstellung bei durchschnittlichem Aufwand möglich“ führt zur Gesamteinstufung „guter Erhaltungszustand“.
- Die Kombination „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“, „hervorragende Aussichten“ und „Wiederherstellung bei durchschnittlichem Aufwand möglich“ führt zur Gesamteinstufung „guter Erhaltungszustand“.
- Die Kombination „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“, „gute Aussichten“ und „einfache Wiederherstellung“ führt zur Gesamteinstufung „guter Erhaltungszustand“.



- Alle übrigen Kombinationen führen zur Gesamteinstufung „durchschnittlicher oder eingeschränkter Erhaltungszustand“.

Das Kriterium des Erhaltungsgrads der Struktur wird anhand der Lebensgemeinschaft und weiterer relevanter ökologischer Parameter bewertet, indem die konkret vorhandene Ausprägung mit dem optimalen Zustand des Lebensraums in der betrachteten biogeografischen Version verglichen wird. Dieser optimale Zustand besitzt eine überindividuelle Gültigkeit. Die Kriterien des Erhaltungsgrads der Funktionen und der Wiederherstellungsmöglichkeiten werden dagegen ausschließlich individuell für den behandelten Lebensraum im jeweiligen Schutzgebiet bewertet.



Fazit

Die Bewertung des Erhaltungszustands von Arten und Lebensräumen der Anhänge der FFH-RL beruht somit auf Kriterien, die von **überindividueller Gültigkeit** (Erhaltungsgrad der Struktur) sind, und auf Kriterien, die **nur individuell in einem konkreten Kontext** bewertet werden können (Erhaltungsgrad der Funktionen und Wiederherstellungsmöglichkeiten).



Tab. 2: Tabellarische Übersicht zum Bewertungssystem nach Standard-Datenbogen
 (aus L 107/20 Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 24.4.97)

Erhaltungsgrad der Struktur	Erhaltungsgrad der Funktionen	Wiederherstellungsmöglichkeiten	Erhaltungszustand
hervorragende Struktur	—————→		hervorragender E.
gut erhaltene Struktur	hervorragende Aussichten	—————→	hervorragender E.
	gute Aussichten	—————→	guter E.
	durchschnittliche oder schlechte Aussichten	einfache W.	guter E.
		W. bei durchschnittlichem Aufwand möglich	guter E.
		schwierige bzw. unmögliche W.	durchschnittlicher oder eingeschränkter E.
durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur	hervorragende Aussichten	einfache W.	guter E.
		W. bei durchschnittlichem Aufwand möglich	guter E.
		schwierige bzw. unmögliche W.	durchschnittlicher oder eingeschränkter E.
	gute Aussichten	einfache W.	guter E.
		W. bei durchschnittlichem Aufwand möglich	durchschnittlicher oder eingeschränkter E.
		schwierige bzw. unmögliche W.	durchschnittlicher oder eingeschränkter E.
	durchschnittliche oder schlechte Aussichten	—————→	durchschnittlicher oder eingeschränkter E.



4.3 Vergleich der Bewertungssysteme beider Richtlinien

4.3.1 Bewertungskriterien

Die Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL beruht auf der **Artenzusammensetzung** und den **Abundanzen** (Mengenverhältnisse) der makrophytischen und phytobenthischen Vegetation. Als Maßstab der Bewertung werden die Abweichungen von der Idealausprägung der typspezifischen Gemeinschaft (biozönotischen Leitbilder) herangezogen. Diese Merkmale sind im FFH Kriterium **„Struktur des Lebensraums“** eingeschlossen. Die Bewertung dieses Kriteriums erfolgt durch den Vergleich des festgestellten Zustands mit der charakteristischen Ausprägung des Lebensraums in der relevanten biogeografischen Region. Obwohl eine andere Begrifflichkeit verwendet wird, entspricht diese Vorgehensweise der Bewertung nach WRRL anhand biozönotischer Leitbilder.

Kriterien, die der „Erhaltung der Funktionen“ und der „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ entsprechen, sind bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach Anhang V der WRRL nicht vorgesehen. Diese Gesichtspunkte werden auf der Ebene der Maßnahmenprogramme berücksichtigt. Sie gehen jedoch nicht in die Bewertung ein.

4.3.2 Aufbau der Bewertungssysteme

Die WRRL definiert **5 Wertstufen**: sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender und schlechter ökologischer Zustand.

Der Standard-Datenbogen der FFH-Gebiete unterscheidet **3 Wertstufen**: „hervorragender“, „guter“ und „durchschnittlicher oder eingeschränkter Erhaltungszustand“.

Die Einstufung des ökologischen Zustands gemäß WRRL erfolgt mit dem Ziel, den Ist-Zustand **aller** relevanten Gewässer im Betrachtungsraum zu bewerten, und sieht deshalb 2 Bewertungsstufen für stark beeinträchtigte Gewässer vor.

Der Standard-Datenbogen dient dagegen zur Charakterisierung der Lebensräume von Gebieten, die entsprechend der Vorgaben zur Meldung zu den **bestgeeigneten** im Mitgliedsstaat gehören. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass die Lebensräume, für deren Erhaltung die Gebiete gemeldet wurden, mindestens die Stufe „durchschnittlicher oder eingeschränkter Erhaltungszustand“ erreichen. Kommen in einem Gebiet neben diesen Lebensräumen auch stark beeinträchtigte Lebensräume vor, dann sind sie für die Meldung nicht ausschlaggebend und werden deshalb als „nicht signifikant“ eingestuft.

4.3.3 Bewertungsstufen

Wenn nach WRRL ein „sehr guter Zustand“ festgestellt wird, ist davon auszugehen, dass auch nach FFH-RL eine hervorragende Struktur gegeben ist. Dieses führt ohne weitere Abfrage zu einer Einstufung als „hervorragender Erhaltungszustand“ (vgl. Tab. 2, S. 13).

Da die Kriterien „Erhaltung der Funktionen“ und „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ keine Berücksichtigung finden, ist in diesem Fall eine inhaltliche Übereinstimmung der Bewertung nach WRRL und FFH-RL gegeben.



Für die anderen Wertstufen ist keine inhaltliche Übereinstimmung gegeben, weil die Kriterien „Erhaltung der Funktionen“ und „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ zu einer Auf- bzw. Abwertung der strukturbezogenen Bewertung führen können.

Entsprechungen beider Systeme

- Die Wertstufe „sehr guter ökologischer Zustand“ der biologischen Komponente Makrophyten und Phytobenthos (WRRL) entspricht für Seelebensräume dem Erhaltungszustand A „hervorragend“ (FFH-Richtlinie)
- Es ist davon auszugehen, dass Seelebensräume in einem „unbefriedigenden“ oder „schlechten“ ökologischen Zustand (WRRL) im Sinne der FFH-Richtlinie als „nicht signifikant“ einzustufen sind.
- Aufgrund des unterschiedlichen Aufbaus beider Bewertungssysteme ist es nicht zulässig, die WRRL-Stufen „guter“ und „mäßiger ökologischer Zustand“ mit den Erhaltungszuständen B „guter Erhaltungszustand“ bzw. C „durchschnittlicher oder eingeschränkter Erhaltungszustand“ gleichzusetzen.



Fazit

- Eine Definition des Kriteriums „Struktur“ für Lebensräume der Seen nach FFH-Richtlinie in Anlehnung an die Bewertungsstufen der WRRL ermöglicht eine direkte Ansprache der makrophytischen Vegetation als Teil der biologischen Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ und kann für die weitere Bewertung nach Standard-Datenbogen verwendet werden.
- Es bietet sich an, die Daten zum Makrophytenbestand nach einem Schema aufzunehmen, das eine Weiterverwendung der Daten ohne Transformation in beide Bewertungssysteme ermöglicht.
- Da die Bewertung des Erhaltungszustands der Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL weitere Kriterien beinhaltet, werden gemeinsam erhobene Daten getrennt auszuwerten sein.



5 Biozönotische Leitbilder für Seetypen nach WRRL und Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL

5.1 Biozönotische Leitbilder für Seetypen nach WRRL

Im vorigen Kapitel wurde erläutert, dass die Bewertung der Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ gemäß WRRL aus dem Vergleich des Zustands des Gewässers mit der typspezifischen Biozönose abgeleitet wird. Zur Durchführung der Bewertung müssen drei Instrumente zur Verfügung stehen:

- eine Typologie der Seen,
- eine Beschreibung der Leitzönosen der einzelnen Typen.
- Kriterien zur Zuordnung des festgestellten Seezustands zu einer der 5 für seinen Typ in Frage kommenden Wertstufen.

Bislang stehen diese Instrumente noch nicht vollständig zur Verfügung.

Nach derzeitigem Stand wurde eine bundesweite Typologie der Seen vorgeschlagen (KOEPP 2002). Diesem Vorschlag entsprechend werden bundesweit 4 Seetypen unterschieden:

- silikatische Seen
- karbonatische Seen der norddeutschen Tiefebene
- karbonatische Seen der Voralpen
- alpine Seen mit steilem Ufer (Unterscheidung nach Morphologie)

Demnach werden alle basenreichen Seen Schleswig-Holsteins und Norddeutschlands einem einzigen Typ zugeordnet. Eine Beschreibung der Leitzönose und der verschiedenen Wertstufen für die Makrophytenvegetation liegt noch nicht vor.

5.2 Lebensräume des Anhangs I der FFH-Richtlinie

Allgemein formulierte Definitionen der Lebensräume des Anhangs I liegen vor (*Interpretation Manual* EU 1999, SSYMANK et al. 1998). Die beiden genannten Quellen haben den Zweck, die Identifikation der Lebensräume zu erleichtern. Genauere Beschreibungen für die einzelnen biogeografischen Regionen und Kriterien zur Abgrenzung der Stufen des Erhaltungszustands liegen noch nicht vor. Im Teil II der vorliegenden Studie werden diesbezügliche Vorschläge für Schleswig-Holstein formuliert.

Aus den Definitionen der Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL geht eindeutig hervor, dass in den Seen des Typs „karbonatischen Seen der norddeutschen Tiefebene“ zwei verschiedene Lebensräume ausgebildet sind (3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armlauchalgen“ und 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“). Beide Lebensräume werden anhand ihrer makrophytischen Vegetation abgegrenzt. Aus der Sicht der FFH-RL sind somit in Norddeutschland zwei verschiedene Lebensgemeinschaften (nach der Terminologie der WRRL Leitzönosen) zu berücksichtigen.



Leitzönosen nach WRRL

Der zurzeit vorgeschlagenen Typologie zufolge gehören alle karbonatischen Seen des norddeutschen Flachlands einem einzigen Seetyp mit einer einzigen Leitzönose an. Das gleiche gilt für silikatischen Seen, die nach bisherigem Stand einem einzigen Typ zugeordnet werden. Dystrophe Seen erreichen in der Regel die Mindestgröße von 50 ha nicht. Aus den zur Verfügung stehenden Informationen geht nicht hervor, ob die Definition einer Leitzönose für dystrophe Seen geplant ist.

charakteristische Lebensgemeinschaften der Lebensräume des FFH-RL

In den karbonatischen Seen des norddeutschen Flachlands kommen zwei verschiedene Lebensräume des Anhangs I vor, die durch zwei verschiedenen typischen Lebensgemeinschaften definiert werden. Das gleiche gilt für silikatische Seen. Für dystrophe Seen wird eine eigene Lebensgemeinschaft abgegrenzt.

Fazit:

- Den voraussichtlich 2 Seetypen bzw. Leitzönosen nach WRRL für das norddeutsche Flachland stehen 5 Lebensraumtypen bzw. charakteristische Lebensgemeinschaften nach FFH-RL gegenüber.
- Aufgrund der unterschiedlichen Differenzierungsgrade beider Typologien sind keine Übereinstimmungen von Leitzönosen nach WRRL und charakteristischen Lebensgemeinschaften der Lebensräume der FFH-RL zu erwarten.
- Wie bereits im Zusammenhang mit den Bewertungssystemen beider Richtlinien dargestellt, ergibt sich aus den unterschiedlichen Differenzierungsgraden der Typologien und damit der Referenzzustände die Notwendigkeit, gemeinsam erhobenen Daten getrennt auszuwerten.



6 Überwachung des ökologischen Zustands (WRRL) und des Erhaltungszustands durch Monitoring (FFH-RL)

6.1 Überwachung der Komponente Makrophyten nach WRRL

Die WRRL sieht eine regelmäßige Überwachung der biologischen Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ vor.

Zur Erstbewertung des ökologischen Zustands ist eine Aufnahme der Makrophyten durchzuführen. In den anschließenden Überwachungsprogrammen ist vorgesehen, nur die für die Zielsetzung am besten geeigneten Indikatoren erfasst. Wenn sich erweist, dass andere Parameter empfindlicher und zuverlässiger auf Veränderungen der Wasserqualität reagieren, könnte es sein, dass die Makrophyten nicht in die langfristigen Überwachungsprogramme übernommen werden.

Nach verbreiteter Auffassung kommt der makrophytischen Vegetation lediglich die Funktion eines Indikators unter mehreren zu. Da jedoch ein Zustand der makrophytischen Gemeinschaft als Qualitätsziel vorgeschrieben wird, der hinsichtlich der Abundanz und der Artenzusammensetzung nur geringfügig vom natürlichen Zustand abweicht, kommt der submersen Vegetation bei der Bewertung des ökologischen Zustands eines Sees eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung zu.

6.1.1 Überwachungsprogramme

Nach WRRL sind 3 verschiedene Programmtypen zur Überwachung des ökologischen Zustands von Gewässern vorgesehen.

überblicksweise Überwachung

- Gewässertypen:
große Seen über 10 km²
Referenzgewässer (repräsentative Auswahl mit allen Gewässertypen, in Schleswig-Holstein mindestens 16 Seen) (MUNF 2001)
Gewässer, die sich bereits in einem mindestens guten ökologischen Zustand befinden
- Ziele: Validierung des Verfahrens von Anhang II, Optimierung der Überwachungsprogramme, Bewertung langfristiger Veränderungen durch natürliche und anthropogene Prozesse
- Qualitätskomponenten: Die Makrophytenvegetation ist Bestandteil des Programms.
- Überwachungsfrequenz: zunächst alle 6 Jahre, wenn sich der mindestens gute Zustand als stabil erweist, alle 18 Jahre

operative Überwachung

- Gewässertypen: Gewässer einschließlich NATURA 2000-Gebiete (vgl. Anhang V, 1.3.5), die die vorgegebenen Qualitätsziele noch nicht erreichen
- Ziele: Monitoring der Auswirkungen der durchgeführten Maßnahmen



- Qualitätskomponenten: Die WRRL macht keine konkreten Angaben zum Inhalt des Monitoringprogramms, sondern schreibt vor, dass die in Bezug auf die spezifischen Probleme eines Sees empfindlichsten Parameter zu untersuchen sind. Die Makrophyten sind eher Langzeitindikatoren. Das Phytoplankton reagiert schneller auf Veränderungen des Gewässerstands. Zum Monitoring der Folgen von Maßnahmen wird nach derzeitigem Stand der Diskussion ein Monitoring des Phytoplankton als geeigneter bewertet.
- Überwachungsfrequenz: Für Makrophyten werden im Anhang V der WRRL Aufnahmen in dreijährigem Turnus empfohlen. Dieser Rhythmus kann durch die Mitgliedsstaaten modifiziert werden.
- Anzahl der Überwachungsstellen: nach Bedarf

Überwachung zu Ermittlungszwecken

- Eine Überwachung zu Ermittlungszwecken wird im Einzelfall durchgeführt, wenn nicht bekannte Belastungsquellen zu ermitteln sind. Sie kann auch für eine Übergangszeit bis zur Aufnahme der operativen Überwachung vorgenommen werden.

6.1.2 Problem des Artfehlbetrags

Am Beispiel des Dieksees (vgl. Teil III der Studie) konnte gezeigt werden, dass als Folge der heutigen artenarmen Zusammensetzung der submersen Vegetation von einer merklichen Verbesserung der Wasserqualität zwar eine größere Eindringtiefe der Makrophyten zu erwarten ist, jedoch mit keiner spontanen Regeneration einer vollständigen Pflanzengemeinschaft zu rechnen ist.

Wenn die typischen Arten der Lebensgemeinschaft verschwunden sind und nur noch „Allerweltsarten“ vorkommen, hängt das Regenerationspotenzial der Lebensgemeinschaft von den ausbreitungsbiologischen Eigenschaften der fehlenden Arten sowie von der Entfernung bzw. von der

Anbindung des Gewässers an noch vorhandene Vorkommen ab.

Die Samen vieler Wasserpflanzen werden von Vögeln und Fischen vollständig verdaut. Die Samen mancher Arten bewahren ihre Keimfähigkeit unter Sauerstoffabschluss in den Seegrundsedimenten theoretisch sehr lange. Die Samenbank ist jedoch meistens in tiefen Schichten gelagert, sodass sie ohne massive Störung der Unterwasserböden kaum aktiviert werden kann. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass viele der seltenen Makrophyten im nördlichen Mitteleuropa kaum bzw. keine keimfähigen Samen, sondern nur vegetative Fortpflanzungseinheiten bilden. Diese sind austrocknungsempfindlich und können deshalb nicht von Tieren über längere Strecken verbreitet werden. Die Fortpflanzungsstrategie der heute seltenen Makrophyten ist unter weitgehend ungestörten und beständigen Bedingungen (so wie sie unter natürlichen Verhältnissen in Seen gegeben sind) optimal, da die vegetative Vermehrung in der Regel weniger energieaufwendig ist als die Bildung von keimfähigen Samen. Dafür ist die Fähigkeit dieser Arten, Standorte neu zu besiedeln, sehr stark eingeschränkt. Eine Übersicht zu dieser Thematik wird in KIfL 2000 (Bd. A, S. 32ff.) gegeben.

Die letzten Fundorte von seltenen Arten befinden sich häufig in Seen, die im Gewässernetz vergleichsweise isoliert sind. Nur dort konnten sie die Zunahme der Belastung überdauern, die z.B. für von Fließgewässern durchströmten Seen charakteristisch ist.

Da Seen aus ausbreitungsbiologischer Sicht „Inseln“ darstellen, findet eine Wiederbesiedlung von geeigneten Standorten durch Makrophyten nach Auslöschung der ursprünglichen Populationen häufig nicht statt. Der sog. Artfehlbetrag ist umso größer, je isolierter ein Gewässer ist **und** je seltener die fehlenden Arten in seiner Umgebung sind.

Definitionen der Leitzönosen der Seen des norddeutschen Flachlands und der verschiedenen Stufen ihres ökologischen



Zustands liegen zwar noch nicht vor. Es ist jedoch zu bezweifeln, dass die Kriterien für einen guten ökologischen Zustand der Komponente Makrophyten und Phytobenthos erreicht werden (vgl. S. 9: „Die makrophytischen und phytobenthischen Taxa weichen in ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz geringfügig von der typspezifischen Gemeinschaft ab.“).



Aufgrund von Wiederbesiedlungsschwierigkeiten kann nach Wiederherstellung von geeigneten Standortbedingung der Abstand zur typspezifischen Gemeinschaft erheblich bleiben. Deshalb darf auch nach Erfüllung der hydrochemischen Qualitätsziele darf nicht **automatisch** vom Erreichen eines guten ökologischen Zustands der Komponente Makrophyten ausgegangen werden. Eine solche ungeprüfte Annahme würde prinzipiell gegen die Vorgaben der WRRL verstoßen.

Um einen guten Zustand der Makrophyten zu erreichen, können Wasserpflanzen, die zur charakteristischen Lebensgemeinschaft gehören, unter wissenschaftliche Begleitung in Seen, die die übrigen Qualitätsziele erfüllt haben, wiedereingebracht werden.

Da es nicht primär die Aufgabe der WRRL ist, artenbezogene Maßnahmen für Makrophyten durchzuführen, sollten solche Wiederansiedlungen von Makrophyten im Rahmen des Entwicklungsprogramms für das FFH-Gebiet stattfinden. Solche Maßnahmen haben das Ziel den Erhaltungszustand der aquatischen Lebensräume durch Wiederherstellung der ursprünglichen Artenvielfalt zu verbessern. Im Rahmen der Berichtspflicht bietet sich die Möglichkeit, die Wiedereinführung von Pflanzenarten wissenschaftlich zu begleiten. Im Falle eines Erfolgs würde gleichzeitig das Qualitätsziel nach WRRL der nur geringfügigen Abweichung von der

typspezifischen Gemeinschaft erreicht werden.

6.1.3 Konsequenzen für die operative Überwachung

Das Problem des Artenfehlbetrags wird sich voraussichtlich in zahlreichen Seen stellen. Es wird in erster Linie diejenigen Seen betreffen, die im Ist-Zustand keinen guten Zustand erreichen, d.h. die Seen, die im Rahmen der operativen Überwachung zu untersuchen sind.

Die übrigen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Phytobenthos usw.) sind nicht in der Lage, als Indikatoren für den Zustand der makrophytischen Lebensgemeinschaft zu fungieren, da diese auch von spezifischen populationsbiologischen Sachverhalten geprägt wird. Wenn – wie zurzeit vorgesehen – keine Untersuchungen der Makrophyten im Rahmen der operativen Überwachung durchgeführt werden, bestehen keine Möglichkeiten, die Erreichung bzw. die Nicht-Erreichung eines guten Zustands der Makrophyten festzustellen.

Dieses Problem dürfte sich auch für die Fischfauna stellen, da eine naturnahe Fischzönose nach langer Phase der Verödung auch nicht „vom Himmel fällt“.

Da die Makrophyten gemeinsam mit dem Phytobenthos und neben dem Phytoplankton, der benthischen wirbellosen Fauna und der Fischfauna zu den Parametern gehört, die als biologische Qualitätskomponenten von der WRRL ausdrücklich benannt werden, ist anzunehmen, dass bei der Beurteilung des ökologischen Zustands eines Sees, auch die Frage nach dem Zustand der Makrophyten zu beantworten ist. Um diese Frage beantworten zu können, ist es notwendig, die Makrophyten zumindest in größeren Zeitabständen an ausgewählten Stellen zu überwachen. Da Makrophyten Langzeitindikatoren sind, ist ein intensives Monitoring nicht notwendig.



Es wird empfohlen, den Zustand der Makrophyten im Rahmen der operativen Überwachung zu erfassen.

Ein Untersuchungsrythmus von ca. 10 Jahren dürfte ausreichend sein. Spätestens nach Erfüllung der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten müsste überprüft werden, ob dieses auch für die Makrophyten zutrifft.

6.1.4 Benötigte Daten

Unabhängig davon, ob die Makrophyten im Rahmen der überblicksweisen und / oder der operativen Überwachung berücksichtigt werden, ist keine flächendeckende Erfassung der Wasserpflanzen notwendig, um die benötigten Aussagen erhalten.

Als Überwachungsstellen sind Bereiche geeignet, die Veränderungen am empfindlichsten anzeigen. In Seen mit homogenen Vegetationsverhältnissen reicht prinzipiell ein typisches Tiefenprofil aus, das z.B. die Stelle erfasst, an der die Eindringtiefe der Makrophyten im See am größten ist. Zunächst ist allerdings eine Erstaufnahme notwendig, um die am besten geeignete(n) Stelle(n) lokalisieren zu können (s. Kap. 7.4.1).

6.2 Monitoring nach FFH-RL

Die aquatische Vegetation der Seelebensräume des Anhangs I ist selbst zentraler Gegenstand der Erfassung und der Schutzbemühungen. Die Veränderungen der submersen Vegetation sind im Rahmen des Monitorings zu dokumentieren.

Monitoringspflicht

Die Erfassung und die Bewertung des Erhaltungszustands der Lebensräume sowie die Vorlage des Managementkonzeptes sind Aufgaben des ersten im Rahmen der Berichtspflicht der EU-Kommission vorzulegenden Berichtes. Dem schließen sich in

sechsjährigem Rhythmus weitere Berichte über die Umsetzung des Managementkonzeptes an, die durch ein Monitoring dokumentiert werden.

Untersuchungsvorgaben

Im Unterschied zur WRRL macht die FFH-RL keine konkreten Vorgaben zu Monitoringprogrammen. Aufgrund der Vielfalt der zu schützenden Lebensräume und Arten ist eine Standardisierung auf Gemeinschaftsebene nicht sinnvoll.

So sind an das Monitoring von nutzungsgeprägten Garriguen des Mittelmeerraums grundlegend andere Ansprüche zu stellen als an die Untersuchung von naturbelassenen Wäldern der borealen Region. Gleiches gilt beispielsweise für Populationen von gefährdeten Fischen und Trockenrasen-Orchideen.



Dementsprechend verlangt die Richtlinie einen nachvollziehbaren Bericht und überlässt den Mitgliedstaaten die Festlegung der Untersuchungsprogramme.

2001 wurden von der BfN Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II im Rahmen der Berichtspflichten in NATURA 2000-Gebieten formuliert (FARTMANN et al. 2001). Für Lebensräume liegen noch keine Empfehlungen für das Monitoring vor.

Benötigte Daten

Aufgrund des insbesondere in großen Seen sehr hohen Aufwands zur Kartierung der submersen Vegetation ist davon auszugehen, dass sich die Monitoring-Untersuchungen auf ausgewählte, repräsentative Probeflächen konzentrieren werden.

Um die Erhaltung bzw. die Entwicklung der aquatischen Vegetation adäquat zu beschreiben, ist es notwendig, die unterschiedlichen Ausprägungen der Lebensräume zu beobachten (z.B. geschützte vs. exponierte Ufer, Flachwasser- bis Tiefwasseraspekt). Auch Angaben über Mengenverhältnisse sind wünschenswert. Zur Kennzeichnung des Erhaltungszustands der aquatischen Lebensräume des Anhangs I werden voraussichtlich umfangreichere und präzisere Untersuchungen benötigt als zur Überwachung der Makrophyten gemäß WRRL.

Auswahl der Probestellen

Im Hinblick auf die Auswahl der Probestellen ist davon auszugehen, dass für ein Monitoring der aquatischen Vegetation auch Gewässerabschnitte von Relevanz sein werden, die zur Überwachung gemäß WRRL keine besondere Eignung besitzen. Hierzu gehören z.B. vor Wellenschlag geschützte Buchten mit charakteristischem Bewuchs. Im Gegensatz zur WRRL steht nicht nur die Erfassung des „Durchschnittszustands“ der Komponente „Makrophyten“ im Vordergrund, sondern die Erfassung der Vielfalt und damit der Besonderheiten.

Wenn in einem Gewässer an einer einzigen, aber nicht repräsentativen Stelle ein kleiner Stranding-Bestand vorkommt, wird die Entwicklung dieses Standorts im Rahmen des FFH-Berichts zu dokumentieren sein.

Wenn sich invasive Neophyten (z.B. Nuttall's Wasserpest, *Elodea nutallii*) ausbreiten und die charakteristische Lebensgemeinschaft nachhaltig verändern, handelt es sich um eine Entwicklung, die aus der Sicht der FFH-RL von zentraler Relevanz ist. Da sich diese Entwicklung auch ohne nennenswerte Veränderung der Wasserqualität vollziehen kann, wäre aus der Sicht der WRRL kein Monitoring der Wasserpest-Bestände im Gewässer zwingend erforderlich. Es ist unklar, wie die Überwachung nach WRRL mit gravierenden Veränderungen der Lebensgemeinschaft umgehen wird, die keine nachhaltigen Verschiebungen der hydrochemischen Eigenschaften eines Gewässers nach sich ziehen.



Aufgrund der unterschiedlichen Zielsetzungen und Schwerpunkte beider Richtlinien wird keine Deckungsgleichheit der Untersuchungsprogramme gegeben sein.

Da auch die Wasserqualität ein entscheidender Parameter für den Erhaltungszustand der submersen Vegetation ist, werden die besonders sensiblen Probestellen der Überwachung gemäß WRRL in der Regel auch dazu geeignet sein, relevante Informationen über den Erhaltungszustand des FFH-Lebensraums zu ermitteln.

Die notwendige(n) Überwachungsstelle(n) für die WRRL kann / können in der Regel so gewählt werden, dass sie im Untersuchungsprogramm nach FFH-RL eingeschlossen sind.

Ebenso wie für die Auswahl der Probestellen der Überwachung gemäß WRRL ist zur Festlegung der geeigneten, repräsentativen Probeflächen des FFH-Monitorings



zunächst eine detaillierte Erstaufnahme notwendig.



**Fazit: Erfassung der submersen Makrophyten
Wasser-Rahmenrichtlinie**

- Im Rahmen der überblicksweisen Überwachung nach WRRL stellt die Makrophytenvegetation eine Komponente unter mehreren dar. Hauptziel ist die Beschreibung der Entwicklung der Wassereigenschaften. Um dieses Ziel zu erreichen, genügt prinzipiell die Beobachtung der submersen Vegetation an einer bzw. an wenigen Stellen, die aufgrund ihrer Empfindlichkeit als besonders geeignet ausgewählt wurden.
- Eine Berücksichtigung der Makrophyten im Rahmen der operativen Überwachung ist anzuraten, da die Makrophytenflora trotz Verbesserung der physikalisch-chemischen Komponenten nach langer Artenarmut stark von der naturnahen Leitzönosen abweichen kann. Dieser Sachverhalt wird von keinen der übrigen überwachten Parameter angezeigt, sodass ohne Überwachung keine sicheren Aussagen über den ökologischen Zustand der Makrophyten getroffen werden können.
- Um die geeignetste(n) Überwachungsstelle(n) zu bestimmen, ist zunächst eine gründliche Erstaufnahme der Vegetation des gesamten Sees notwendig.

FFH-Richtlinie

- Für das Monitoring des Erhaltungszustands der aquatischen Lebensräume des Anhangs I stellt die submersen Vegetation den zentralen Untersuchungsgegenstand dar. Das Monitoringprogramm muss deshalb in diesem Punkt umfangreicher sein als eine eventuelle Überwachung gemäß WRRL.
- Aus Praktikabilitätsgründen ist es sinnvoll, die Untersuchungen auf besonders relevante Bereiche zu begrenzen. Um diese Stellen zu bestimmen, ist eine gründliche Erstaufnahme der Vegetation des gesamten Sees notwendig.



6.3 Monitorings der amphibischen Teile der FFH-Lebensräume und der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“

Die Uferlebensräume einschließlich Röhrichte und Vegetationstypen der Verlandungszone stellen für die Seelebensräume des Anhangs I wichtige Pufferzonen dar. Entsprechend den Vorgaben vom Art. 1 WRRL sind sie als „direkt abhängige Landökosysteme und Feuchtgebiete“ zu erfassen.

6.3.1 WRRL

Als „direkt abhängige Landökosysteme und Feuchtgebiete“ sind die Flächen zu verstehen, deren Ausprägung vom Wasserstand eines Gewässers bestimmt werden. Neben Röhrichten sind auch z.B. Feuchtgrünländereien und Bruchwälder zu berücksichtigen. Insbesondere in den ausgedehnten Niederungen des norddeutschen Flachlands sind weitreichende Wechselbeziehungen von Oberflächengewässern, Grundwasser und Feuchtgebieten zu erwarten. Es ist zurzeit unklar, wie z.B. in der ausgedehnten Niederung des Hohner Sees (Kreis Rendsburg-Eckernförde) die Grenze der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ zu ziehen ist.

Aus dem Text der WRRL und ihrer Anhänge lassen sich keine ausdrücklichen Verpflichtungen zur Überwachung des Zustands der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ ablesen. Dennoch werden ihr Schutz und die Verbesserung ihres Zustands sowie die Vermeidung von Verschlechterungen im Art. 1, Abs. a) als Ziel der WRRL benannt. Für Gewässer, an denen z.B. Pufferzonen zu intensiv genutzten landwirtschaftliche Flächen fehlen, hat die Ausprägung der Ufervegetation einen relevanten Einfluss auf die aquatischen Qualitätskomponenten, die regelmäßig überwacht werden. Im Zuge der Erstaufnahme eines Gewässers ist es sinnvoll, die Vegetation der „direkt

abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ zu erfassen, um die Mängel und Probleme zu inventarisieren, die durch Maßnahmen zu lösen sind.

Wenn an einem Gewässer Maßnahmen zur Restauration von naturnahen Uferzonen vorgenommen werden, ist es sinnvoll, die Durchführung der Maßnahme selbst zu überwachen, u.a. weil sich messbare Auswirkungen auf die Wasserqualität in der Regel erst mit Verzögerung einstellen. Im Rahmen der operativen Überwachung kann es im Einzelfall angebracht sein, die Vegetation der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ in ausgewählten Uferabschnitten ins Überwachungsprogramm aufzunehmen.

6.3.2 FFH-RL

Die Überwachung des Erhaltungszustands der Lebensräume und Arten der Anhänge I und II ist gemäß Art. 11 der FFH-Richtlinie durchzuführen. Der alle 6 Jahre zu liefernde Bericht umfasst auch die zu ihrem Schutz durchgeführten Maßnahmen und deren Auswirkungen.

Nach dem BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie gehören neben dem eigentlichen Gewässer auch der amphibischen Bereich mit seinen Röhrichten, Hochstaudenfluren und Seggenriedern zu den Seelebensräumen des Anhangs I (SSYMANK et al. 1998, S. 179, S. 182). Nach dieser Abgrenzung, die sich zwar nicht unmittelbar aus den Definitionen des europaweit gültigen *Interpretation Manual* (1999) (vgl. Teil II der Studie) ableiten lässt, jedoch aus ökologischer Sicht durchaus sinnvoll ist, gehört die amphibische Vegetation zu den aquatischen Lebensräumen.

Als „amphibisch“ ist der Uferbereich aufzufassen, der sich bis zur Linie des Hochwasserstands erstreckt.

Unter der Voraussetzung, dass der amphibische Bereich zu den Seelebensräumen des Anhangs I gehört, ist sein Erhaltungszustand ebenso wie derjenige der submersen Makrophyten im Rahmen der Berichtspflicht zu erfassen. Hierfür sind



Untersuchungen unter Einsatz spezifischer Methoden durchzuführen.

Im Zuge der Erstaufnahme eines Gewässers ist es notwendig, die Vegetation der Pufferzonen über den amphibischen Bereich hinaus zu erfassen, um geeignete Maßnahmen zur Lösung der festgestellten Probleme zu ergreifen.

Je nach Ausrichtung der Maßnahmen kann ein Monitoring der Vegetation über den amphibischen Bereich hinaus angebracht sein.



Fazit: Erfassung der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ und der amphibischen Teile der FFH-Lebensräume WRRL

- Die Vermeidung von Verschlechterungen, der Schutz und die Verbesserung des ökologischen Zustands der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ werden als Ziel im Art. 1, Abs. a) der WRRL genannt. Eine ausdrückliche Pflicht zu ihrer Überwachung lässt sich aus dem Text der Richtlinie nicht ablesen.
- Im Zuge der Erstaufnahme eines Gewässers ist es notwendig, die Vegetation der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ zu erfassen, um das Maßnahmenprogramm festzulegen.
- Wenn gezielte Maßnahmen im Bereich der Uferzonen und ihres Umfelds getroffen werden, sollte ihre Vegetation im Rahmen der operativen Überwachung erfasst werden.

FFH-RL

Nach Auffassung der BfN (SSYMANK et al. 1998) gehört die Vegetation der amphibischen Zonen zu den Seelebensräumen des Anhangs I. Demzufolge sind ihr Erhaltungszustand im Rahmen des Monitorings gleichwertig wie die submerse Vegetation zu erfassen.

Im Zuge der Erstaufnahme eines Gewässers ist es notwendig, die Vegetation der Pufferzonen zu erfassen, um geeignete Maßnahmen zur Lösung der festgestellten Probleme zu ergreifen.

Wenn zum Schutz der Lebensräume und Arten des Anhangs I bzw. II z.B. zur Schaffung von Pufferzonen Maßnahmen durchgeführt werden, kann ein Monitoring der Vegetation über den amphibischen Bereich hinaus angebracht sein.



6.4. Vorschläge zur Umsetzung in Schleswig-Holstein

Nachdem in den Kap. 6.1 und 6.2 die Anforderungen an das Monitoring der Makrophyten und im Kap. 6.3 der Uferlebensräume dargestellt worden sind, wird im Folgenden auf die Möglichkeiten eingegangen, diese Anforderungen in Schleswig-Holstein zu erfüllen.

In Schleswig-Holstein sollen 5 Seen im Rahmen der überblicksweisen Überwachung untersucht werden (MUNF 2001):
Selenter See, Schaalsee, Wittensee, Großer Plöner See und Ratzeburger See

Von diesen Seen sind zurzeit nur der **Selenter See** und der **Schaalsee** als NATURA 2000-Gebiete gemeldet worden. Wenn Makrophyten im Rahmen der operativen Überwachung nicht berücksichtigt werden, kommt nur für diese beiden Gewässer eine gemeinsame Durchführung der Monitoringsprogramme nach WRRL und FFH-RL in Frage.

Die Ergebnisse der dritten Meldetranche der NATURA 2000-Gebiete für Schleswig-Holstein liegen noch nicht vor. Nach fachlichen Gesichtspunkten gehört der Große Plöner See zu den am besten geeigneten Seen. Über die Vegetation des Wittensees liegen zwar keine zuverlässigen Angaben vor. Aufgrund seines nur mäßig belasteten Zustands (e1 nach LAWA-Richtlinie) ist eine Meldung zu empfehlen (vgl. Teil II der Studie, Kap. 3.10.1). Der Ratzeburger See besitzt aus vegetationskundlicher Sicht eine durchschnittliche Bedeutung (vgl. Teil II, Kap. 3.10.2.2).

Im Falle einer Berücksichtigung der Makrophyten im Rahmen der operativen Überwachung würde sich die Zahl der nach beiden Richtlinien zu untersuchenden Gewässern erhöhen, da viele der als NATURA 2000-Gebieten gemeldeten Seen weit von einem guten ökologischen Zustand entfernt sind.

Da weder das Meldeverfahren nach FFH-RL noch die Bewertung nach LAWA-Richtlinie für alle in Frage kommenden Gewässer abgeschlossen sind, lässt sich noch nicht abschätzen, in wie vielen Seen die operative Überwachung und das FFH-Monitoring gemeinsam durchgeführt werden könnten.

6.4.1 Erstaufnahme der NATURA 2000-Seen

Die Erstaufnahme hat das Ziel, die notwendigen Informationen zu liefern, die für die Ausarbeitung des Managementplans notwendig sind.

Die zusammengestellte Datengrundlage muss eine Auswahl von repräsentativen und relevanten Probestellen ermöglichen, sodass der Untersuchungsaufwand für das Monitoring auf fundierte Weise reduziert werden kann. Ohne gründliche Erstaufnahme wird es kaum möglich sein, eine Auswahl von Probestellen schlüssig zu begründen.

Voraussichtlich werden die Mitgliedsstaaten der EU versuchen, den von der Berichtspflicht auferlegten Untersuchungsaufwand auf das Notwendige zu reduzieren. Es ist ebenfalls davon auszugehen, dass die Nachvollziehbarkeit der dafür angeführten Begründungen zu den Kriterien gehören wird, die die EU-Kommission bei der Prüfung der vorgelegten Berichte heranziehen wird. Die Erfahrungen, die beim Vorgang der Gebietsmeldung gesammelt wurden, zeigen, dass die Kommission durchaus gewillt ist, von ihrer Kontrollfunktion Gebrauch zu machen. Es ist deshalb dringend anzuraten, eine ausreichende Erstaufnahme durchzuführen, da davon die Fundiertheit der Folgeberichte abhängt.



Für NATURA 2000-Seen sind deshalb folgende Gebietseigenschaften festzustellen:

- Arten des Anhangs II: Arteninventar und Populationsgrößen, Lokalisierung der Vorkommen innerhalb des Gebiets, für Tierarten: Abgrenzung von unterschiedlichen Funktionsräumen
- Lebensräume des Anhangs I: Inventar, Lokalisierung der Vorkommen innerhalb des Gebiets, Abgrenzung von verschiedenen Ausprägungen (z.B. floristische Besonderheiten, Degradationsstadien)
- Da zur Bewertung des Erhaltungszustands auch Angaben zu Funktionen und Wiederherstellungsmöglichkeiten notwendig sind, müssen darüber hinaus Störungen, Beeinträchtigungen und Gefährdungsfaktoren dokumentiert werden.

6.4.1.1 Uferzonen

Im Uferbereich können Lebensräume des Anhangs I ausgebildet sein, die unabhängig vom Gewässer eigenständige Schutzziele der FFH-RL darstellen (z.B. 6430 „feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe“). Für die Lebensraumtypen des Anhangs I wurde von den schleswig-holsteinischen Fachbehörden ein umfangreiches und detailliertes Erfassungsschema entwickelt. Wenn die nach diesem Schema erhobenen Daten, den notwendigen Qualitätsstandards entsprechen, ist davon auszugehen, dass sie auch die noch nicht formulierten Ansprüche der WRRL an die Aufnahme der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ erfüllen werden.

Allerdings nehmen Lebensräume des Anhangs I in der Regel nur einen geringen Anteil der Ufervegetation ein.

Von naturfernen Uferzonen können Störungen ausgehen, die für den Erhaltungszustand der aquatischen Lebensräume und Arten entscheidend sind (z.B. Nähr-

stoffeinträge durch Beweidung). Zur Inventarisierung der Störfaktoren ist deshalb nicht nur eine Aufnahme der Lebensräume des Anhangs I, sondern auch der übrigen Biotoptypen notwendig.

In manchen NATURA 2000-Seen wurden einige Uferabschnitte aus der Meldung ausgeschlossen. Eine kritische Überprüfung der Gebietsgrenzen zeigt, dass es sich in einigen Fällen um Uferbereiche handelt, aus denen Beeinträchtigungen des Schutzgebiets ausgehen können (z.B. Westufer des Suhrer Sees). Zur Aufstellung eines sinnvollen Managementkonzeptes sind – ähnlich wie Art. 6(3) der FFH-RL es für die Genehmigung von Plänen und Projekten verlangt – alle Beeinträchtigungen zu erfassen, die auf das Schutzgebiet einwirken. Bezogen auf NATURA 2000-Seen bedeutet dieses, dass die gesamte Uferzone aufzunehmen ist, auch wenn sie nur partiell zum gemeldeten Gebiet gehört.

In Schleswig-Holstein wird im Rahmen des Seeprogramms eine Erfassung der Ufervegetation einschließlich des Erlengürtels und seiner Ersatzgesellschaften durchgeführt. Die Abgrenzung des Untersuchungsraums wird funktional durchgeführt, ohne Vorgaben von festen Grenzen. In ausgedehnten Niederungsgebieten (z.B. Hohner See) ist die Abgrenzung pragmatisch durchzuführen und nachvollziehbar begründen. Die gleiche Vorgehensweise wird für die Erstaufnahme der Uferzonen von FFH-Seen empfohlen.

Eine Einschränkung der Aufnahme auf die Grenzen der gemeldeten Gebiete würde in manchen Fällen nicht die benötigten Daten liefern und würde einen Rückfall hinter den bisherigen Standards des Seeprogramms bedeuten.



Erstaufnahme der Vegetation der Uferzonen

Zur Aufnahme der Uferlebensräume des Anhangs I wird empfohlen, das von den Fachbehörden entwickelte Erfassungsschema anzuwenden.

Darüber hinaus ist eine Aufnahme der Biotoptypen nach dem Vorbild des Seeprogramms zu empfehlen.

ser vollständig zu umrunden. Im Rahmen der parallel laufenden Kartierung der Ufervegetation wird an den zugänglichen Uferabschnitten auf Pflanzenfunden im Spülsaum geachtet. Diese erste Stufe der Erfassung ermöglicht eine Übersicht über das Arteninventar und eine Einteilung der submersen Vegetation in verschiedenen Ausprägungen. So können auch die vegetationskundlich wertvollsten Abschnitte des Sees abgegrenzt werden. Diese Vorgehensweise entspricht der Aufnahme der submersen Vegetation im Rahmen des Seekurzprogramms.

6.4.1.2 Aquatischer Bereich

Im Zuge der Erstaufnahme eines Sees müssen Daten erhoben werden, die einen Überblick über das Arteninventar und die Verteilung der verschiedenen Ausbildungen der submersen Vegetation (z.B. Faziesunterschiede zwischen geschützten und exponierten Uferabschnitten) erlauben.

Die Erfahrung zeigt, dass in großen Seen und in Seen, die in verschiedene Becken und Buchten gegliedert sind, Vegetationsaspekte ausgebildet sein können, die zu unterschiedlichen Lebensräumen des Anhangs I der FFH-RL zuzuordnen sind. In Seen, die vom Lebensraumtyp 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ geprägt werden, kann in stillen Buchten der Typ 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ ausgebildet sein (z.B. Südbucht des Suhrer Sees).

In Anlehnung an die Methoden, die im Rahmen des Seekurzprogramms und des Seeprogramms entwickelt wurde, wird folgende Vorgehensweise empfohlen:

- Die submersen Vegetation wird vom Boot aus mit Hilfe eines Sichtkastens und mit einer Teleskopharke stichprobenartig erfasst. Für die Aufnahme von NATURA 2000-Seen sind die Gewässer

- Auf der Grundlage der gewonnenen Ergebnisse wird zusätzlich in ausgewählten Transekten die Tiefenzonierung der Vegetation durch Tauchuntersuchungen ermittelt. Die Tauchtransekte stellen eine Stichprobe dar, in der die verschiedenen Standorttypen und Ausprägungen der Vegetation repräsentiert sein müssen. Gegebenenfalls kann es sinnvoll sein, Abschnitte im Umfeld von Störquellen (z.B. Einleitungen, Neophytenbeständen) und Zuflüssen zu berücksichtigen. In Seen mit hochgradig empfindlichen Lebensräumen und aspektreicher Vegetation wird bei der Erstaufnahme eine höhere Anzahl von Tauchtransekten als in Seen mit homogener Vegetation notwendig sein. Es ist deshalb wenig sinnvoll eine pauschale Zahl pro Uferlänge zu benennen, da diese im Einzelfall überschritten werden müsste bzw. in anderen Fällen ohne Informationsverlust auch unterschritten werden dürfte.

Diese Vorgehensweise entspricht der Aufnahme der submersen Vegetation im Rahmen des Seeprogramms.

- In Gewässern, in denen der Schutz einer Wasserpflanzenart des Anhangs II im Vordergrund steht, werden spezielle Untersuchungen der Populationsbiologie der Arten durchzuführen sein (vgl. Beitrag von HANSPACH über *Luronium natans* in FARTMANN et



al. 2001, S. 114ff.). Nach derzeitigem Wissenstand wird dieses in Schleswig-Holstein nur einen See betreffen, den Großensee bei Trittau, der die landesweit einzige bekannte Population von *Luronium natans* beherbergt. Für diesen See liegt bereits eine detaillierte Untersuchung von STUHR 1998 mit einer Vegetationsaufnahme des relevanten Froschkraut-Bestands vor.

6.4.2 Hinweise zum Monitoring

6.4.2.1 Uferzonen

Von Relevanz sind im Allgemeinen die Ausdehnung und die Dichte der Vegetation der Pufferzonen des Gewässers. Erfahrungsgemäß ist es sehr schwierig, im Gelände vom Land oder vom Boot aus, die Ausdehnung der amphibischen Vegetation (z.B. Röhrichte) exakt zu bestimmen.

Wenn Schwimmblattdecken dem Röhricht vorgelagert sind, lässt sich die Außen- grenze des Röhrichtes nicht dem Boot abfahren. Zur Ermittlung der Ausdehnung von der amphibischen Vegetation und von weiteren Verlandungsbeständen ist eine Auswertung von aktuellen Luftbildern am besten geeignet.

Es können nur Luftbilder verwendet werden, die zu einem Zeitpunkt aufgenommen wurden, zu dem die Schwimmblattpflanzen und die Röhrichte voll ausgebildet sind (in Norddeutschland im Zeitraum von Ende Mai bis Ende September). Die Luftbildaufnahmen der Landesvermessungsämter sind für diesen Zweck nicht geeignet, weil sie in der Regel im Zeitraum März / April vor dem Laubaustrieb der Bäume aufgenommen werden. In dieser Jahreszeit sind noch keine Schwimmblattpflanzen sichtbar. Auch die vollständige Ausdehnung der Röhrichte und ihre Artzusammensetzung ist schlecht erkennbar. Infrarot-Satellitenbilder sind prinzipiell geeignet. Um eine ausreichend aktuelle Datengrundlage zu bekommen, fallen allerdings hohe Kosten für die Anschaffung der teureren Aufnahmen im mindestens 6-jährigen Rhythmus an.

Eine preisgünstigere Alternative besteht im Chartern eines Sportflugzeugs, von dem aus zur geeigneten Jahreszeit die zu beschreibenden Gewässer aus geringer Höhe fotografiert werden. Mittlerweile lassen sich auch schräg aufgenommene Bilder mit Hilfe spezieller Software entzerren und georeferenzieren. Diese Methode wird zurzeit im Rahmen des F+E-Vorhabens „Halboffene Weidelandschaft auf dem Höltingbaum“ zu Monitoringzwecken erfolgreich eingesetzt. Exemplarisch wurde sie zur Dokumentation des Zustands von ausgewählten Röhrichtbeständen am Lancker See und am Kleinen Plöner See im Rahmen des Seeprogramms 2002 (KifL 2002) angewendet.

Die Auswertung von Luftbildern mit hoher Auflösung ist zum Monitoring von schlecht zugänglichen und empfindlichen Uferabschnitten wie Röhrichten besonders geeignet. Das Problem des Schilfrückgangs wird voraussichtlich aus der Sicht beider Richtlinien von großer Relevanz sein und ein gewässerspezifischer Kernpunkt des Monitorings von Stillgewässern sein.

Zum Monitoring spezieller Maßnahmen z.B. des Artenschutzes werden spezifische Vorgehensweisen notwendig sein, auf die hier nicht im Einzelnen eingegangen werden kann.



6.4.2.2 Aquatischer Bereich

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Erstaufnahme lassen sich Transekte auswählen, die zum Monitoring der für den See relevanten Fragestellungen geeignet sind. Die Frage nach der Anzahl der Transekte ist nicht pauschal zu beantworten. Sie hängt von der Diversität der Vegetationsausprägungen im See, von der Art der durchgeführten Maßnahmen und von den erwarteten Entwicklungen ab.

Da in FFH-Seen mit Lebensräumen des Anhangs I die submerse Vegetation im Mittelpunkt der Betrachtung steht, werden für das FFH-Monitoring voraussichtlich eine höhere Anzahl von Dauerflächen notwendig sein. Wie bereits unter Kap. 6.1.2 erläutert, wird es in der Regel

möglich sein, unter den Probestellen des FFH-Monitorings Transekte zu finden, die den Ansprüchen der Überwachung nach WRRL genügen.

Eine wesentliche Voraussetzung für eine gemeinsame Durchführung der Untersuchungsprogramme beider Richtlinie ist die Aufnahme von Daten, die für die Zwecke beider Richtlinien verwertbar sind. Wie in den Kap. 4 und 5 erläutert, schreiben WRRL und FFH-RL unterschiedliche Bewertungssysteme und unterschiedliche Differenzierungsgrade vor. Es ist deshalb besonders darauf zu achten, dass die erhobenen Daten nach beiden Systemen auswertbar sind. Das Problemfeld der Datenaufnahme wird aufgrund seines Umfangs gesondert im folgenden Kapitel 7 behandelt.



7 Datenaufnahme

Sowohl bei der Erstaufnahme und der anschließenden Überwachung gemäß WRRL als auch für den ersten Bericht und das Monitoring gemäß FFH-RL werden Daten zur aquatischen Vegetation erhoben. Von einer gemeinsamen Durchführung der Untersuchungsprogramme für beide Richtlinien sind Kostenersparnisse zu erwarten. Darüber hinaus sind Untersuchungen in Beständen seltener Pflanzen immer mit gewissen Störungen verbunden, sodass ein gemeinsames Monitoring für die Lebensgemeinschaft auch schonender wäre.

Eine gemeinsame Durchführung der beiden Untersuchungsprogramme setzt voraus, dass die erhobenen Daten eine ausreichende Aussagenschärfe aufweisen, um den Ansprüchen der Überwachungspflichten nach beiden Richtlinien zu genügen. Damit stellt sich unmittelbar die Frage nach den eingesetzten Erfassungsmethoden.

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat 1998 damit angefangen, Vorschläge zu Untersuchungsmethoden für die aquatische Vegetation auszuarbeiten. Ähnliche länderübergreifende Vorschläge liegen für das Monitoring von Arten des Anhangs II der FFH-RL vor (FARTMANN et al. 2001). Die im selben Band veröffentlichten Untersuchungen zu Lebensräumen des Anhangs I enthalten keine konkreten Vorschläge zu Erfassungsmethoden.

Im Rahmen der vorliegenden Studie sind im Sommer 2002 drei nach FFH-RL als Schutzgebiete gemeldete Seen untersucht worden. Dabei wurde die von der LAWA vorgeschlagene Aufnahmemethode für Makrophyten auf ihre Eignung für ein Monitoring in FFH-Gebieten geprüft.

7.1 Anforderungen an die Datengrundlage für Monitoringprogramme

Die wesentliche Aufgabe eines Monitoringprogramms liegt im Aufzeigen von Veränderungen eines Sachverhaltes (hier der submersen Vegetation) in Laufe der

Zeit. Als Grundannahme gilt, dass die Zusammensetzung der Vegetation ökologisch relevante Entwicklungen im Gewässer widerspiegelt.

Im speziellen Fall des Monitorings gemäß FFH-RL bzw. der Überwachung gemäß WRRL sollen die Auswirkungen von durchgeführten Managementplänen dokumentiert werden. Dieses setzt voraus, dass die Qualität der Daten ausreichend ist, um solche Entwicklungen adäquat erfassen.

Um dieses Ziel zu erreichen, müssen die Aufnahmemethoden folgende Kriterien erfüllen:

- **Reproduzierbarkeit der Ergebnisse**
Die Aufnahmeergebnisse müssen mit einer ausreichenden Zuverlässigkeit reproduzierbar sein. Andernfalls können bei der Auswertung der Ergebnisse methodenbedingte Unschärfen von ökologisch relevanten Trends nicht unterschieden werden. Hierzu gehört eine möglichst geringe Empfindlichkeit gegenüber störenden Randbedingungen wie z.B. wechselnde Lichtverhältnisse.
- **Genauigkeit der Ergebnisse**
Wie bereits erläutert, kommt dem Monitoring der Makrophyten in beiden Richtlinien eine unterschiedlich hohe Bedeutung zu.



Aufgrund des Schwerpunkts der FFH-RL auf dem Arten- und Lebensraum-schutz werden über de Aspekt der Wasserqualität hinaus u.U. auch die Auswirkungen von speziellen Fördermaßnahmen für bestimmte Arten und Pflanzengesellschaften zu dokumentieren sein. Die Ansprüche an die Genauigkeit der Datengrundlage sind deshalb aus FFH-Sicht höher als aus WRRL-Sicht.

Ebenso wie im Zusammenhang mit der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse betont, dürfen methodenbedingte Unschärfen bei der Aufnahme nicht das Erkennen von ökologisch relevanten Trends verhindern.

- **Unversehrtheit der Aufnahmefläche und Naturschutzverträglichkeit**

Die Aufnahmemethode darf keine untersuchungsbedingten Veränderungen der Dauerfläche auslösen, die zu einer abweichenden Vegetationsentwicklung auf der Dauerfläche führen würden. Die Fläche könnte andernfalls für die Fragestellung wertlos werden. Manche FFH-Gebiete werden zur Erhaltung und Förderung von Kleinbeständen von europaweit hochgradig gefährdeten Arten ausgewiesen. Die Untersuchungen müssen deshalb so schonend wie möglich durchgeführt werden.

- **Management des Untersuchungsprogramms**

Über die genannten Aspekte hinaus müssen die Untersuchungsmethoden auch bei suboptimaler Witterung zuverlässig einsetzbar sein.

In Schleswig-Holstein gehören 65 Seen unterschiedlicher Größe zum reduzierten Netz. Aus phänologischen Gründen steht eine Zeitspanne von ca. 60 Tagen (Mitte Juni bis spätestens Mitte August) für die Durchführung von Makrophytenkartierungen zur Verfügung. Außerhalb dieses Zeitraums sind zwar übersichtsmäßige Kartierungen, jedoch keine Detailauf-

nahmen möglich. Diese Spanne muss auch bei ungünstigen Witterungsverhältnissen (z.B. bei Wind bis zur Stärke 4 bis 5) genutzt werden. Andernfalls ist ein wirtschaftlich sinnvolles Personal- und Untersuchungsmanagement kaum möglich. Dieser Aspekt ist für das küstennahe Schleswig-Holstein von vorrangiger Bedeutung.

7.2 Erfassung der aquatischen Makrophyten nach LAWA-Methode

Aufgrund des zu hohen Aufwands für eine flächendeckende Aufnahme der submersen Vegetation wird in Seen eine Transektkartierung durchgeführt. Es soll zwar versucht werden, die Vielfalt der Pflanzengesellschaften im Gewässer zu erfassen, allerdings wird empfohlen, pro See einen repräsentativen Abschnitt aufzunehmen (ATV-DVWK 2001).

Bei der Aufnahme wird ein 20 bis 30 m breiter Uferabschnitt mit homogener Vegetation, von der Wasserlinie bis zur unteren Grenze der Makrophytenbesiedlung untersucht.

Die Aufnahme erfolgt mit Einsatz von Sichtkasten und Rechen (beidseitiger Rechen nach DEPPE & LATHROP 1992). Es werden ein Boot, eine Wathosen und ggf. eine Schnorchelausrüstung benötigt. Tauchuntersuchungen sind nicht vorgesehen.

Entsprechend der von MELZER et al. (1986) entwickelten Methode werden 4 Tiefenstufen unterschieden:

0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze

In jeder Tiefenstufe werden die Mengen der vorkommenden Arten anhand einer 5 stufigen Skala geschätzt:

1: sehr selten, 2: selten, 3: verbreitet, 4: häufig, 5: sehr häufig bis massenhaft (KÖHLER 1978).

Von schwer bestimmbar Arten werden zur Bestimmung Proben entnommen.

Zusätzlich zur Vegetation werden weitere relevante Standortparameter wie Substra-



te, Exposition, Uferbewuchs, Nutzung der angrenzenden Flächen und Störungen festgehalten.

Das Ufer wird im Transektbereich vom Boot aus fotografiert und die Lage der Aufnahme­fläche kartografisch festgehalten. Hierfür werden topografische Karten im Maßstab 1:25.000 bzw. 1:50.000 verwendet.

7.3 Untersuchungsprogramm im Sommer 2002

Im Rahmen der vorliegenden Studie sind im Sommer 2002 der Dieksee, der Suhrer See und der Schöhsee untersucht worden. Die drei Seen gehören zum Gebiet von Gemeinschaftlicher Bedeutung DE 1828-301.

Die Arbeiten sind mit dem Ziel durchgeführt worden, zur Klärung folgender Fragen beizutragen:

- Reicht ein Transekt aus, um die Vegetation eines Sees zu charakterisieren?
- Welche Voruntersuchungen sind notwendig, um einen tatsächlich repräsentativen Uferabschnitt auszuwählen?
- Wie ist die Wiederholbarkeit der Aufnahmeergebnisse nach LAWA-Methode einzuschätzen?
- Welchen Einfluss üben die Witterungsverhältnisse auf die Qualität der Aufnahmeergebnisse nach LAWA-Methode aus?
- Reicht die Genauigkeit der Aufnahmeergebnisse nach LAWA-Methode aus, um auswertbare Daten für ein Monitoring zu ermitteln?
- Wie lässt sich ggf. die vorgeschlagene Methode optimieren?

7.3.1 Schöhsee

Untersuchungen im Schöhsee wurden mit folgenden Zielen durchgeführt:

- Erfassung der Variabilität der Vegetationsausprägung an verschiedenen Standorten im See:

- Konsequenzen für die Zuordnung des Sees zu Lebensräumen des Anhangs I der FFH-Richtlinie
- Konsequenzen für die Auswahl einer repräsentativen Probenahmestelle
- Anzahl der benötigten Probestellen, um FFH-relevante Fragestellungen im Rahmen des Monitorings adäquat zu behandeln
- Prüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse einer Transektaufnahme mit dem Tauchgerät: Vergleich der Ergebnisse von STUHR 2001 und KIFL 2002
- Vergleich der Ergebnisse der Tauchuntersuchungen 2001 und 2002 mit den Ergebnissen der Beprobung 2002 nach LAWA-Methode



7.3.2 Suhrer See

Im Vordergrund stand die Prüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse der Transektaufnahme mit 2 verschiedenen Methoden.

2 Transekte sind 2001 im Rahmen eines Forschungsprojektes der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“ von Dipl. Biol. D. Stelzer (Limnologische Station der Technischen Universität München) mit Hilfe der LAWA-Methode beprobt worden.

An diesen beiden Transekten wurde 2002 die submerse Vegetation im Rahmen der vorliegenden Studie durch Tauchen untersucht. Darüber hinaus wurde an 2 Terminen mit unterschiedlichen Wetterverhältnissen eine Beprobung nach LAWA-Methode durchgeführt, um den Einfluss der Sichtverhältnisse auf die Ergebnisse zu prüfen.

Die Auswertung der Ergebnisse wurde durch die Unterstützung von Frau Stelzer möglich, die freundlicherweise ihre Ergebnisse vom Vorjahr zur Verfügung stellte.

7.3.3 Dieksee

Im Unterschied zum Schöhsee und zum Suhrer See, die eine hervorragend ausgebildete submerse Vegetation bis in Tiefen von bis zu 7 m beherbergen, gehört der eutrophe Dieksee zu den Gewässern mit schwach entwickelten Makrophytenbeständen. Das Hauptziel der Untersuchungen war die Prüfung der Wiederholbarkeit der Ergebnisse bei der Aufnahme von Transekten mit schütterer Pflanzendecke.

- An 11 ausgewählten Transekten wurde 2002 die submerse Vegetation im Rahmen der vorliegenden Studie mit Tauchgerät untersucht. Transektbreite, Schätzskala und Tiefenstufen folgten den Vorgaben der LAWA-Methode.
- An drei Transekten wurde an jeweils 2 Terminen mit unterschiedlichen Wetterverhältnissen eine Rechenbeprobung nach LAWA-Methode durchgeführt, um den Einfluss der

Sichtverhältnisse auf die Ergebnisse zu prüfen.

- Für diese drei Transekte wurden die Ergebnisse der Tauchuntersuchung und der beiden LAWA-Beprobungen miteinander verglichen.

Um den vorliegenden Text nicht übermäßig mit Details zu befrachten, werden die einzelnen Untersuchungsergebnisse und ihre detaillierte Auswertung in den Anhängen A (Schöhsee), B (Suhrer See) und C (Dieksee) vorgestellt.

Über die am Schöhsee, Suhrer See und Dieksee durchgeführten Untersuchungen hinaus werden auch die Ergebnisse der Kartierungen des Lanker Sees und des Kleinen Plöner Sees berücksichtigt, die im Rahmen des Seeprogramms 2002 parallel untersucht worden sind. Zusätzlich sind eigene Erfahrungen mit der Kartierung von Seen seit 1994 eingeflossen.

Im Folgenden wird auf die Punkte eingegangen, die im Hinblick auf die Anforderungen an die Aufnahmemethodik von überregionaler Bedeutung sein könnten.



7.4 Ergebnisse der Methodenprüfung

7.4.1 Auswahl von repräsentativen Transekten für die Überwachung nach WRRL

Im Schöhsee wurde der Versuch unternommen, ohne Berücksichtigung der Vegetationsbeschreibung von STUHR 2001 anhand des Tiefenplans, eines aktuellen Luftbilds, der Exposition und des Uferverlaufs einen Standort auszuwählen, an dem der „Durchschnittsaspekt“ der submersen Vegetation ausgebildet sein könnte. Damit sollte geprüft werden, ob eine repräsentative Probestelle ohne Detailkartierung der Vegetation nur aus der Erfahrung mit solchen Untersuchungen heraus gewählt werden kann (vgl. Anhang A, S. 19).

Artenspektrum

Bei der Untersuchung (vgl. Anhang A, Transekt 4, S. 13-14) stellte sich heraus, dass der Transekt hinsichtlich seines Artenspektrums einen Übergangsaspekt zwischen der Vegetation der windgeschützten und exponierten Ufer repräsentiert. Die Vorgabe, einen Standort mit einem „Durchschnittsaspekt“ der Vegetation zu finden, wurde somit erfüllt.

Ein weiterer Transekt (vgl. Anhang A, Transekt 2, S. 7-8) wurde gewählt um einen wenig exponierten Vegetationsaspekt zu dokumentieren, was problemlos gelang. Das Vorkommen von exponierten und geschützten Vegetationsaspekten lässt sich sehr gut prognostizieren.

Wenn sich ein See wie der Lanker See bei Preetz (KIFL 2002) aus einzelnen Buchten zusammensetzt, ist eine *ad hoc* Prognose der Artenzusammensetzung ohne Voruntersuchungen nicht möglich. Dieses gilt erst recht für stark gegliederte Seen von großer Ausdehnung wie den Schaalsee. Dort weist die Vegetation der einzelnen Buchten individuelle Züge auf (GRUBE 1991).

maximale Eindringtiefe

Die maximale Eindringtiefe der Makrophyten entsprach im Transekt 4 / Schöhsee dem Wert, der in den anderen Uferabschnitten festgestellt wurde. Da die maximale Eindringtiefe der Makrophyten im Schöhsee sehr wenig schwankt, ist dieses nicht unbedingt darauf zurückzuführen, dass ein besonders geeigneter Standort gewählt wurde, sondern darauf, dass die Variabilität im Gewässer insgesamt gering ist.

Im Dieksee (vgl. Anhang C, Transekte 1 bis 11) schwankt die Eindringtiefe der submersen Vegetation im gesamten See unabhängig von der Exposition um über 1 m. Erst nach der Auswertung der Daten stellte sich heraus, dass sie im östlichen Teil des Sees am größten ist. Dieses war anhand der morphologischen Parameter nicht vorauszusehen.

Fazit

Auch nach langjähriger Erfahrung mit der Erfassung von Makrophyten in Seen ist eine zuverlässige Prognose der Vegetation in verschiedenen Seeabschnitten nicht immer möglich. Eine begründete Aussage über die Repräsentativität einer Probestelle für das gesamte Gewässer setzt in der Regel voraus, dass die submerse Vegetation eines Sees zumindest übersichtsmäßig bekannt ist.



In Schleswig-Holstein bieten die vegetationskundlichen Untersuchungen im Rahmen der Seekurzberichte und Seeberichte, so wie sie in den letzten Jahren durchgeführt werden, eine geeignete Grundlage zur Auswahl von Probestellen.

7.4.2 Anzahl der Transekte

Die Forderung, die Vielfalt der Pflanzengesellschaften in einem See zu erfassen und mit der Aufnahme eines einzigen Transektes zu dokumentieren (ATV-DVWK 2001, S. 268) ist in den polygenetischen Seen der norddeutschen Jungmoränenlandschaft häufig nicht zu erfüllen.



Auch wenn nicht alle Seen eine stark gegliederte Uferlinie besitzen wie der Lanker See, lassen sich in den meisten Gewässern mindestens zwei charakteristische Vegetationsausprägungen differenzieren (Brandungsufer und windgeschütztes Ufer).

Im Einzelfall kann allerdings eine Probe-stelle ausreichend sein. Dieses trifft z.B. für den Schöhsee zu, in dem abgesehen von wenigen Abschnitten die Eindringtiefe der Makrophyten und die Zonierung weitgehend einheitlich sind (vgl. Anhang A, S. 19).

Mit zunehmender Seefläche und in Seen, die von Zuflüssen stark beeinflusst werden (z.B. Schwentine-Seen) können weitere Probestellen sinnvoll sein. Die Anzahl und die Lage der benötigten Probestellen für das Überwachungsprogramm sollte pragmatisch festgelegt werden, in Abhängigkeit von den für den See relevanten Fragestellungen.



Fazit

Nach eigener Einschätzung sind in den meisten Seen mittlerer Größe (ca. 50 bis 500 ha) mindestens 2 Transekte erforderlich, um einen für die Zwecke der WRRL ausreichenden Überblick über die submerse Vegetation zu vermitteln.

Spezifische Anforderungen der FFH-RL

Die Untersuchungen im Suhrer See und im Schöhsee belegen, dass aus der Sicht der FFH-RL nicht nur repräsentative Aspekte der Vegetation, sondern auch die Besonderheiten des Gewässers von Relevanz sind.

Das Vorkommen des Strandlings (*Littorella uniflora*) im Schöhsee (vgl. Anhang A, Transekt 1, S. 3-4) in einem basenreichen See stellt in Schleswig-Holstein eine einmalige Ausprägung des Lebensraums

3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ dar, die in der kontinentalen biogeografischen Region erst in Polen verbreitet auftritt. Für die Erhaltung der Biodiversität kommt diesem Vorkommen eine sehr hohe Bedeutung zu.

Ebenfalls von hoher Relevanz ist die Ausbreitung des invasiven Neophyts Nutall's Wasserpest (*Elodea nutallii*), die eine erhebliche Gefährdung von konkurrenzschwachen Arten der Lebensgemeinschaft bedeuten kann (vgl. Anhang A, Transekt 3, S. 9-10).

Im Suhrer See wurde im Bereich eines vor zwei Jahren durch Baumaßnahmen stark gestörten Uferabschnitts ein deutlich verarmtes Artenspektrum, allerdings bislang ohne erkennbaren Einfluss auf die Eindringtiefe der Makrophyten festgestellt (vgl. Anhang B, Transekt 3, S. 16-17). Ein Monitoring in diesem Bereich würde wertvolle Informationen darüber liefern, ob der See in der Lage sein wird, sich nach diesem Eingriff zu regenerieren, und ob eine Restriktion der aktuellen Seenutzungen angebracht ist.

Diese Beispiele zeigen, dass die Zielsetzungen der Untersuchungsprogramme nach WRRL und FFH-RL nicht deckungsgleich sein müssen.

Das Monitoring der Standlingpopulation und des Wasserpestbestands sind aus der Sicht der FFH-Richtlinie von vorrangiger Bedeutung. Hinsichtlich der Fragestellung der WRRL handelt es sich dagegen um untergeordnete Aspekte, die nach bisherigem Kenntnisstand keine Rückschlüsse auf die Entwicklung der Wasserqualität ermöglichen.



Fazit

Da auch aus der Sicht des FFH-Monitorings die Langzeiterfassung der dominanten Aspekte der submersen Vegetation von Relevanz ist, wird in der Regel mindestens ein Transekt des FFH-



Programms für die Zwecke der WRRL-Überwachung geeignet sein.

Es ist davon auszugehen, dass beide Untersuchungsprogramme gemeinsam durchgeführt werden können, wobei die Probestelle(n) für die WRRL Bestandteil des umfangreicheren FFH-Programms sein wird (werden).

7.4.3 Transektgröße, Tiefenstufen Schätzskala

Transektgröße

Die vorgegebene Transektbreite von 20 bis 30 m hat sich als geeignet erwiesen. Bei Wiederholungsaufnahmen muss allerdings für eine gegebene Probestelle innerhalb der Spanne 20-30 m immer die gleiche Transektbreite eingehalten werden, da die Ergebnisse ansonsten nicht vergleichbar wären.

Schmalere Transekte könnten von wenigen Pflanzenklonen beherrscht werden und ein falsches Bild der Vegetation im gewählten Uferabschnitt vermitteln. In Seen mit sehr schütterer Vegetation könnte ein schmaler Transekt weitgehend pflanzenleer sein.

Breitere Transekte würden dagegen den Zeitaufwand für die Aufnahme erhöhen. Es ist auch zu erwarten, dass die Schätzung der Mengen der einzelnen Arten mit der Größe der Aufnahmefläche zunehmend unsicher wird. Insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen ergibt sich die Gesamtschätzung aus der Summe der punktuellen Eindrücke, die durch den Sichtkasten, beim Schnorchel oder aus den Greifproben gewonnen werden. Die Festlegung des Gesamtwerts für eine Art verlangt in artenreichen Beständen eine zunehmend hohe Konzentrationsleistung ab.



Fazit

Die vorgeschlagene Transektbreite von 20 bis 30 m hat sich als geeignet erwiesen.



Tiefenstufen

Entsprechend der von MELZER et al. (1986) entwickelten Methode werden 4 Tiefenstufen unterschieden (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze). Diese Einteilung hat sich in der Praxis weitgehend bewährt.

Auf dem ersten Blick mag das Zusammenfassen der Stufen 2-3 m und 3-4 m unbefriedigend erscheinen, insbesondere, da in vielen eutrophen Seen die untere Grenze der Vegetation bei 2,8 bis 3 m liegt. Diese Information wird aber durch die Angabe der unteren Vegetationsgrenze vermittelt. Für Seen, in denen die Vegetation tiefer als 4 m vordringt, ist eine feinere Aufteilung der Stufe 2-4 m nicht notwendig, da viele Arten ohnehin bis mindestens 4 m vertreten sind.

Aus denselben Gründen ist eine feinere Aufteilung der Stufe unter 4 m für die Überwachungszwecke der WRRL nicht zwingend notwendig, da auch hier die Angabe der unteren Vegetationsgrenze diese potenziell sehr weite Spanne begrenzt. Es ist ohnehin davon auszugehen, dass Seen mit einer Vegetationsgrenze weit unter 4 m sich in einem mindestens guten Zustand befinden. Diese Information wird wahrscheinlich für die Gewässerüberwachung nach WRRL ausreichend sein.

Aus der Sicht des Monitorings nach FFH-RL ist für oligo- bis mesotrophe Seen eine feinere Unterteilung der Stufe unter 4 m notwendig. Unterhalb von 4 m können in Seen des Typs 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ zwei weitere Vegetationsgürtel ausgebildet sein (Nitellopsidetum obtusae und Nitello-Vaucherietum dichotomae, vgl. Teil II, Kap. 2.3.1).

Das Vorkommen der vollständigen Zonierung ist für die Abgrenzung der Stufe „herorragender Erhaltungszustand“ von großer Relevanz.

In gemeinsamen Untersuchungsprogrammen für WRRL und FFH-RL wird deshalb vorgeschlagen, den Bereich unter 4 m in

2 m-Tiefenstufen (4-6 m, 6-8 m usw. bis zur Untergrenze der Vegetation) aufzuteilen. Der zusätzliche Aufwand ist gering, da nur sehr wenige Seen diese Qualität erreichen. Ab 5 m nimmt die Artenzahl stark ab, sodass die Aufnahmedauer nicht übermäßig steigt.

Wenn ein Transekt Bestandteil der Untersuchungsprogramme beider Richtlinien ist, können für die Auswertung nach den Vorgaben der WRRL die Ergebnisse für die Stufe unter 4 m zusammengefasst werden. Die erhobenen Daten bleiben somit für beide Programme auswertbar.



Fazit

Für die Überwachungszwecke der WRRL ist die vorgeschlagene Einteilung der Tiefenstufen ausreichend.

Für das FFH-Monitoring von oligo- bis mesotrophen Seen ist eine weitere Unterteilung des Tiefenbereichs unter 4 m in 2 m-Stufen bis zur Untergrenze der Vegetation erforderlich.

Für die Auswertung von Monitoringdaten kann es von Bedeutung sein, das Verhalten von besonderen Indikatorarten zu verfolgen. Die maximale Eindringtiefe der einzelnen Arten ist ein sehr wertvoller Hinweis auf den Zustand der Pflanzengemeinschaft.

Die bloße Angabe der Tiefenstufe mag für eine übersichtsmäßige Beschreibung der Vegetation ausreichend sein. Es darf allerdings nicht vergessen werden, dass die **Erstaufnahme in einer monitoringfähigen Form** geschehen muss, da ansonsten eine **zusätzliche Null-Aufnahme** erforderlich ist, um auswertbares Material zu bekommen.

Aus ökologischer Sicht ist es von Relevanz, ob eine Art wie *Potamogeton gramineus* (Grasblättriges Laichkraut) in der Stufe 2-4 m bei der Erstaufnahme vor Beginn der Entwicklungsmaßnahmen bis 2,4 m vorkam und 6 Jahre später bis



3,8 m vordringt. Die maximale Eindringtiefe der einzelnen Arten stellt deshalb eine wertvolle Ergänzung zu den Mengenschätzungen pro Tiefenstufe dar.

In den Transektaufnahmen im Rahmen des Seeprogramms und der vorliegenden Studie wurde das tiefste Vorkommen aller vorkommenden Arten zusätzlich notiert (vgl. Transektbeschreibungen in den Anhängen A, B und C). Die Angabe erfolgt in Meter, einstellig hinter dem Komma.

Um zuverlässige Angaben zu ermitteln, ist eine Transektaufnahme durch Presslufttauchen notwendig, was bislang aus Kostengründen von der LAWA-Arbeitsgruppe GB-1.5 abgelehnt wird (ATV-DVWK 2001). Es wurde eine Methode gewählt, die eine **übersichtsmäßige Beschreibung der Makrophyten** ermöglicht.

Nach Ansicht der Verfasserin wurde die **Monitoringfähigkeit des Aufnahmematerials** bei der Festlegung der Aufnahmemethode nicht ausreichend berücksichtigt. Um dieses zu erreichen, sollte die vorgeschlagene Aufnahmemethode in einigen Punkten modifiziert werden.



Fazit

Zusätzlich zur Angabe des Pflanzenvorkommens nach Tiefenstufen ist es sinnvoll, die maximale Eindringtiefe der einzelnen Arten aufzunehmen. Diese Angabe erhöht die Auswertbarkeit der Daten wesentlich und sollte zumindest im Rahmen des FFH-Monitorings aufgenommen werden.

Schätzskala

In jeder Tiefenstufe werden die Mengen der vorkommenden Arten anhand einer 5-stufigen Skala geschätzt (1: sehr selten, 2: selten, 3: verbreitet, 4: häufig, 5: sehr häufig bis massenhaft) (KÖHLER 1978). Diese Schätzskala hat sich der Praxis der Gewässerkartierung bewährt. Manche Autoren verwenden feinere Skalen (vgl. ATV-DVWK 2001, S. 159ff.). Es darf aller-

dings nicht außer Acht gelassen werden, dass für Vegetationsaufnahmen unter Wasser, insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen, nicht dieselbe Schätzgenauigkeit erzielt werden kann wie im terrestrischen Bereich, wo die gesamte Aufnahmefläche leicht überblickt werden kann. Vor diesem Hintergrund entspricht eine 5-stufige Skala der Genauigkeit, die bei der Aufnahme eines 30 m breiten submerse Transektes bei einem vertretbaren Zeitaufwand realistisch geleistet werden kann.

Soziabilität und Vitalität

Mit der Methode von KÖHLER 1978, bei der die absolute Menge der Pflanzen geschätzt wird, erreichen Arten, die gehäuft an einer einzigen Stelle auftreten, dieselbe Stufe wie Arten, die in geringen Mengen gleichmäßig über die gesamte Flächen verteilt sind.

Einige Arten wie schmalblättrige Laichkräuter sind eher diffus auf der Aufnahmefläche verbreitet. Andere treten dagegen punktuell in größeren Mengen auf und fehlen auf der übrigen Untersuchungsfläche. Insbesondere breitblättrige Laichkräuter neigen dazu, große und scharf abgegrenzte Sprosskolonien zu bilden. Kommen solche Sprosskolonien am Rand der Aufnahmefläche vor, können bei der Wiederholungsaufnahme große Abweichungen der festgestellten Pflanzenmengen eintreten, wenn die Aufnahmefläche nicht absolut identisch abgegrenzt wurde. Andererseits können Abweichungen der Pflanzenmengen darauf zurückzuführen sein, dass z.B. Arten tatsächlich neu aufgetreten oder vollständig verschwunden sind. Das Fehlen bzw. Neuaufreten von gleichmäßig verteilten Arten in einer Wiederholungsaufnahme deutet darauf hin, dass eine ökologisch relevante Entwicklung stattgefunden hat. Bei lokal gehäuft auftretenden Pflanzen könnte es aber auch sich um eine abweichende Abgrenzung der Untersuchungsfläche oder nur um das Absterben einer einzelnen Sprosskolonie handeln. Angaben zu Verteilungsmustern der Pflanzen erleichtern deshalb die Auswertbarkeit der Daten.



Mit Hilfe der sog. **Soziabilität** der einzelnen Arten kann das Verteilungsmuster der Pflanzen auf der Aufnahme­fläche charakterisiert werden. Die von der LAWA vorgeschlagene Aufnahmemethode für Fließgewässer unterscheidet folgende Stufen der Soziabilität (SCHNEIDER 2000):

- | | |
|-----|----------------------|
| I | verstreut |
| II | horstweise |
| III | kleine Flecken |
| IV | ausgedehnten Flecken |
| V | große Herden bildend |
| VI | Bänder bildend |

Die ersten fünf Stufen sind für Stillgewässer unmittelbar übertragbar. Die Stufe VI ist nur in Fließgewässern von Relevanz.

Über das bloße Sammeln von Daten hinaus sollte es in erster Linie darum gehen, die dokumentierten Trends zu erklären. Für die Auswertung von Monitoringdaten sind Informationen über den Zustand der Pflanzenbestände von großer Relevanz. Angaben zur **Vitalität** der Bestände sind bislang nur für Fließgewässer vorgesehen. Nach SCHNEIDER 2000 werden 4 Stufen der Vitalität unterschieden:

- ÿ „sehr gut entwickelt“
- β „gut entwickelt“
- o „mäßig entwickelt“
- oo „schlecht entwickelt“

Es wird empfohlen, die Vitalität der Bestände auch in Seen zu erfassen.

Zuverlässige Angabe des Verteilungsmusters und der Vitalität der Pflanzen sind allerdings nur möglich, wenn ein direkter optischer Eindruck der Aufnahme­fläche gewonnen werden kann. Bei guten Sichtverhältnissen ist dieses durch den Sichtkasten möglich. Wenn bei starker Trübung oder in tieferem Wasser mit dem Rechen „blind“ beprobt werden muss, können keine zuverlässigen Angaben zur Soziabilität und zur Vitalität gemacht werden. Dieses ist wahrscheinlich der Grund, weshalb diese für die Auswertung von Monitoringdaten sehr wichtige Parameter für Seen nicht berücksichtigt werden. Wenn der Transekt durch Tauchen aufgenommen wird, ist der zusätzliche Aufwand zur Feststellung der Soziabilität und der

Vitalität gering, da es sich um Informationen handelt, die während des Tauchgangs ohnehin wahrgenommen und intuitiv bei der Mengenschätzung berücksichtigt werden. Wenn sie festgehalten werden, geben sie wertvolle Hinweise für die Auswertung der Daten.



Fazit

Zusätzlich zur Mengenschätzung sollte – ähnlich wie bei der Aufnahme der Makrophyten in Fließgewässern – auch in Seen die Soziabilität der Arten und die Vitalität der Bestände angegeben werden. Diese Angaben erhöhen die Auswertbarkeit der Daten wesentlich und sollte zumindest im Rahmen des FFH-Monitorings aufgenommen werden.

Eine Aufnahme dieser Parameter ist allerdings nur bei Tauchuntersuchungen möglich.

Spezielle Aufnahmemethoden für Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie

Für Arten des Anhangs II werden im Rahmen des FFH-Monitorings deutlich genauere Untersuchungen notwendig sein. FARTMANN et al. 2001 geben einen Einblick in Untersuchungsprogramme zur Erfassung der Populationsdynamik von Pflanzenarten des Anhangs II (vgl. ebd., Beitrag HANSPACH, S. 114-119 zu *Luronium natans*, Froschkraut). Sinnvoll sind u.a. Zählungen der Pflanzenindividuen und der Reproduktionsorgane.

Solche Untersuchungen sind aus der Sicht der WRRL von untergeordneter Bedeutung und werden als besondere Aufgabe des FFH-Monitoring durchzuführen sein.

In Schleswig-Holstein kommt nur eine Wasserpflanzenart des Anhangs II in Seen vor. Landesweit ist nach derzeitigem Wissenstand ein einziger *Luronium natans*-Bestand im noch nicht gemeldeten Großensee bei Trittau ausgebildet.



7.4.4 Lokalisierung des Transektes

Die Lage des Transektes muss exakt festgehalten werden, damit gewährleistet werden kann, dass im Rahmen des Monitorings immer dieselbe Fläche untersucht wird.

Die eindeutige Wiederfindung der Aufnahme­fläche setzt eine korrekte Positionsbestimmung voraus. Im Gewässerbereich ist es aufgrund der starken Standortdynamik häufig nicht möglich, dauerhafte Markierungen anzubringen.

Die übliche 6-stellige Angabe der Rechts- und Hochwerte erfolgt im Nachhinein anhand von topografischen Karten. Selbst wenn der Aufnahmepunkt absolut koordinatentreu in die Karte eingetragen wird, übersteigt der Fehler bei der Positionsangabe die Breite des Transektes (30 m). Bei der Lokalisierung im Gelände für die Wiederholungsaufnahme findet erneut ein Fehler bei der Positionsschätzung statt. Diese Art der Positionsangabe ist somit zur Wiederfindung eines 30 m breiten Uferstreifens ungeeignet.

Sie kann nur ausreichen, wenn im Mittelpunkt des Streifens ein eindeutiger Erkennungspunkt als Orientierung vorhanden ist. In diesem Fall ist ein Foto hilfreicher als Hoch- und Rechtswerte. Der 2001 im Schöhsee aufgenommene Transekt (STUHR 2001) konnte eindeutig anhand des im Bericht beigefügten Fotos lokalisiert werden.

Im Suhrer See sind 2001 2 Transekte im Rahmen eines Forschungsprojektes der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“ von Frau Dipl. Biol. D. Stelzer (Limnologische Station der Technischen Universität München) aufgenommen worden.

In einem Fall konnte die Probefläche mit Hilfe eines Fotos leicht gefunden werden (Transekt 1, Badestelle in Niederkleevez, vgl. Anhang B, S. 27).

Für den zweiten Transekt (Nordufer) stand kein Foto zur Verfügung, sondern nur eine

Eintragung auf einer Skizze des Tiefenplans. Wahrscheinlich wäre ein Foto ohnehin wenig hilfreich gewesen, da das Nordufer des Sees keine markanten Punkte aufweist und über mehrere 100 m mit einem Röhrichtsaum vor einem Erlengürtel bewachsen ist. Bei der Wiederholungsaufnahme des Transektes 2 traten auch in der Flachwasserzone, die vergleichsweise einfach zu beproben ist, deutliche Abweichungen des Arteninventars und der Pflanzenmengen auf (s. Anhang B, S. 32ff) auf. Es ist wahrscheinlich, dass 2002 ein zwar benachbarter, jedoch anderer Standort als 2001 aufgenommen wurde.

Wenn Probestellen für ein Monitoring ausgewählt werden, sollte ihre Lage mit Hilfe von genauen Koordinaten angegeben werden. Mit Hilfe eines GPS ist dieses mittlerweile im Meterbereich möglich. Die marktüblichen Geräte haben mittlerweile auch in den unteren Preisklassen einen Vertrauensbereich von 3 m.

Die Position z.B. des linken, oberen Eckpunktes des Transekts (in Blickrichtung vom Wasser zum Ufer) kann mit einer Genauigkeit von +/- 3 m ermittelt werden. Bei der Wiederholungsaufnahme kann mit Hilfe der Navigationfunktionen des Geräts der gemessene Eckpunkt angesteuert werden. Die anschließende Abgrenzung des dazugehörigen 30 m breiten Streifen bereitet keine Schwierigkeiten.



Die Position eines definierten Eckpunktes des Transekts ist mit Hilfe eines GPS zu bestimmen. Bei der Wiederholungsaufnahme kann mit Hilfe der Navigationfunktionen des Geräts dieser Eckpunkt exakt (+/- 3m) angesteuert werden.

7.4.5 Zeitpunkt der Aufnahme

Im Rahmen des Monitorings müssen die einzelnen Aufnahmetermine für ein Gewässer in einem Zeitraum liegen, in dem sich die Vegetation in einem vergleichbaren phänologischen Zustand befindet.



Im Falle der Suhrer See führte die Entwicklung von großen Beständen von *Najas marina* (Großes Nixkraut) im Spätsommer zu einem Wechsel der Dominanzverhältnisse im Transekt 2 (vgl. Anhang B, S. 32).

Solche Sachverhalte sind bei der Auswertung der Daten zu berücksichtigen. Aufgrund der aufnahmebedingten Ungenauigkeiten ist es jedoch anzuraten, den Einfluss von weiteren modifizierenden Faktoren wie phänologischen Unterschieden möglichst zu minimieren.

7.4.6 Genauigkeit der Ergebnisse

Die Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Studie bestätigen, dass Tauchgänge eine genauere Erfassung der submersen Vegetation ermöglichen als Beprobungen vom Boot aus.

Darüber herrscht weitgehend Konsens (vgl. vgl. ATV-DVWK 2001), sodass auf eine detaillierte Erörterung der Ergebnisse an dieser Stelle verzichtet werden kann. Die Daten werden in den Anhängen A, B und C dargestellt.

Nur in klarem Wasser und bei schwachem Wellenschlag wurden mit Hilfe des Sichtkastens vergleichbare Ergebnisse wie beim Tauchgang erzielt. Mit zunehmender Tiefe und bei schlechten Sichtverhältnissen wurden jedoch durchweg höhere Artenzahlen bei den Tauchgängen festgestellt.



Wie bereits erwähnt, lassen sich bei Beprobungen vom Boot aus nur in der Flachwasserzone und in extrem klaren Seen Angaben zur Soziabilität und zur Vitalität der Pflanzen machen (vgl. Kap. 7.4.3). Diese Parameter sind zur Auswertung von Monitoringdaten von hoher Bedeutung. Da nicht nur die **quantitative** Genauigkeit der Aufnahmemethode, sondern auch ihre **qualitative** Leistungsfähigkeit zu berücksichtigen ist, sollte die Transekte durch Tauchen aufgenommen werden.

7.4.7 Reproduzierbarkeit der Ergebnisse

Im Auftrag der LAWA wurden verschiedene Methoden der Makrophytenkartierung hinsichtlich ihrer Eignung zur Überwachung der Makrophyten bewertet (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“). Tauchuntersuchungen wurden als sehr genau bewertet, jedoch als zu aufwendig abgelehnt.

Da das Monitoring der Makrophyten nicht zu den zentralen Aufgaben der WRRL gehört, kann der Verzicht auf eine hohe Genauigkeit gerechtfertigt sein. Allerdings wurde nicht die Frage gestellt, inwiefern der Verzicht auf Genauigkeit die Auswertbarkeit der Daten im Rahmen eines Monitorings beeinflusst. Die Kartierverfahren wurden ausschließlich als **Aufnahmemethoden** bewertet. Die spezifischen Anforderungen zur **Verwertbarkeit von Daten für einen Monitoring** wurden nicht thematisiert. So gehörte die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse nicht zu den berücksichtigten Bewertungskriterien (ATV-DVWK 2001, S. 122).

Grundsätzlich gilt, dass der notwendige Genauigkeitsgrad von der angestrebten Aussageschärfe abhängt.

Wenn vom Monitoring nur über grobe Trends Auskunft erwartet wird, darf die

Datenaufnahme u.U. etwas ungenauer sein.

Zwei Voraussetzungen müssen allerdings erfüllt sein:

- Die in Kauf genommene Unschärfe der Ergebnisse darf nicht das Ausmaß der Trends übersteigen, die durch das Monitoring erkannt und dokumentiert werden sollen.
- Die Unschärfe der Ergebnisse muss soweit berechenbar sein, dass sie bei der Datenauswertung als konstanter „Fehler im System“ eingestellt werden kann.

Selbst wenn die Daten nicht die größtmögliche Genauigkeit aufweisen, müssen sie als solche reproduzierbar sein. Andernfalls sind sie für Monitoringszwecke wertlos.

Eine zentrale Frage des Untersuchungsprogramms der vorliegenden Studie war deshalb die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, die durch die vorgeschlagene LAWA-Methode erzielt werden.

Im Suhrer See und im Dieksee wurden 2002 insgesamt 5 Transekte jeweils an zwei verschiedenen Terminen nach LAWA-Methode beprobt. Um die Ergebnisse besser einschätzen zu können, wurden alle Transekte zusätzlich durch Tauchen mit dem Pressluftgerät aufgenommen.

Da die beiden Flächen im Suhrer See bereits 2001 aufgenommen wurden (STELZER für ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“), stehen für diese Transekte die Ergebnisse einer dreifachen Aufnahmereihe zur Verfügung.

Der Suhrer See repräsentiert einen mesotrophen Gewässertyp mit zeitweilig großen Sichttiefen und sehr gut entwickelter submerser Vegetation bis in Tiefen von 6,5 bis 7,5 m.

Der Dieksee repräsentiert einen eutrophen Gewässertyp mit z.T. geringen Sichttiefen und mäßig bis spärlich entwickelter sub-



merseer Vegetation bis in Tiefen von 2,4 bis 3,8 m.

Die Beprobungstermine wurden so gewählt, dass am ersten Termin bei sonnigem, weitgehend windstillem Wetter optimale Aufnahmebedingungen gegeben waren. Am zweiten Termin waren bei einem Wind der Stärke 3 und z.T. schwachem Nieselregen die Sichtverhältnisse und Arbeitsbedingungen ungünstig.

Zur Nachvollziehbarkeit der Aussagen ist es notwendig, an dieser Stelle auf Ergebnisse der Geländeuntersuchungen einzugehen. Um die Ausführungen zu verkürzen, geschieht dieses im Folgenden in Form von Auswertungstabellen. Die Einzeldaten können in den Anhängen B und C eingesehen werden. Dort befinden sich auch die Auswertungstabellen, deren Ableitung im konkreten Datenkontext nachvollziehbar dargestellt ist.

7.4.7.1 Ergebnisse der LAWA-Beprobungen im Suhrer See

Es konnten nur die Ergebnisse der Beprobungen von Transekt 1 ausgewertet werden, da wie in Kap. 7.4.4 erläutert, die genaue Lage von Transekt 2 anhand der zur Verfügung stehende Angaben nicht exakt genug lokalisiert werden konnten. Die vollständigen Ergebnisse können im Anhang B eingesehen werden.

Für den Transekt 1 wurden die Ergebnisse der LAWA-Beprobungen 2001 (30. Juni), 2002a (15 Juli), und 2002b (26. Juli) miteinander verglichen. In den folgenden Tabellen werden die Abweichungen hinsichtlich der Anzahl der jeweils festgestellten Arten (Tab. 3) sowie für die übereinstimmend gefundenen Arten die Abweichungen von ihren Mengenschätzungen (Tab. 4) dargestellt.

Tab. 3: Vergleich der Artenzahlen* der LAWA-Beprobung 2001 mit den LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Suhrer See

Suhrer See Transekt 1	0-1 m	1-2 m	2-4 m	unter 4 m
Artenzahlen LAWA 2001	4	4	5	4
Anzahl der übereinstimmenden Arten von 2001 mit 2002a 	3 von 12 Arten in 2002a	3 von 12 Arten in 2002a	5 von 6 Arten in 2002a	3 von 4 Arten in 2002a
Anzahl der übereinstimmenden Arten von 2001 mit 2002b 	2 von 9 Arten in 2002b	4 von 10 Arten in 2002b	3 von 6 Arten in 2002b	3 von 5 Arten in 2002b

*: Varietäten von Armleuchteralgen werden zusammengefasst

Tab. 4: Vergleich der Artenzahlen* der LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Suhrer See

Suhrer See Transekt 1	0-1 m	1-2 m	2-4 m	unter 4 m
Artenzahlen LAWA 2002a 	12	12	6	4
Artenzahlen LAWA 2002b 	9	10	6	5



Anzahl der übereinstimmenden Arten	7	8	4	4
Tauchgang	12	14	8	6

*: Varietäten von Armeleuchteralgen werden zusammengefasst

Mengenschätzungen

Die Mengenschätzungen werden für diejenigen Arten verglichen, die bei den jeweils betrachteten Beprobungen übereinstimmend gefunden wurden. Zwei Mengenschätzungen werden als übereinstimmend bewertet, wenn sie gleich oder mit einer Abweichung von einer Stufe geschätzt wurden.

Tab. 5: Vergleich der Mengenschätzungen der LAWA-Beprobung 2001 mit den Beprobungen 2002a und 2002b im Suhrer See

Suhrer See Transekt 1	0-1 m	1-2 m	2-4 m	unter 4 m
Anzahl der übereinstimmenden Schätzungen LAWA 2001 /2002a 	2 (von 3 übereinstimmend gefundenen Arten)	2 (von 3 übereinstimmend gefundenen Arten)	3 (von 5 übereinstimmend gefundenen Arten)	1 (von 3 übereinstimmend gefundenen Arten)
Anzahl der übereinstimmenden Schätzungen mit LAWA 2001 /2002b 	1 (von 2 übereinstimmend gefundenen Arten)	1 (von 4 übereinstimmend gefundenen Arten)	3 (von 3 übereinstimmend gefundenen Arten)	2 (von 3 übereinstimmend gefundenen Arten)

Tab. 6: Vergleich der Mengenschätzungen der Beprobungen 2002a und 2002b im Suhrer See

Transekt 1	0-1 m	1-2 m	2-4 m	unter 4 m
Anzahl der übereinstimmenden Schätzungen	7 (von 7 übereinstimmend gefundenen Arten)	7 (von 8 übereinstimmend gefundenen Arten)	4 (von 4 übereinstimmend gefundenen Arten)	4 (von 4 übereinstimmend gefundenen Arten)



Tab. 7: Vergleich der Tiefengrenzen der Makrophyten im Suhrer See

Transekt 1	Maximale Eindringtiefe der Makrophyten
LAWA 2001	6,5 m (Art nicht angegeben)
LAWA 2002a 	6 m (<i>Potamogeton pusillus</i>)
LAWA 2002b 	6 m (<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Chara globularis</i>)
Tauchgang 2002	5,8 m (<i>Potamogeton pusillus</i>)

- In beiden Beprobungen im Jahr 2002 wurde in den Tiefenstufen 0-1 m und 1-2 m eine deutlich höhere Artenzahl festgestellt als bei der Beprobung 2001. Es ist unklar, auf welche Faktoren diese Diskrepanz zurückzuführen ist. Denkbar ist zum einen eine abweichende Abgrenzung der Untersuchungsfläche. Eventuell wurden Pflanzen, die in den Randbereichen der Aufnahmeflächen wuchsen, bei einer der Beprobungen der Fläche zugeordnet und bei der anderen nicht. So wurden 2002 große Bestände des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*) gefunden. Das Auftreten dieser mehrjährigen Art ist von Jahr zu Jahr in der Regel stetig. Die Pflanzen sind recht auffällig und wurden 2002 als häufig bis verbreitet geschätzt. Es ist nicht anzunehmen, dass sie 2001 übersehen wurden. Auch kann die Beprobungsdauer einen Einfluss auf die Ergebnisse ausüben. Die beiden Beprobungen 2002 dauerten ca. 45 bis 50 Minuten. Es ist nicht bekannt, wie lange 2001 beprobt wurde.
- Die Ergebnisse der beiden Beprobungen im Jahr 2002 stimmen weitgehend miteinander überein. Bei optimalem Wetter wurde am ersten Termin bis 2 m mehr Arten gefunden als am zweiten Termin bei geringer Sonneneinstrahlung. Für die Tiefenstufen unter 2 m üben die Lichtverhältnisse keinen erkennbaren Einfluss auf die Ergebnisse aus.
- Die Aufnahmen wurden 2002 in einem Abstand von 11 Tagen von derselben Person durchgeführt. Die Probestelle konnte exakt wiedergefunden werden. Eine unbewusste Beeinflussung durch das Vorwissen um die Ergebnisse des Tauchgangs und der ersten LAWA-Beprobung ist zwar prinzipiell möglich. Da unter vergleichbarer Versuchsanordnung die beiden Beprobungsreihen des Dieksees (s. unten) stark voneinander abweichen, wird diesem Faktor jedoch keine entscheidende Bedeutung beigemessen.
- Entscheidend für die Übereinstimmung der Ergebnisse ist die hohe Dichte der submersen Vegetation des Suhrer Sees. Die „blinde“ Beprobung mit dem Rechen bleibt in tieferen Wasserschichten zwar eine Stichprobe. Bei geschlossener und homogener Ausbildung der Vegetation werden aber bei jedem Rechenzug große Pflanzmengen hochgezogen, sodass die Mengenschätzungen auf einer größeren und damit sichereren Grundlage durchgeführt werden, als in Gewässern, in denen nur jeder dritte oder vierte Rechenzug eine Pflanze erfasst. Auch die Wahrscheinlichkeit, das Arteninventar vollständig zu erfassen, ist höher. Wenn dichte Pflanzenmatten z.B. von Armelechthermalgen hochgezogen werden, verfangen sich darin Bruchstücke von feineren Pflanzen, die der Rechen als einzeln stehenden Exemplare schlecht gefasst hätte.



- Im Transekt 1 trat zwischen den **Tiefengrenze der Makrophyten**, die 2001 und 2002 festgestellt wurden, ein Unterschied von 0,5 m auf.

Am zweiten Beprobungstermin am 26 Juli (2002b) lag der Wasserstand nach außergewöhnlich starken Niederschlägen ca. 30 cm über dem Niveau vom 15. Juli (2002a). Die festgestellte Untergrenze der Vegetation hätte sich dementsprechend um 30 cm erhöhen müssen, was in den Ergebnissen nicht zum Ausdruck kommt.

Im Jahr 2002 wurde die Beprobungstiefe unterhalb von 4 m mit Hilfe einer Leine festgestellt, an der ein doppelter Rechen befestigt war. Die Leine trug eine Markierung in 50 cm Abstände. Beim Abwurf der Leine wurde die Tiefe mit einem Echolot kontrolliert. Im Unterschied zum Teleskopstiel, der bis 4 m eingesetzt werden kann, ist es nicht möglich, die Leine zu drehen, um Pflanzen besser zu greifen. Der Rechen wurde deshalb an der Leine über kurze Strecken auf dem Grund hinter dem Boot her gezogen. Es ist deshalb nicht auszuschließen, dass die Pflanzen nicht exakt aus der Tiefe stammten, die vom Echolot beim Abwurf der Leine angezeigt wurde. Die Tiefenbestimmung war deshalb relativ ungenau.

Wenn das Boot unter dem Einfluss von Wind und Wellen treibt, ist es in der Praxis sehr schwierig, die Tiefe des beprobten Punktes exakt zu bestimmen.

Insbesondere bei steilen Unterwasserhängen ist trotz Echoloteinsatzes die Zuordnung der Ergebnisse zur Tiefenstufe 2 bis 4 m bzw. unter 4 m ungenau, weil ein Schlauchboot ab Windstärke 4 sehr rasch aus dem angesteuerten Tiefenbereich abdriftet. Eine engere Markierung der Leine z.B. in 20 cm Abständen hätte deshalb die Genauigkeit der Tiefenbestimmung nicht wesentlich erhöht.

Die Tiefenbestimmung während eines Tauchgangs ist wesentlich einfacher und zuverlässiger durchzuführen.

Darüber hinaus darf nicht vergessen werden, dass die Vegetation an der unteren Grenze der Besiedlung meistens schütter ausgebildet ist. Bei der Beprobung mit dem Rechen ist es somit unsicher, ob tatsächlich die tiefsten Vorkommen erfasst werden. Im Rahmen eines Monitorings dürfen Zahlen, die auf diese Weise ermittelt wurden, nicht überinterpretiert werden.

Die maximale Eindringtiefe der Makrophyten gehört zu den zuverlässigsten Indikatoren für den Gesamtzustand eines Stillgewässers. Im Hinblick auf die Fragestellung der WRRL wäre es deshalb sinnvoll, die Entwicklung der Vegetation an der Untergrenze der Besiedlung exakt zu verfolgen. Vor dem Hintergrund der gewonnenen Erfahrungen scheint dieses durch die Beprobung in der bislang vorgeschlagenen Form nur eingeschränkt möglich.



7.4.7.2 Ergebnisse der LAWA-Beprobungen im Dieksee

In drei am 28 Juni 2002 durch Tauchen untersuchten Transekten wurden am 8 Juli (Probe 2002a) und am 20 Juli (Probe 2002b) Beprobungen nach der LAWA-Methode durchgeführt.

Am 8 Juli waren zunächst bei sonnigem Wetter und schwachem Ostwind (Windstärke 2) gute Aufnahmebedingungen gegeben. Um Mittagszeit frischte der Ostwind auf Windstärke 3 auf. Am 20 Juli war das Wetter windstill und regnerisch.

Die Transekte liegen in der Westhälfte des Sees (vgl. Karte in Anhang B) und wurden aufgrund ihrer raschen Erreichbarkeit von Niederkleevez aus gewählt.

Die Ergebnisse der beiden Beprobung werden nach dem gleichen Schema wie die Daten vom Suhrer See miteinander verglichen.

In den folgenden Tabellen werden die Abweichungen der Anzahl der jeweils festgestellten Arten (Artenzahlen) sowie für die übereinstimmend gefundenen Arten die Abweichungen ihrer Mengenschätzungen dargestellt.

Tab. 8: Vergleich der Artenzahlen der LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Dieksee

Dieksee		0-1 m	1-2 m	2-4 m	unter 4 m
Transekt 6					
Artenzahl 2002a		6	3	4	-
Artenzahl 2002b		5	2	2	-
Anzahl der übereinstimmenden Arten		5	1	1	-
Tauchgang		6	7	6	-
Transekt 10					
Artenzahl 2002a		4	4	3	-
Artenzahl 2002b		5	6	2	-
Anzahl der übereinstimmenden Arten		4	4	1	-
Tauchgang		5	6	5	-
Transekt 11					
Artenzahl 2002a		4	4	3	1
Artenzahl 2002b		3	7	6	1
Anzahl der übereinstimmenden Arten		3	4	3	0
Tauchgang		3	7	6	-



Tab. 9: Vergleich der Mengenschätzungen der LAWA-Beprobungen 2002a und 2002b im Dieksee

Dieksee	0-1 m	1-2 m	2-4 m	unter 4 m
Transekt 6				
Anzahl der übereinstimmenden Schätzungen	5 (von 5 übereinstimmenden Arten)	0 (von 1 übereinstimmenden Art)	1 (von 1 übereinstimmenden Art)	-
Transekt 10				
Anzahl der übereinstimmenden Schätzungen	4 (von 4 übereinstimmenden Arten)	2 (von 4 übereinstimmenden Arten)	0 (von 1 übereinstimmenden Art)	-
Transekt 11				
Anzahl der übereinstimmenden Schätzungen	3 (von 3 übereinstimmenden Arten)	2 (von 4 übereinstimmenden Arten)	2 (von 3 übereinstimmenden Arten)	- (keine übereinstimmenden Arten)

Tab. 10: Vergleich der Tiefengrenzen der Makrophyten im Dieksee

Maximale Eindringtiefe der Makrophyten	
Transekt 6	
LAWA 2002a 	2,6 m (<i>Potamogeton pusillus</i> , <i>Chara globularis</i>)
LAWA 2002b 	2,5 m (<i>Potamogeton pusillus</i>)
Tauchgang	2,5 m (<i>Ranunculus circinatus</i>)
Transekt 10	
LAWA 2002a 	3 m (<i>Potamogeton pusillus</i>)
LAWA 2002b 	2,5 m (<i>Ceratophyllum demersum</i>)
Tauchgang	2,4 m (<i>Potamogeton pusillus</i> , <i>Chara globularis</i>)
Transekt 11	
LAWA 2002a 	4,5 m (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)
LAWA 2002b 	4,? (<i>Potamogeton pusillus</i>) (ein Einzelfund, Tiefe wegen Drift nicht exakt bestimmbar)
Tauchgang	3,4 m (<i>Potamogeton pusillus</i>)

- In der Flachwasserzone bis 1 m weichen die Ergebnisse witterungsbedingt wenig auseinander. Der Zeitaufwand war bei schlechter Sicht jedoch deutlich höher. Am sonnigen Tag frischte allerdings der Ostwind im Laufe des Tages auf, sodass der Wellengang zunehmend hinderlich wurde. Dieses betraf die Aufnahme des ostexponierten Transekts 10. Hier wurde bei trübem Wetter eine Art mehr als bei sonnigem, windigem Wetter gefunden. In den beiden übrigen, windgeschützteren Transekten 6 und 11 wurden bei sonnigem Wetter höhere Artenzahlen festgestellt, im Falle von Transekt 11 sogar eine Art mehr als beim Tauchgang.
- Unterhalb von 1 m übte bei der Beprobung des Dieksees die Sonneneinstrahlung keinen Einfluss auf die Ergebnisse mehr aus. Die mit der Secchi-Scheibe gemessene Sichttiefe be-



trug ca. 2 bis 2,2 m. Vom Boot aus waren keine Wasserpflanzen auf dem Grund erkennbar.

- In der Tiefenstufe 1-2 m schwanken die Übereinstimmungen zwischen den festgestellten Arten von ca. 33% (Transekt 6) bis ca. 66% (Transekt 10) und, wobei die Prozentangaben angesichts der niedrigen Artenzahlen wenig aussagekräftig sind. Unter Berücksichtigung der Mengenschätzungen wird deutlich, dass von den übereinstimmend festgestellten Arten wiederum meistens nur die Hälfte vergleichbar (d.h. mit der gleichen Stufe oder mit einer Stufe Abweichung) geschätzt wurden. Für die Tiefenstufe 2-4 m schwanken die Ergebnisse ebenfalls sehr stark.
- Die Tiefenstufe unter 4 m wird im Dieksee von Makrophyten nicht besiedelt. Im Transekt 11 wurde beim Tauchgang die Untergrenze der Vegetation bei 3,4 m (*Potamogeton pusillus*) festgestellt. Bei der zweiten LAWA-Beprobung wurde aber ein Exemplar dieser Art knapp unter 4 m gefunden. Die Bestimmung der Tiefe des Beprobungspunkts war wahrscheinlich ungenau. Die Aufnahme wurde bei auffrischendem Wind durchgeführt. Da der Seegrund im Bereich des Transekts relativ steil abfällt, ist es anzunehmen, dass – obwohl gegen die Drift rudert wurde – das Boot aus dem untersuchten Tiefenbereich herausgedriftet war.
- Bei der ersten Beprobung wurde unter 4 m ein Sprossabschnitt von *Potamogeton perfoliatus* mit dem Rechen hochgeholt.

Da beim Tauchgang diese Art bis max. 2,4 m festgestellt wurde, ist davon auszugehen, dass es sich dabei um ein Bruchstück handelte, das vom Rechen abgerissen wurde und anschließend in einer anderen Tiefenstufe auf den Grund absank. Von breitblättrigen Laichkräutern werden mit Hilfe des Rechens nur Sprossbruchstücke ge-

wonnen, auch wenn die Pflanzen im beprobten Bereich *in situ* wachsen. Ohne das Wissen um die tatsächliche Eindringtiefe der Art, das beim Tauchgang gewonnen wurde, wäre der Eindruck entstanden, dass wenige Pflanzen bis unter 4 m vordringen.

- Im Dieksee ermöglichte die Beprobungsmethode die Ermittlung der häufigsten und dominanten Arten (z.B. *Potamogeton pectinatus*). Arten, die diffus auf der gesamten Aufnahmeflächen vorkommen (z.B. schmalblättrige Laichkräuter), wurden zuverlässiger erfasst als Arten, die dazu neigen, wenige größere Polster zu bilden (Spreizender Wasserhahnenfuß, Wasserpest, breitblättrige Laichkräuter). Da im Dieksee die submerse Vegetation sehr lückig ausgebildet ist, wurden bei den Greifzügen häufig keine Pflanzen erfasst. Um ausschließen zu können, dass nicht zufälligerweise mehr Lücken als bewachsene Stellen getroffen wurden, wurde die Anzahl der Greifzüge erhöht. Dadurch nahmen der Arbeitsaufwand und die Schäden an der benthischen Schicht zu, ohne – wie der Vergleich mit den Ergebnissen des Tauchgangs bestätigt – eine höhere Genauigkeit zu erzielen.
- Aufgrund der geringen Sichttiefen besaß die Beprobung bereits ab der Stufe 1-2 m den Charakter einer Zufallsstichprobe.

Wie die Abweichungen des ermittelten Arteninventars und der Mengenschätzungen belegen, ist davon auszugehen, dass die methodenbedingte Ergebnisunschärfe das Ausmaß der Trends übersteigt, die vom Monitoring dokumentiert werden sollen.

- Wie das Beispiel des unter 4 m verschleppten Laichkrautbruchstücks zeigt, lässt sich anhand von Greifproben nicht eindeutig belegen, ob die beprobten Pflanzen *in situ* wachsen oder nicht. Da an der Tiefengrenze der Besiedlung nur noch einzelne Pflanzen



vorkommen, ist die Tatsache, dass nur eine Pflanze dort erfasst wurde, kein sicherer Hinweis darauf, dass es sich um ein Untersuchungsartefakt handelt.

Da für jeden See nach dem LAWA-Ansatz im Regelfall nur ein Transekt vorgesehen ist, besteht keine Möglichkeit die Bedeutung eines Einzelfunds vor dem Hintergrund einer breiteren Datengrundlage zu relativieren. Selbst wenn sich nach Umsetzung des Managementplans für den See der Zustand der submersen Vegetation verbessert, würde im Fall von verschleppten Pflanzenbruchstücken die Auswertung der Wiederholungsaufnahme im Rahmen des Monitorings zum Schluss kommen, dass eine Verschlechterung eingetreten ist.

Methodenbedingte Unschärfe der Ergebnisse ist für Monitoringszwecke zu hoch. Die Daten sind nicht sicher auswertbar.

Nach dem jetzigen LAWA-Ansatz ist im Regelfall die Aufnahme von einem Transekt pro See vorgesehen. Aus den zur Verfügung stehenden Unterlagen geht hervor, dass eine einzige Beprobung ohne Kontrollaufnahme durchgeführt wird. Es wird also keine Möglichkeit bestehen, die Bedeutung eines „Ausreißers“ vor dem Hintergrund einer breiteren Datengrundlage zu relativieren.

7.4.7.3 Fazit

Die von der LAWA vorgeschlagene Beprobungsmethode ermöglicht eine übersichtsmäßige Ermittlung des Arteninventars sowie der groben Tiefen- und Mengenverteilung der Makrophyten.

Die Ergebnisse ermöglichen einen Vergleich des Zustands der submersen Vegetation. Der Qualitätsunterschied zwischen Dieksee und Suhrer See kommt deutlich zum Ausdruck. Die Methode liefert Daten, die für die Aufstellung einer übersichtsmäßigen Typologie der Gewässer auf bundesweitem Maßstab ausreichend sind.

In Seen mit spärlicher Vegetation (z.B. Dieksee) ist die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse gering. Sie ist höher in Seen mit sehr gut ausgebildeter submerser Vegetation (z.B. Suhrer See). Da die Mehrheit der Gewässer eher dem Gütezustand des Dieksees entspricht, müssen die Aufnahmemethoden die Ermittlung von zuverlässigen Daten für solche Seen ermöglichen. Bei der geprüften Methode kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Ungenauigkeit der Daten die Entwicklungstrends übersteigt, die durch das Monitoring aufgezeigt werden sollen. Die me-



⇒ **Fazit**
Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten keine umfangreichen Versuchsreihen durchgeführt werden, sodass die Aussagen auf wenigen empirischen Daten fußen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass nach dem geplanten Schema die Auswertung der Monitoringdaten anhand einer noch dünneren Datengrundlage wird durchgeführt müssen.

⇒ Wenn bereits anhand weniger Fälle aufgezeigt werden kann, dass die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse schwach ist, sollte dieses allerdings dazu anregen die vorgeschlagene Erfassungsmethode zu überdenken.

7.4.7.4 Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Tauchuntersuchungen

Zur Prüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Tauchuntersuchungen wurde 2002 im Schöhsee ein Transekt aufgenommen, der 2001 im Rahmen des Seekurzprogramms bereits betachtet wurde (STUHR 2001).

In beiden Jahren folgte die Aufnahme bezüglich Transektgröße, Tiefenstufeneinteilung und Schätzskala den Vorgaben der LAWA mit dem einzigen Unterschied, dass die Aufnahme von einem Taucher statt durch Beprobung vom Boot aus durchgeführt wurde.

Die Probestelle konnte anhand der Informationen aus dem Bericht von STUHR 2001 eindeutig lokalisiert werden. Pegelstand sowie Wetter- und Sichtverhältnisse waren vergleichbar. Die Untersuchungen fanden etwa im gleichen Stadium der Vegetationsentwicklung statt. Seit 2001 sind im Schöhsee keine erkennbaren äußeren Ereignisse eingetreten, die

eine Veränderung der Vegetation hätten nach sich ziehen können. Die Randbedingungen waren so weit wie möglich erfüllt, um den Einfluss von anderen Faktoren zu minimieren. Damit war zu erwarten, dass eventuelle Unterschiede der Ergebnisse auf die Datenaufnahme selbst zurückzuführen sein würden.

Die Tauchgänge sind von zwei verschiedenen Personen durchgeführt worden. 2002 war dem Taucher vor der Untersuchung das Vorkommen des Strandlings (*Littorella uniflora*) im Transekt aus Gesprächen bekannt. Detaillierte Informationen über die Ergebnisse aus dem Vorjahr wurden nicht zur Verfügung gestellt, um eine subjektive Beeinflussung auszuschließen.

Die vollständigen Ergebnisse der Aufnahmen 2001 und 2002 sind tabellarisch im Anhang A (S. 24) dargestellt.

- **Arteninventar**

In beiden Jahren wurden insgesamt 19 Arten im Transekt festgestellt. Jeweils eine Art wurde nur in einem der beiden Jahre nicht festgestellt (2001 *Ranunculus circinatus*, 2002 *Ceratophyllum demersum*).

- **Mengenschätzungen**

Von insgesamt 42 durchgeführten Mengenschätzungen von 18 übereinstimmend gefundenen Arten über 4 Tiefenstufen waren 38 Mengenschätzungen identisch oder wichen um eine Stufe voneinander ab. Abweichungen um eine Stufe traten überwiegend bei den Stufen 2 (selten) und 3 (verbreitet) bzw. bei den Stufen 3 (verbreitet) und 4 (häufig) auf. Sie können sowohl auf natürliche, jährliche Schwankungen der Vegetationsentwicklung als auch auf Unterschiede der Schätzweise der beiden Taucher zurückzuführen sein.

In 6 Fällen wichen die Schätzungen um 2 Stufen voneinander ab. In 3 dieser Fälle handelte es sich um Arten, die in der betrachteten Tiefenstufe nicht gefunden und dort im anderen Jahr als selten (Stufe 2) eingestuft wurden.



Die Übereinstimmungen zwischen den Ergebnissen haben sich insgesamt als höher erwiesen als ursprünglich erwartet. Die optimalen Sichtverhältnisse haben dazu beigetragen, dass eine hohe Übereinstimmungsrate erzielt wurde, die wahrscheinlich unter schwierigeren Arbeitsbedingungen in eutrophen Seen nicht zu erreichen wäre. Schlechte Sichtverhältnisse können die Qualität der Ergebnisse von Tauchuntersuchungen beeinträchtigen. Ob sie monitoringfähige Daten auch in belasteten Stillgewässern liefern, lässt sich anhand eines einzigen Transektes in einem mesotrophen See nicht endgültig ermitteln. Da Tauchuntersuchungen jedoch genauer sind als Beprobungen vom Boot aus, ist anzunehmen, dass die Reproduzierbarkeit ihrer Ergebnisse auch unter ungünstigen Bedingungen höher ist. Es müsste allerdings überprüft werden, ob die Daten auch in eutrophen Seen so weit reproduzierbar sind, dass sie für Monitoringzwecke auswertbar sind.



Fazit

Die Ergebnisse der Tauchgänge in den Jahren 2001 und 2002 stimmen für den untersuchten Transekt im Schöhsee sehr gut überein. Die Daten haben eine Schärfe, die eine Auswertung im Rahmen eines Monitorings erlaubt würden. Es muss überprüft werden, ob die Daten auch in eutrophen Seen so weit reproduzierbar sind, dass sie für Monitoringzwecke auswertbar sind.

7.4.8 Untersuchungsbedingte Schäden an der Vegetation

Wie bereits erläutert, sind die Ergebnisse der LAWA-Beprobung ungenauer als diejenigen eines Tauchgangs. Theoretisch lässt sich dieser Mangel z.T. durch eine höhere Untersuchungsintensität ausgleichen. Dabei ist allerdings zu bedenken, dass die Aufnahme bei hoher Intensität einem Dredgen des Seesgrunds im Bereich der Probenflächen gleicht.

Dieses ist aus zweierlei Gründen äußerst bedenklich:

- Die Aufnahmefläche wird durch die Untersuchung nachhaltig verändert und ist als Dauerfläche für ein Monitoring nicht mehr geeignet.
- Die Vegetation wird stark geschädigt. Viele Makrophyten sind bedrohte Arten. So stehen 11 der 19 im Transekt 1 / Schöhsee vorkommenden Makrophyten in Schleswig-Holstein auf der Roten Liste, davon gelten 2 Arten als vom Aussterben bedroht.
Der kleine Strandling-Bestand des Schöhsees stellt das einzige bekannte Vorkommen in einem basenreichen Stillgewässer in Schleswig-Holstein dar.

Zur Untersuchung von Beständen seltener Arten müssen möglichst schonende Me-



thoden zum Einsatz kommen. Insbesondere in Gewässern, in denen der Schutz von Makrophyten-Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie (z.B. *Luronium natans*) im Vordergrund steht, ist jede Beschädigung zu vermeiden.

Im Unterschied zur Rechenbeprobung kann beim Tauchgang in den meisten Fällen auf eine Entnahme von Pflanzenmaterial verzichtet werden. Wenn eine nachträgliche Bestimmung erforderlich ist, können die notwendigen Pflanzenteile gezielt gepflückt werden, ohne ganze Pflanzen zu entwurzeln. Tauchuntersuchungen ziehen deshalb keine nachhaltigen Schäden der Lebensgemeinschaft nach sich.

7.4.9 Management des Untersuchungsprogramms

Schleswig-Holstein ist im Vergleich zu anderen Regionen sehr reich an Fließ- und Stillgewässern, die den Vorgaben der WRRL und der FFH-RL entsprechend in regelmäßigen Zeitabständen zu untersuchen sein werden. Insbesondere für Schleswig-Holstein ist deshalb eine planbare Durchführung der Untersuchungsprogramme von zentraler Bedeutung.

Für Geländearbeiten wie die Erfassung der Makrophyten steht in Norddeutschland ein knapper Zeitraum zur Verfügung, der sich in der Regel von frühestens Mitte Juni bis spätestens Mitte August erstreckt. Dieser Zeitraum wird durch die Entwicklung der Pflanzenbestände vorgegeben und kann sich phänologisch bedingt von Jahr zu Jahr leicht verschieben.

Wie im Kap. 7.5.4 erläutert, sind die Transekte bei jeder Wiederholungsaufnahme ungefähr im selben phänologischen Zustand aufzunehmen, da ansonsten Abweichungen im Arteninventar und in den Mengenverhältnissen auftreten können, die das Auswerten der Daten erheblich erschweren würden.

Im Hinblick auf die Untersuchungsmethoden haben diese Bedingungen zur Folge, dass sie bei einer Vielzahl von Wetterla-

gen mit gleicher Ergebnisqualität einsetzbar sein müssen.

7.4.9.1 Praktikabilität der LAWA-Beprobung

Die Durchführung des im Rahmen der vorliegenden Studie geplanten Untersuchungsprogramms wurde im Sommer 2002 von den Witterungsverhältnissen stark erschwert.

Im Wesentlichen traten folgende Probleme auf:

- Bei den Geländearbeiten zeigte sich, dass der Wind die Beprobung stark bzw. verhindern kann. Bereits ab Windstärke 3 (Wetterdienstdefinition: bewegte Zweige, mäßige Wellen, keine Schaumkronen) erwies es sich als sehr schwierig, durch Rudern das Schlauchboot im Bereich der zu beprobenden Tiefenstufe zu halten. Dieses gelang nur für eine kurze Zeit, bis das Boot durch die Strömung aus der Transektfläche verdriftet wurde. Die Probennahme musste unterbrochen und das Boot mit Hilfe des Echolots wieder zur gewünschten Position gebracht werden. Insbesondere an steil abfallenden Uferabschnitten ist unter solchen Bedingungen eine genaue Einhaltung der Tiefenstufen bei der Beprobung nicht möglich. Während bei Windstille die Beprobung durch eine einzelne Person durchgeführt werden kann, reichen bei stärkerem Wind zwei Personen dazu nicht aus.

Die kritische Windstärke hängt von der Ausdehnung der Seen und der Exposition der Ufer ab. An exponierten Ufern können in großen Seen bereits 2 Windstärken problematisch sein. Ab Windstärke 4 (Wetterdienstdefinition: bewegte dünne Äste, erste Schaumkronen) war in der Regel eine Aufnahme nicht mehr möglich.



- Da auf den bis zu 4 m langen Stab des Rechens im Wasser starke Zugkräfte wirken, ist es ausgeschlossen, die Beprobung bei laufendem Motor vorzunehmen.
- Das Ziehen des Rechens an einer Leine hinter dem Boot her führt zu einem Abdredgen der Probefläche und erlaubt keine ausreichende Bestimmung der Tiefenstufe.

Die geschilderten Schwierigkeiten treten mit Sicherheit auch in anderen Bundesländern auf. Sie sind allerdings in Schleswig-Holstein aus folgenden Gründen von besonderer Relevanz:

- Die meisten Seen sind Toteis- und Rinnenseen der Endmoränengebiete. Viele haben eine sehr unruhige Beckenmorphologie. Die kleinräumige Variabilität kommt auf den generalisierten Tiefenplänen häufig nicht zum Ausdruck. Das Halten der Bootposition in einem bestimmten Tiefenbereich bereitet deshalb häufig größere Schwierigkeiten als in Seen mit „glatten“ Becken.
- Aufgrund der Lage Schleswig-Holsteins zwischen Nord- und Ostsee treten ganzjährig deutlich stärkere Winde als im Binnenland auf. Beim Durchzug von Tiefdruckgebieten ist im Sommerhalbjahr mit hoher Stetigkeit mit Winden der Stärke 5 (Wetterdienstdefinition: bewegte mittlere Äste, voll entwickelte Schaumkronen) zu rechnen.

Bei Hochdruckwetterlagen stellen sich häufig Seewinde ein, die von der Ostsee auf das Festland wehen. Diese Winde nehmen mit dem Sonnenstand zu, frischen um die Mittagszeit auf Windstärke 3 bis 5 böig auf und flauen erst in den Abendstunden ab. Günstige Arbeitsbedingungen sind deshalb häufig nur in den frühen Morgenstunden gegeben. Im Durchschnitt tritt der Seewind in sog. meteorologisch reiner

Form im Osten Schleswig-Holsteins an durchschnittlich 10 Tagen im Spätfrühling und Sommer auf. Darüber hinaus treten im selben Zeitraum 20 weitere sog. modifizierte Seewindtage auf (SCHMIDTKE 1995).

Jede wetterbedingt abgebrochene Probenahme ist mit zusätzlichen Kosten und Verzögerungen verbunden. Vor dem Hintergrund des Untersuchungsprogramms, das in Schleswig-Holstein in den beiden zur Verfügung stehenden Sommermonaten zu bewältigen sein wird, ist es notwendig, Untersuchungsmethoden zu definieren, die auch bei ungünstigen Wetterlagen einsetzbar sind. Andernfalls ist keine wirtschaftlich sinnvolle Planung des Einsatzes von Personal und Sachmitteln möglich.

7.4.9.2 Praktikabilität von Tauchuntersuchungen

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten die Tauchgänge noch bei Winden bis zur Stärke 5 durchgeführt werden. Der Wellenschlag lässt zwar im ersten Tiefenmeter die Trübung ansteigen. Unterhalb von 1 m macht sich der Einfluss von Wind und Wellengang nicht mehr bemerkbar. Dort wo Wasserpflanzen wachsen können, dringt in der Regel auch bei bedecktem Himmel ausreichend Licht, dass sie während des Tauchgangs erkannt werden können.

Tauchuntersuchungen von ausgewählten Transekten werden im Rahmen des Seeprogramms und neuerdings des Seekurzprogramms des Landes Schleswig-Holstein seit mehreren Jahren regelmäßig durchgeführt. Auch für diese Methode ergeben sich aus Sicherheitsgründen wetterbedingte Einschränkungen. Vor dem Hintergrund der im letzten Jahrzehnt gesammelten Erfahrungen lässt sich festhalten, diese Einschränkungen nicht so gravierend sind, dass sie die termingerechte Abwicklung eines Untersuchungsprogramms vereiteln könnten.



7.4.10 Kosten

Wenn die Untersuchungen durch externe Gutachter/innen durchgeführt werden, entstehen den für das Monitoring zuständigen Fachbehörden keine Kosten für die Anschaffung von Tauchausrüstungen.

Den geltenden Sicherheitsbestimmungen entsprechend müssen bei Tauchgängen zwei Personen (Taucher/in und Ersatztaucher/in) zur Verfügung stehen. Da die Untersuchungen von Vegetationskundler/innen mit Taucherfahrungen durchgeführt werden, ist eine dritte Person mit besonderen Qualifikationen (sog. Einsatzleiter) überflüssig.

Für Makrophytenkartierungen ist der Tiefenbereich bis 10 m (in der Regel bis 4 m) von Relevanz. Eine Verwendung von teuren Gasgemischen ist deshalb nicht notwendig. Gegenüber der von der LAWA vorgeschlagenen Methode entstehen zusätzliche Betriebskosten von ca. 20 € pro Sauerstoffflasche. Mit einer Flasche lassen sich im Schnitt drei Transekte (jeweils ca. 45 min) aufnehmen.

Da Untersuchungen nach Tauchmethode oder nach LAWA-Methode dieselbe Anzahl von Arbeitskräften binden und ungefähr dieselbe Zeit in Anspruch nehmen, steht nach Ansicht der Autorin der vorliegenden Studie ein nachvollziehbarer Nachweis der unverhältnismäßig hohen Kosten für eine Tauchbeprobung von Transekten noch aus.

Aufgrund der Abhängigkeit der LAWA-Methode von den Witterungsverhältnissen können sich folgenschwere Einschränkungen für das Personal- und Sachmittelmanagement ergeben, die sich negativ auch auf die Durchführung anderer Projekte auswirken können. Für eine private Firma ist es nicht vertretbar, die Arbeitskraft mehrerer qualifizierter Personen über Tage bzw. Wochen zu binden, bis die erforderlichen Wetterbedingungen erfüllt sind.

Vor dem Hintergrund der Erfahrungen, die im Sommer 2002 mit dem überschaubaren Untersuchungsprogramm der vorliegenden Studie gemacht wurden, sind Tauchuntersuchungen nicht nur wegen der Qualität ihrer Ergebnisse, sondern **aus Gründen der Wirtschaftlichkeit** der Beprobung nach LAWA-Methode eindeutig vorzuziehen.

Wenn die Untersuchung im universitären Bereich durchgeführt werden, spielen die Faktoren Zeit und Personal u.U. eine untergeordnete Rolle. Allerdings stellen die LAWA-Beprobungen sowohl für eine Behörde, wenn sie die Untersuchungen mit eigenen Sach- und Personalmitteln vornimmt, als auch für private Auftragnehmer/innen ein nicht-kalkulierbares Risiko dar. Diese Aspekte der Kostenkalkulation sind bislang nicht ausreichend berücksichtigt worden.



7.5 Methodenvorschlag für die Aufnahme der Makrophyten

Die vorgeschlagene Methode eignet sich zur Aufnahme von Transekten im Rahmen eines Monitorings der submersen Vegetation an ausgewählten Probestellen.

- Kennzeichnung der Aufnahmefläche durch Angabe der genauen Koordinaten und Lokalisierung mit Hilfe des GPS, Foto des Uferabschnitts als Kontrolle sinnvoll.
- Aufnahme der Transekte durch Tauchen mit dem Pressluftgerät
- beidseitige Abgrenzung des Aufnahmebereichs durch Verlegung einer mit Blei beschwerten Leine auf dem Gewässergrund als Orientierung während des Tauchgangs
- Aufnahme eines 30 m breiten Transektes bis zur Untergrenze der Makrophytenbesiedlung

- Tiefenstufen: 0-1 m, 1-2 m, anschließend 2 m-Stufen bis zur Untergrenze der Vegetation, ggf. Zusammenfassung der Tiefenstufen unter 4 m für Auswertungszwecke der WRRL
- 5-stufige Mengenabschätzung nach KOHLER 1978
- Angaben von Vitalität und Soziabilität in Anlehnung an SCHNEIDER 2000 für Fließgewässer
- Sonstige Angaben (z.B. Sedimente) wie LAWA-Vorgaben

In der folgenden Tabelle 11 werden die Beprobungsmethode nach LAWA und die vorgeschlagene Transektaufnahme durch Tauchen anhand ausgewählter Kriterien miteinander verglichen.



Tab. 11: Vergleich von LAWA-Beprobung und Tauchuntersuchung anhand ausgewählter Kriterien

	LAWA-Beprobung	Tauchuntersuchung
Genauigkeit der Ergebnisse	genau nur im Tiefenbereich, in dem der Sichtkasten eingesetzt werden kann: unterhalb von 1 m in eutrophen Seen und von 2 m in mesotrophen Seen ungenau	Genauigkeit durch schlechte Sichtverhältnisse beeinträchtigt, jedoch deutlich genauer als Rechen-Beprobung
Reproduzierbarkeit der Ergebnisse	in eutrophen Seen und im unteren Profilverbereich von mesotrophen Seen keine monitoringfähige Daten	abhängig von der Genauigkeit der Aufnahme (s. oben)
Materialaufwand	Boot, GPS, Echolot, Fotoapparat ausziehbarer Rechen (4 m), Doppelrechen mit Leine (10 m), Sichtkasten, Wathose, Schnorchelausrüstung und Neoprenanzug, Schreibunterlagen, Beutel für Bestimmungsprouben, Gläser zur Aufbewahrung von empfindlichen Wasserpflanzenproben Bodengreifer, Secchi-Scheibe	Boot, GPS, Fotoapparat bleibeschwerte Leine zur Abgrenzung des Tauchbereichs, Tauchausrüstung, Unterwasserschreibtafel, Schreibunterlagen Beutel für Bestimmungsprouben, Gläser zur Aufbewahrung von empfindlichen Wasserpflanzenproben Bodengreifer, Secchi-Scheibe
Zeitaufwand: Beprobungsdauer	Beprobung: 30-50 Min.	Abgrenzung der Fläche: 5-10 Min. Beprobung: 30-50 Minuten
Personalaufwand	2 Personen (ab Windstärke 3, 3 Personen und größeres Boot)	2 Personen: Taucher/in, Ersatztaucher/in („Einsatzleiter“ bei vegetationskundlichen Untersuchungen überflüssig)
Praktikabilität	ab Windstärke 3 erhebliche Probleme an exponierten Standorten und in großen Seen ab Windstärke 4 Aufnahme unmöglich	Aufnahme möglich bis Windstärke 5
Wirtschaftlichkeit	wegen Wetterabhängigkeit sehr schlechte Planbarkeit der Personal- und Sachmittel: unkalkulierbares Betriebsrisiko	deutlich geringere Einschränkungen der Einsatzplanung
zusätzliche Betriebskosten		Pressluft (ca. 20 € pro Flasche, reicht für 3 Transektaufnahmen von jeweils ca. 45 min.)



8 Zusammenfassung

Ziel des Teils I der vorliegenden Studie ist es, die Möglichkeiten aufzuzeigen, für die Seen des Netzes NATURA 2000 die Vorgaben von FFH-RL und WRRL gemeinsam umzusetzen.

Die Studie behandelt die vegetationskundlich relevanten Aspekte beider Richtlinien (Vegetationstypen, höhere Pflanzen, makroskopische Algen). Die Fischfauna, die auch Gegenstand von Vorgaben beider Richtlinien ist, wurde nicht bearbeitet.

Ziele beider Richtlinien

Nach Anhang IV, Abs. 1,v der WRRL sind NATURA 2000-Seen – auch unterhalb von 50 ha – Schutzgebiete nach WRRL.

Aus vegetationskundlicher Sicht werden keine Konflikte zwischen den Zielsetzungen beider Richtlinien festgestellt. Vielmehr ergänzen sich der flusseinzugsgebietsorientierte Ansatz der WRRL und der schutzgebietorientierte Ansatz der FFH-RL. Es ist davon auszugehen, dass die notwendige, z.T. erhebliche Verbesserung der Wasserqualität in manchen NATURA 2000-Seen nur durch die komplementäre Strategie der WRRL erreicht werden kann.

Das Verfahren der vorläufigen LAWA-Richtlinie zur Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen (LAWA 1998) ermöglicht eine Bestimmung des anzustrebenden Referenzzustands von Seen aus trophischer Sicht. Sie kann zur Leitbildbestimmung auch aus FFH-Sicht herangezogen werden.

Monitoringprogramme

Beide Richtlinien schreiben die Durchführung von Monitoringprogrammen vor, die im Bereich der Vegetation Überschneidungsfelder aufweisen. Synergieeffekte sind in erster Linie von einer gemeinsamen Durchführung der Monitoringprogramme zu erwarten.

Ufervegetation

Für den Bereich der Ufervegetation sind nach den Vorgaben der FFH-RL im Rahmen des Monitorings der NATURA 2000-Gebiete die Lebensräume und Arten der Anhänge I bzw. II zu erfassen.

Die WRRL sieht im Rahmen der Erstaufnahme der Schutzgebiete eine Beschreibung der „direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ vor.

Da die gemeldeten NATURA 2000-Gebiete in manchen Fällen nur Teile der Wasserfläche und der Uferlinie sowie nur in wenigen Fällen die vollständige Verlandungszone der Seen umfassen, wird die Erstaufnahme der Uferzonen nach WRRL umfangreicher sein. Jedoch auch aus der Sicht des Erhaltungs- bzw. Entwicklungsgebots nach FFH-RL ist eine Aufnahme der Vegetationstypen und von Störfaktoren im gesamten Gewässerumfeld von vordringlicher Bedeutung.

Eine solche Aufnahme kann für die Zwecke beider Richtlinien gemeinsam durchgeführt werden. Für Schleswig-Holstein empfiehlt sich eine Kartierung der Ufervegetation einschließlich des Erlengürtels, so wie sie im Rahmen des Seeprogramms durchgeführt wird.

Die Lebensräume des Anhangs I der FFH-RL sind nach dem von der Fachbehörde entwickelten Schema gesondert aufzunehmen.

Submerse Vegetation

Die submerse Vegetation wird nach WRRL als Bestandteil der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ definiert. Sie ist im Rahmen der überblicksweisen Überwachung zu erfassen. Die für die Umsetzung der



WRRL zuständigen Fachbehörden gehen zurzeit davon aus, dass die Makrophyten in der operativen Überwachung nicht berücksichtigt werden.

Die Monitoringsprogramme beider Richtlinien haben eine unterschiedliche **Zielsetzung**.

Aus der Sicht der WRRL steht der Schutz der Wasserressourcen im Mittelpunkt der Bemühungen. Die submerse Vegetation stellt eine Komponente unter mehreren dar, die zur Überwachung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer herangezogen werden.

Da jedoch ein Zustand der makrophytischen Gemeinschaft als Qualitätsziel vorgeschrieben wird, der hinsichtlich der Abundanz und der Artenzusammensetzung nur geringfügig vom natürlichen Zustand abweicht, kommt der submersen Vegetation eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung zu.

Viele Makrophyten sind sehr selten geworden. Ihre Restbestände kommen nur noch in wenigen Seen vor. Aufgrund von Ausbreitungsschwierigkeiten ist auch nach Verbesserung der Standortbedingungen in ehemals belasteten Seen eine spontane Wiederbesiedlung vielerorts unwahrscheinlich. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung wird deshalb weiterhin ein großer Abstand zur Leitzönose bestehen. Dieses Problem wird sich voraussichtlich in zahlreichen Seen stellen. Es wird in erster Linie diejenigen Seen betreffen, die im Ist-Zustand keinen guten Zustand erreichen, d.h. die Seen, die im Rahmen der operativen Überwachung zu untersuchen sind.

Keine der übrigen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Phytobenthos usw.) ist in der Lage, als Indikator für den Zustand der makrophytischen Lebensgemeinschaft zu fungieren, da diese auch von spezifischen populationsbiologischen Sachverhalten geprägt wird. Wenn – wie zurzeit vorgesehen – keine Untersuchungen der Makrophyten im Rahmen der operativen Überwachung durchgeführt werden, bestehen keine Möglichkeiten, die Erreichung bzw. die Nicht-Erreichung eines guten Zustands der biologischen Quali-

tätskomponente Makrophyten festzustellen.

Es wird deshalb empfohlen, den Zustand der Makrophyten in größeren Zeitabständen im Rahmen der operativen Überwachung zu erfassen. Ein Untersuchungsrhythmus von ca. 10 Jahren dürfte ausreichend sein. Spätestens nach Erfüllung der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten müsste überprüft werden, ob dieses auch für die Makrophyten zutrifft.

Die Erhaltung und Wiederherstellung der Artenvielfalt ist das Hauptziel der FFH-RL. Die Arten des Anhangs II und Lebensräume des Anhangs I stehen deshalb im Mittelpunkt des Monitoringsprogramms. Die submerse Vegetation hat nicht nur den Stellenwert einer Komponente unter mehreren, sondern ist selbst das Kernobjekt der Schutzbemühungen. In NATURA 2000-Seen werden Maßnahmen zur Wiederansiedlung von seltenen Makrophyten zu den Aufgaben des Pflege- und Entwicklungskonzeptes gehören. In Seen, die nach beiden Richtlinien geschützt sind, bietet sich dadurch die Möglichkeit, auch einen guten Zustand der Komponente Makrophyten nach WRRL zu erreichen.

Für beide Richtlinien sind eigene **Bewertungssysteme** entwickelt worden, die unterschiedliche Kriterien berücksichtigen und unterschiedlich differenziert sind (3-stufige Bewertung des Erhaltungszustands nach FFH-Richtlinie und 5-stufige Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL). Die Auswertung der Daten wird somit nach den jeweiligen Vorgaben jeder Richtlinie durchgeführt werden müssen.

Eine gemeinsame **Datenaufnahme** gehört zu den wesentlichen Voraussetzungen, um unnötige Doppelarbeiten bei den Geländeuntersuchungen zu vermeiden. Dieses ist nicht nur sinnvoll, um Kosten einzusparen, sondern auch schonender für das Untersuchungsobjekt.

Als Konsequenz der anders gewichteten Zielsetzungen beider Richtlinien ergeben sich allerdings Unterschiede des anzu-



strebenden Genauigkeitsgrads bei der Erfassung der Makrophyten.

Aufnahmemethode nach LAWA-Vorschlag

Die ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“ hat im Auftrag der LAWA eine Beprobungsmethode vorgeschlagen, die bundesweit für die Erfassung der Makrophyten in Überwachungsprogrammen nach WRRL eingesetzt werden soll. Für jeden See wird ein für die submerse Vegetation repräsentativer Transekt aufgenommen.

Der LAWA-Vorschlag sieht die Beprobung eines 20 bis 30 m breiten Transektes mit dem Rechen vom Boot aus und ggf. durch schnorcheln vor. In der Flachwasserzone werden Wathose und Sichtkasten eingesetzt. Eine Aufnahme des Transektes durch Presslufttauchen wird aus Kostengründen abgelehnt.

Der Transekt wird vom Ufer bis zur Untergrenze der Makrophytenbesiedlung aufgenommen. Das Profil wird in 4 Tiefenstufen unterteilt. In jeder Stufe wird die Menge der vorkommenden Arten anhand einer 5-stufigen Skala geschätzt.

Durchgeführte Untersuchungen

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde im Sommer 2002 in drei Seen des NATURA 2000-Gebietes DE 1828-301 „Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung“ Geländeuntersuchungen durchgeführt.

Die Untersuchungen sollten zur Klärung der Frage beitragen, ob die mit der LAWA-Methode erhobenen Daten auch die Ansprüche des FFH-Monitorings erfüllen. Im Rahmen eines Monitorings stellt die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse einen zentralen Aspekt dar. Wenn die methodenbedingten Schwankungen der erhobenen Parameter stärker sind als die Trends, die dokumentiert werden sollen, ist eine Auswertung der Daten nicht möglich.

Um die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu prüfen, wurden im Suhrer See 2 Transekte jeweils zweimal durch LAWA-

Beprobung aufgenommen, die 2001 von der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe „Leitzönosen“ beprobt wurden. Im Dieksee wurden 3 Transekte jeweils zweimal aufgenommen.

Um die Genauigkeit der Ergebnisse einzuschätzen wurden dieselben Transekte auch durch Tauchgänge aufgenommen. Dabei wurden die Schätzskala und die Einteilung der Tiefenstufen der LAWA-Methode verwendet.

Um die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Tauchuntersuchungen zu prüfen, wurde im Schöhsee ein 2001 betauchter Transekt erneut mit einem Tauchgang aufgenommen.



Ergebnisse

Im mesotrophen Suhrer See, der eine dichte und artenreiche Vegetation bis in Tiefen um 7,5 m beherbergt, wurden bei den LAWA-Beprobungen weitgehend vergleichbare Ergebnisse erzielt.

Der Vergleich mit den Daten der Tauchuntersuchungen zeigt allerdings, dass nur ein Teil des Artenspektrums erfasst wurde. Insgesamt erwiesen sich die Ergebnisse – zwar auf einem niedrigen Auflösungs-niveau – jedoch als weitgehend reproduzierbar.

Im eutrophen Dieksee, der eine schütterere und artenarme Vegetation bis in eine Tiefe von 3,8 m beherbergt, wurden bei der 1. LAWA-Beprobung und bei der Wiederholungsbeprobung stark abweichende Ergebnisse erzielt, obwohl keine nennenswerten Veränderungen der Vegetation in der Zwischenzeit eingetreten waren. Im Rahmen eines Monitorings würden solche Abweichungen nicht vorhandene Trends vortäuschen. Der Vergleich mit den Ergebnisse der Tauchgänge zeigt, dass die Ungenauigkeit der Beprobungen im eutrophen Dieksee deutlich höher war als im mesotrophen Suhrer See.

Dieses Ergebnis ist im Wesentlichen auf folgende Gründe zurückzuführen. Sobald der Sichtkasten aufgrund der Trübung bzw. der Tiefe nicht mehr eingesetzt werden kann, wird vom Boot aus „blind“ beprobt. In Seen mit geschlossener und homogener Vegetation (z.B. Suhrer See) wird auch durch eine Zufallsstichprobe ein relativ zuverlässiger Überblick über Artenzusammensetzung und Pflanzenmengen gewonnen. In Seen mit lückiger Vegetation bleibt es dem Zufall überlassen, ob der Rechen tatsächlich eine Pflanze erfasst oder ob er in eine Lücke greift.

Die methodenbedingte Ungenauigkeit erreicht ein Niveau, das eine Auswertung im Rahmen eines Monitorings nicht erlaubt.

Die Unterschiede der Vegetation des Suhrer Sees und des Dieksees kommen in

den Beprobungsergebnissen nach LAWA-Methode zum Ausdruck.

Die Methode ist für eine Zuordnung von Seen in einer übersichtsmäßigen Klassifikation geeignet. Aufgrund ihrer geringen Reproduzierbarkeit sind die Daten nicht monitoringfähig. Dieses gilt mit Sicherheit für die Zwecke der FFH-RL und mit hoher Wahrscheinlichkeit auch für die Zwecke der WRRL. Es ist zu befürchten, dass viele der bundesweit 172 bereits aufgenommenen Transekte an 75 Seen (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe „Leitzönosen“) als Null-Aufnahme des Monitorings nicht verwendet werden können und zumindest in den NATURA 2000-Gebieten wiederholt werden müssen.

Die Ergebnisse der Tauchaufnahmen 2001 und 2002 im mesotrophen Schöhsee zeigen hohe Übereinstimmungen. Die Daten sind monitoringfähig.

Methodenvorschlag

Da eutrophe Seen wie der Dieksee deutlich häufiger sind als mesotrophe Seen wie der Suhrer See, muss eine Aufnahmemethode entwickelt werden, die für alle Gewässer zuverlässige Daten liefert.

Es wird vorgeschlagen, ausgewählte Transekte in Anlehnung an das LAWA-Verfahren (Größe, Tiefenstufen, Schätzskala) jedoch durch Tauchen mit dem Pressluftgerät aufzunehmen. Während des Tauchgangs können im Gegensatz zur Rechenbeprobung die Soziabilität und die Vitalität der Pflanzenbestände erfasst werden.

Diese Angaben, die nach LAWA-Vorschlag für Fließgewässer aufgenommen werden sollen, sind für die Auswertung von Monitoringdaten von großer Bedeutung.

Die auf diese Weise erhobenen Daten können für die Monitoringzwecke beider Richtlinien verwendet werden.

In Gewässern, in denen Makrophyten des Anhangs II der FFH-RL vorkommen, werden darüber hinaus spezifische populationsbiologische Untersuchungen dieser Arten durchzuführen sein. Um die Ge-



samtheit der FFH-relevanten Fragestellungen zu bearbeiten, wird in den meisten Gewässern voraussichtlich eine höhere Transektanzahl erforderlich sein.

Naturschutzverträglichkeit

Die Mehrzahl der submersen Makrophyten stehen auf den Roten Listen. Eine Rechenbeprobung in Beständen von Arten des Anhangs II der FFH-RL ist wegen der angerichteten Schäden absolut auszuschließen.

Im Unterschied zur Rechenbeprobung kann beim Tauchgang in den meisten Fällen auf eine Entnahme von Pflanzenmaterial verzichtet werden.

Wenn eine nachträgliche Bestimmung erforderlich ist, können die notwendigen Pflanzenteile gezielt gepflückt werden, ohne ganze Pflanzen zu entwurzeln. Tauchuntersuchungen verursachen deshalb keine nachhaltigen Schäden der Lebensgemeinschaft. Sie lösen keine untersuchungsbedingten Veränderungen der Aufnahmefläche aus, die die Aussagen des Monitorings verfälschen würden.

Praktikabilität und Kosten

Den geltenden Sicherheitsbestimmungen entsprechend müssen bei Tauchgängen zwei Personen (Taucher/in und Ersatztaucher/in) zur Verfügung stehen.

Da die Untersuchungen nur von Vegetationskundler/innen mit Taucherfahrungen durchgeführt werden können, ist eine dritte Person mit besonderen Qualifikationen (sog. Einsatzleiter) überflüssig.

Gegenüber der von der LAWA vorgeschlagenen Methode entstehen zusätzliche Betriebskosten von ca. 20 € pro Sauerstoffflasche. Mit einer Flasche lassen sich im Schnitt drei Transekte (jeweils ca. 45 min) aufnehmen. Die übrigen Sachmittel (Boot, Schnorchel, Neoprenanzug, Maske usw.) sind identisch.

Da Untersuchungen nach Tauchmethode oder nach LAWA-Methode dieselbe Anzahl von Arbeitskräften binden und unge-

fähr dieselbe Zeit in Anspruch nehmen, steht ein nachvollziehbarer Nachweis der angenommenen, unvertretbar hohen Kosten für eine Tauchbeprobung von Transekten noch aus.

Bei den Untersuchungen im Sommer 2002 zeigte sich, dass die Einsetzbarkeit der LAWA-Methode durch die Windverhältnisse stark eingeschränkt wird. Aufgrund der Lage Schleswig-Holsteins zwischen Nord- und Ostsee treten ganzjährig deutlich stärkere Winde als im Binnenland auf, sodass dieser Aspekt von hoher Bedeutung ist.

Während Tauchuntersuchungen problemlos noch bei Windstärke 5 (voll entwickelte Schaumkronen) durchgeführt werden konnten, war an windexponierten Ufern ab Windstärke 3 (mäßige Wellen, keine Schaumkronen) und an windgeschützten Ufern ab Windstärke 4 (erste Schaumkronen) eine Beprobung nach LAWA-Vorschlag vom Boot aus nicht mehr möglich. Das Boot wurde trotz Gegenrudern aus dem der beprobten Tiefenstufe verdriftet. Eine genaue Tiefenbestimmung der Pflanzenfunde war ausgeschlossen.

Aufgrund der Abhängigkeit der LAWA-Methode von den Witterungsverhältnissen können sich folgenschwere Einschränkungen für das Personal- und Sachmittelmanagement ergeben, was zu einem nicht-kalkulierbaren Kostenrisiko führt. Dieser Aspekt der Kostenkalkulation wurde bislang nicht berücksichtigt.

Nicht nur wegen der höheren Genauigkeit und der Monitoringfähigkeit der Ergebnisse, sondern auch aus Gründen der Wirtschaftlichkeit ist eine Transektaufnahme durch Tauchen einer Beprobung nach LAWA-Methode eindeutig vorzuziehen.



In der folgenden tabellarischen Übersicht werden in mittleren Spalte die Aufgabefelder aufgelistet, die bei der Umsetzung beider Richtlinie gemeinsam bearbeitet werden können. In den beiden äußeren Spalten werden die spezifischen Aufgaben beider Untersuchungsprogramme bezüglich der Vegetation angegeben.



Tab. 12: Übersicht über gemeinsame und spezifische Aufgabenfelder von FFH-RL und WRRL

spezifische Aufgaben FFH-RL	gemeinsame Aufgaben	spezifische Aufgaben WRRL
Erstaufnahme		Erstaufnahme
detaillierte Aufnahme der Ufer-Lebensräume des Anhangs I im NATURA 2000-Gebiet	gemeinsame Erstaufnahme der Ufervegetation im NATURA 2000-Gebiet	Erstaufnahme der direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete über die Grenzen des NATURA 2000-Gebiets hinaus
	gemeinsame Erstaufnahme der Makrophytenvegetation des gesamten Sees (nach Vorbild des Seeprogramms)	
Auswahl der Monitoringflächen		Auswahl der Monitoringfläche (n)
zusätzliche Beobachtungsflächen für typische und FFH-relevante Aspekte der aquatischen Vegetation	WRRL-Überwachungsstelle(n) mit einer (einigen) der Dauerflächen des FFH-Monitorings identisch	mindestens eine repräsentative Überwachungsstelle
Aufnahmerhythmus		Aufnahmerhythmus
	alle 6 Jahre: FFH Monitoring und überblicksweise Überwachung	operative Überwachung: außerhalb von FFH-Gebieten in größeren Abständen (ca. 10 Jahre)
Untersuchungsgegenstand		Untersuchungsgegenstand
Populationbiologie von Pflanzenarten des Anhangs II		
Arteninventar und Mengenverhältnisse in für FFH-spezifische Fragen ausgewählten Transekten	Arteninventar und Mengenverhältnisse in den verschiedenen Tiefenstufen von der gemeinsamen Transekten	
Datenaufnahme		Datenaufnahme
	gemeinsame Aufnahme unter der Voraussetzung, dass die Aufnahmemethode mit den Auswertungszwecken beider Richtlinien kompatibel ist	
Aufnahmemethoden		Aufnahmemethoden
spezifische Untersuchungen zur Populationbiologie von Arten des Anhangs II	Transektaufnahme durch Tauchuntersuchungen (s. Vorschlag in Kap.7.5)	
Datenauswertung		Datenauswertung
eigenständige 3-stufige Bewertung des Parameters „Erhaltungsgrad der Struktur“ von Arten und Lebensräumen		eigenständige 5-stufige Bewertung des ökologischer Zustands der Makrophyten als Teil der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“

9 Literatur



- ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“ (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der Wasser-Rahmenrichtlinie. Hrsg. ATV-DVWK, Hennef.
- DEPPE, E. & R. LATHROP (1992): A comparison of two rake sampling techniques for sampling aquatic macrophytes. – Bureau of Research – Wisconsin Department. Research Management findings. No. 32: 1-4.
- EUROPEAN COMMISSION, DG XI (1999): Interpretation Manual of European Union Habitats, Eur 15/2 (October 1999).
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, DG ENVIRONMENT (2000): NATURA 2000 – Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG.
- FARTMANN, T. et al. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlung zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. – Angewandte Ökologie H. 42. Bonn- Bad Godesberg.
- GRUBE, D. (1991): Aufnahme und Kartierung der submersen makrophytischen Vegetation des Schaalsees. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LAWAKÜ. Kiel.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (2000): Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (2002): Ufer- und Unterwasservegetation des Lanker Sees und des Kleinen Plöner Sees. Vegetationskundliche Untersuchungen im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein. unveröff. Gutachten. Kiel.
- KOEPF, B. (2002): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-WRRL. Vortrag auf dem Informationstreffen der Arbeitsgruppe Phylib, München Februar 2002.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation in Süßwasserbiotopen. – Landschaft + Stadt 10 (2): 73-85.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2000): Seenbewertung in Schleswig-Holstein. Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbeschreibung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA an 42 schleswig-holsteinischen Seen. Seebericht B 47. Flintbek.
- LAWA – Länderarbeitsgruppe Wasser (1999): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ - „Vorläufige Richtlinie für die Erstbeschreibung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ 1998. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- MELZER, A. et al. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft 4/86: 1-210.
- MUNF – Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (2001): Einheitliche europäische Gewässerpolitik. Vorbereitung der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein.
- SCHMIDTKE, K.-D. (1995): Land im Wind – Wetter und Klima in Schleswig-Holstein. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- SCHNEIDER, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation TU München. Shaker-Verlag, Aachen.
- SPIESS, H.-J. & P. BOLBRINKER (2001): Monitoring submerser Makrophyten in nährstoffarmen Klarwasserseen Mecklenburg-Vorpommerns. – Artenreport, H. 1: 67-71.
- STUHR, J. (1998): Erfassung von Arteninventar und Siedlungstiefen der Wasserpflanze des Großensees / Krs. Stormarn als Datenbasis für Monitoringuntersuchungen. unveröff. Gutachten im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein. Kiel.
- STUHR, J. (2001): Die Vegetation des Schönsees. Vegetationskundliche Untersuchungen im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein. unveröff. Gutachten. Kiel.
- SSYMANIK, A. et al. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BFN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-



Richtlinie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 53, Bonn Bad Godesberg.

VON KEITZ, S. & M. SCHMALHOLZ (Hrsg.) (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Gesetze

FFH-Richtlinie:

Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. (ABl. EG Nr. L 206/7 vom 22.07.92)

Wasser-Rahmenrichtlinie:

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

ABl. EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000

NATURA 2000 Standard-Datenbogen – Erläuterungen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 107/20 vom 24.04.1997



Dieksee-Studie

Teil II

Kieler Institut für Landschaftsökologie

2002

Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH- Richtlinie

3140

**„oligo- bis mesotrophe kalkhaltige
Stillgewässer mit benthischer
Vegetation aus Armelechteralgen“**

3150

**„natürliche eutrophe Seen mit einer
Vegetation des Magnopotamion oder
des Hydrocharicion“**

**Vorschläge für Kurzbeschreibungen der
beiden Lebensraumtypen**

Teil II:

Lebensräume des Anhangs I der FFH-Richtlinie

3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armluchteralgen“



3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“



Vorschläge für Kurzbeschreibungen
der beiden Lebensraumtypen



Exkurs:
Beschreibungen der Lebensräume des Anhangs I
in Frankreich

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthi- scher Vegetation aus Armleuchteralgen“ im norddeutschen Flachland	4
2.1	Allgemeine Hinweise.....	4
2.2	Standorte des Lebensraums.....	6
2.2.1	Naturnahe Seen.....	6
2.2.2	Quellige bzw. grundwasserbeeinflusste Abgrabungsgewässer.....	6
2.2.3	Temporäre Gewässer.....	7
2.2.4	Verbreitung außerhalb des Untersuchungsgebiets.....	8
2.3	Vegetation der nährstoffarmen basenreichen Seen.....	9
2.3.1	Zonierung.....	9
2.3.2	Typische Pflanzengemeinschaft.....	11
2.3.2.1	Arealkundliche Besonderheiten.....	11
2.3.2.2	Pflanzensoziologische Gliederung der Armleuchteralgen-Vegetation.....	13
2.3.3	Zeigereigenschaften der Armleuchteralgen.....	15
2.4	Typische Pflanzengemeinschaft der quelligen Abgrabungsgewässer.....	20
2.5	Allgemeine Erhaltungsziele.....	21
2.5.1	Erhaltung.....	21
2.5.2	Wiederherstellung.....	21
2.5.3	Voraussetzungen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung.....	21
2.5.4	Kompatible Erhaltungsziele.....	21
2.5.5	Mögliche Zielkonflikte.....	22
2.6	Spezifische Empfindlichkeit des Lebensraums.....	23
2.6.1	Empfindlichkeit der Armleuchteralgen.....	23
2.6.2	Spezifische Empfindlichkeit der oligotrophen Ausprägungen.....	25
2.6.3	Spezifische Empfindlichkeit der Ausprägungen mit kleinem natürlichem Verbreitungsgebiet.....	25
2.7	Besondere Gefährdungsfaktoren.....	27
2.8	Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Ve- getation aus Armleuchteralgen“ in Schleswig-Holstein.....	34
2.8.1	Übersicht über Standorttypen.....	34
2.8.2	Regionale Ausprägung der mesotrophen basenreichen Seen.....	37
2.8.2.1	Typische Zonierung unter naturnahen Verhältnissen.....	38
2.8.2.2	Stufen des Erhaltungszustands der Struktur in Schleswig-Holstein.....	42
2.8.3	Regionale Ausprägung der quelligen Abgrabungsgewässer.....	47
2.8.4	Kontaktvegetation.....	48

3	Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" im norddeutschen Flachland ...	50
3.1	Allgemeine Hinweise	51
3.2	Begriffsklärungen	52
3.2.1	Vegetation des Magnopotamion und des Hydrocharion	52
3.2.1.1.	Magnopotamion	52
3.2.1.2	Hydrocharicion	57
3.2.2	Verwendung des Trophie-Begriffs in der Vegetationskunde	59
3.2.3	Was tun mit „ <i>dirty grey to blue-green, more or less turbid, waters</i> “?	60
3.3	Standorte des Lebensraums	62
3.3.1	Natürliche eutrophe Seen	62
3.3.2	Natürliche eutrophe Flachseen	62
3.3.3	Natürliche eutrophe Altwässer	62
3.3.4	Natürliche eutrophe temporäre Gewässer (Tümpel)	63
3.3.5	Kleingewässer	63
3.3.6	Künstliche Gewässer	63
3.4	Vegetation der eutrophen Seen und Flachseen Norddeutschlands	65
3.4.1	Typische Pflanzengemeinschaft	65
3.4.2	Arealkundliche Besonderheiten	66
3.4.3	Zonierung	67

3.5	Abgrenzung der Lebensräume	
	3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“	
	3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“	69
3.6	Altwässer mit Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion	71
3.6.1	Typische Pflanzengemeinschaft	71
3.6.2	Ersatzlebensräume	72
3.6.3	Kontaktvegetation	73
3.7	Allgemeine Erhaltungsziele.....	73
3.7.1	Seen und Flachseen	73
3.7.1.1	Eutrophe, ursprüngliche mesotrophe Seen.....	73
3.7.1.2	Von Natur aus eutrophe Seen.....	74
3.7.1.3	Voraussetzungen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung	74
3.7.1.4	Kompatible Erhaltungsziele.....	74
3.7.1.5	Mögliche Zielkonflikte.....	75
3.7.2	Altwässer.....	76
3.8	Spezifische Empfindlichkeit des Lebensraums	77
3.9	Besondere Gefährdungsfaktoren.....	80
3.9.1	Seen und Flachseen	80
3.9.2	Altwässer.....	86
3.10	Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in Schleswig-Holstein	87
3.10.1	Übersicht über Standorttypen.....	87
3.10.2	Regionale Ausprägung der eutrophen Seen	91
3.10.2.1	Typische Zonierung unter naturnahen Verhältnissen	92
3.10.2.2	Stufen des Erhaltungszustands der Struktur in Schleswig-Holstein	97
3.10.3	Regionale Ausprägung der Altwässer bzw. ihrer Ersatzlebensräume.....	103

4 Vorschläge für Kurzbeschreibungen der Lebensraumtypen..... 105

Exkurs

Beschreibungen der Lebensräume des Anhangs I in Frankreich 115

5 Literatur 118

Tabellen

Tab. 1	Gemeldete Vertreter des Typs 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ in Schleswig-Holstein.....	36
Tab. 2	Naturnahe Zonierung der submersen Vegetation in mesotrophen und basenreichen Seen Schleswig-Holsteins.....	41
Tab. 3	Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur für Seen des Typs 3140 in Schleswig-Holstein	45
Tab. 4	Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung der wurzelnden Wasserpflanzen-Gesellschaften nach SCHUBERT et al. 1995.....	54
Tab. 5	Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung des Verbands Potamogetonion pectinati nach SCHUBERT et al. 1995	54
Tab. 6	Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung des Verbands Hydrocharicion morsus-ranae nach SCHUBERT et al. 1995	58
Tab. 7	Gemeldete Vertreter des Typs 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in Schleswig-Holstein.....	89
Tab. 8	Naturnahe Zonierung der submersen Vegetation in schwach eutrophen Seen Schleswig-Holsteins.....	95
Tab. 9	Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur für Seen des Typs 3150 in Schleswig-Holstein.....	100
Tab. 10	Makrophyt in den Modellgebieten Dacksee und Tielener Koog (KlfL 2000).....	104



1 Einleitung

Im gewässerreichen Schleswig-Holstein wurde eine vergleichsweise hohe Anzahl von Stillgewässern verschiedener Typen und Ausprägungen als NATURA 2000-Gebiete gemeldet. Im Zusammenhang mit den in der FFH-Richtlinie festgeschriebenen Berichtspflichten ist der Bedarf nach praktikablen Kriterien zur Abgrenzung der Stillgewässer-Lebensräume und ihrer Erhaltungszustände dementsprechend hoch. Aufgrund der Lage Schleswig-Holsteins am Übergang zwischen der atlantischen und der kontinentalen biogeographischen Regionen ist es ferner notwendig, die regionalen Besonderheiten im Kontext der allgemeinen Eigenschaften der Lebensräume herauszuarbeiten.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, Hinweise und Kriterien vorzuschlagen, die eine nachvollziehbare Zuordnung der Stillgewässer Schleswig-Holsteins zu den Lebensraumtypen des Anhangs I 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ und 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder des Hydrocharitions“ ermöglicht.

In der Praxis zeigt sich, dass die bisherigen Definitionen der Lebensräume sowohl des *Interpretation Manual of European Habitats* Eur 15 / 2 (EU-Kommission 1999) als auch des 1998 von SSYMANK et al. herausgebrachten Handbuchs zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie zurzeit nicht als unmittelbar operationalisierbare Definitionen angesehen werden können.

Aufgrund des europaweiten Gültigkeitsbereichs des *Interpretation Manual* bleiben die Definitionen der Lebensräume zwangsläufig allgemein formuliert.

Die Aufgabe des BfN-Handbuchs war es, Hinweise zur Bestimmung der Lebensräume des Anhangs I unter Berücksichtigung der besonderen biogeografischen Situation Deutschlands zu geben. Mittlerweile hat sich gezeigt, dass die z.T. über die

Formulierungen des *Interpretation Manual* hinausgehenden Erläuterungen und Kartierungshinweise des BfN-Handbuchs nicht immer eine zweifelsfreie Zuordnung ermöglichen.

Das im April 2002 erschienene Heft 42 der Schriftenreihe „Angewandte Landschaftsökologie“ „**Berichtspflichten in NATURA 2000-Gebieten** – Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie“ (FARTMANN et al. 2001) enthält überarbeitete Charakterisierungsvorschläge für die Lebensräume des Anhangs I. Sie sind im Rahmen des F+E-Vorhabens des BfN „Studie zur Erfassung und Bewertung des Erhaltungszustands von Arten und Lebensräumen der FFH-RL“ erarbeitet worden (1996-1999). Für die beiden zu behandelnden Lebensräume weichen die neuen Abgrenzungshinweise geringfügig von den Definitionen des BfN-Handbuchs ab.

Die im F+E-Vorhaben durchgeführte Aufnahme von Lebensräumen fand in insgesamt 8 Gebieten in der Bundesrepublik Deutschland statt, die sich ausschließlich in der kontinentalen biogeographischen Region verteilten. Diese räumliche Begrenzung wird dadurch begründet, dass vergleichbare Untersuchungen für die atlantische biogeografische Region in Großbritannien (vgl. Übersicht über den gewählten Ansatz in BROWN & ROWELL 1997) durchgeführt wurden (FARTMANN et al. 2001, S. 2).



Das norddeutsche Flachland war durch 4 Gebiete in Brandenburg und Vorpommern (Unteres Odertal, Südost-Rügen, Peenetal, Uckermärkische Seen) vertreten.

Darüber hinaus stehen auf den Homepages der zuständigen Behörden der verschiedenen Mitgliedstaaten der Europäischen Union Informationen darüber zur Verfügung, wie die Definitionen des *Interpretation Manual* in den einzelnen Ländern übertragen wurden und nach welchen Kriterien die Auswahl der gemeldeten Gebiete erfolgte. Von Interesse für die behandelte Fragestellung sind die Vorgehensweisen in Ländern mit teilweise vergleichbaren klimatischen Bedingungen von Dänemark bis Großbritannien über die Niederlande, Belgien und Nordwestfrankreich.

Vorgehensweise

Der vorliegende Teil II der Studie setzt sich aus zwei Hauptabschnitten zusammen, die jeweils einem Lebensraumtyp gewidmet sind.

In jedem Hauptabschnitt werden zunächst die wesentlichen Eigenschaften des behandelten Lebensraums vorgestellt. Vor diesem Hintergrund werden die Definitionen des *Interpretation Manual* und des BfN-Handbuchs miteinander verglichen und kommentiert. Die ergänzenden Vorschläge aus dem Berichtspflichten-Band werden berücksichtigt. Anschließend werden für den Bezugsraum des norddeutschen Flachlands (Begründung und Abgrenzung: s. unten) Vorschläge für eine Überarbeitung der Definition des Lebensraums vorgestellt.

Auf diesen Grundlagen werden die relevanten regionalen Besonderheiten für Schleswig-Holstein herausgearbeitet. Typische Ausprägungen und charakteristische Arten werden vorgestellt.

Vor dem Hintergrund der idealtypischen Ausbildung des jeweiligen Lebensraums in Schleswig-Holstein werden Kriterien zur Abgrenzung der verschiedenen Stufen des Erhaltungszustands vorgeschlagen.

Die notwendigen Informationen werden zum einen durch die Auswertung der einschlägigen Fachliteratur zusammengestellt. Darüber hinaus basieren die Ergebnisse dieser Studie auf den eigenen Erfahrungen, die seit mehreren Jahren bei vegetationskundlichen Untersuchungen an Still- und Fließgewässern Schleswig-Holsteins gesammelt wurden.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Seen mit unterschiedlicher Vegetation und in einem unterschiedlichen Erhaltungszustand aufgesucht, um die Zuverlässigkeit der vorgeschlagenen Kriterien zu überprüfen.

Betrachtungsraum

Schleswig-Holsteins befindet sich im Übergangsbereich zwischen der atlantischen und der kontinentalen biogeografischen Regionen, so wie diese in der FFH-Richtlinie abgegrenzt werden. Diese Übergangslage macht sich u.a. daran bemerkbar, dass einige der für den Lebensraum charakteristische Arten in Schleswig-Holstein die äußerste Grenze ihres Verbreitungsgebiets besitzen bzw. hier nicht vorkommen. Aus diesem Grund empfiehlt es sich zur Einschätzung der Vegetationsverhältnisse einen größeren Raum zu betrachten.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich deshalb auf Ausprägungen des Lebensraums, die im norddeutschen Flachland vorkommen.

Diese Region umfasst überwiegend durch eiszeitliche Ablagerungen geprägte Landschaften und setzt sich aus hügeligen Jung- und Altmoränengebieten sowie aus Sanderebenen zusammen.

Sie erstreckt sich vom westlichen Niedersachsen über Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein bis zum östlichen Vorpommern. Nach Süden hin reicht die betrachtete Region bis zum Fuß der Mittelgebirge und nach Norden bis zu den Küsten von Nord- und Ostsee.

Das norddeutsche Flachland gehört zu einer größeren Landschaftseinheit, die die Niederlande, Dänemark, Südschweden



(Schonen), Polen und die baltischen Länder einschließt.



2 Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ im norddeutschen Flachland

2.1 Allgemeine Hinweise

Literatur

Unter der Bezeichnung „Armelechteralgen-Kalksee (Chareto asperae-tomentosa-Sigmatum)“ gibt VAHLE 1990 eine Übersicht über die wesentlichen Merkmale des Lebensraums.

Die umfangreichste Darstellung wurde von KRAUSCH 1964 am Beispiel der Vegetation des Stechlinsee-Gebiets (Mecklenburg-Vorpommern / Brandenburg) zusammengestellt. Diese ältere, pflanzensoziologisch ausgerichtete Grundlagenarbeit besitzt heute noch Gültigkeit. In der ebenfalls pflanzensoziologisch ausgerichtete Arbeit von DOLL 1989 werden die Characeen-Gesellschaften im Norden der DDR beschrieben.

Monitoring-Untersuchungen wurden 1998 und 2000 in nährstoffarmen Klarwasserseen Mecklenburg-Vorpommerns im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt. Eine Übersicht über die Ergebnisse wurde von SPIESS & BOLBRINKER 2001 veröffentlicht.

Für Schleswig-Holstein wurde von U. HARMANN im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein ein Situationsbericht über die Armelechteralgen Schleswig-Holsteins (1999) zusammengestellt. In dieser Arbeit wurden alle bis zu diesem Datum verfügbare Untersuchungen zum Thema – ein-

schließlich unveröffentlichte Gutachten und Diplomarbeiten – aufgelistet.

Seit Abschluss des Situationsberichts sind in Schleswig-Holstein keine weiteren relevanten Arbeiten durchgeführt worden.

Taxonomie

Die verwendete Taxonomie folgt den Empfehlungen von SCHMIDT et al. 1996 (Rote Liste der Armelechteralgen der Bundesrepublik Deutschland) und KRAUSE 1997. Armelechteralgen stehen in der Regel nicht im Rampenlicht des allgemeinen Interesses. Auch unter Vegetationskundler/innen wurden sie bislang nur von einer kleinen Gruppe von Fachleuten beachtet. Aus diesem Grund haben sich für manche Arten keine deutsche Artnamen eingepägt.

Die meisten Roten Listen geben ausschließlich die wissenschaftlichen Bezeichnungen an. Ausnahmen bilden die Roten Listen der Armelechteralgen für Niedersachsen und Bremen (VAHLE 1990) und für Nordrhein-Westfalen (VAN DE WEYER 1999), die Übertragungen der lateinischen Namen ins Deutsche enthalten. Da nicht alle im deutschen Sprachraum vorkommenden Arten in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen auftreten, fehlen einige Namen. Auch der folgende Text verwendet in erster Linie die wissenschaftlichen Artnamen. Wenn deutsche Artnamen vorliegen, werden sie in Klammern angefügt.



allgemeine Kennzeichnung

3140 Hard oligo-mesotrophic waters with benthic vegetation of *Chara* spp. Interpretation Manual EUR 15/2 (p. 33-34)

PAL.CLASS.: (22.12 or 22.15) x 22.44

1. Lakes and pools with waters fairly rich in dissolved bases (pH often 6-7) (22.12) or with mostly blue to greenish, very clear, waters poor (to moderate) in nutrients, base-rich (pH often >7.5) (21.15). The bottom of these unpolluted water bodies are covered with charophyte, *Chara* and *Nitella*, algal carpets. In the Boreal region this habitat type includes small calcareous-rich oligo-mesotrophic gyttja pools with dense *Chara* (dominating species is *C. strigosa*) carpets, often surrounded by various eutrophic fens and pine bogs.
2. Plants: *Chara* spp., *Nitella* spp.
3. Corresponding categories
Nordic classification: „633 Långskottsvegetation med kransalger“, *Littorella uniflora*-*Chara* spp.- typ“.
5. **Lundh A. (1971)**: Studies on the Vegetation and hydrochemistry of Scanian Lakes. II. Distribution of macrophytes and some algal groups. *Bot. Not. Suppl.* 3(1): 1-138.
Rintanen, T. (1982): Botanical lake types in Finnish Lapland. *Ann. Bot. Fennici* 19: 247-274.

Bezeichnung nach Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 305/42 Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997:
„Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“

Bezeichnung nach SSYMANK et al. („BfN-Handbuch“ 1998, S. 178):
„Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Armleuchteralgen-Vegetation (Characeae)“
Diese von der rechtlich verbindlichen Benennung im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften abweichende Bezeichnung wurde unverändert im Berichtspflichten-Band (2001, S. 419) übernommen.



2.2 Standorte des Lebensraums

2.2.1 Naturnahe Seen

In Norddeutschland ist der Lebensraum in großen bis sehr großen Seen der Jungmoränenlandschaft ausgebildet. In der Regel besitzen die Gewässer Wasserflächen von über 50 ha bis mehrere 100 ha und erreichen große Tiefen. Nur wenn die Quellwasserspeisung einen hohen Anteil besitzt, ist der Lebensraum auch in Gewässern unter 10 ha ausgebildet (VAHLE 1990, S. 72 ff.). Der Basenreichtum ist ausschließlich auf Kalk zurückzuführen. Nur in Gebieten mit Festgesteinen (z.B. mit Serpentin, Dolomit) kann Magnesium beteiligt sein. In der Altmoränenlandschaft sind Stillgewässer durch Verlandung in der Eem-Warmzeit und periglaziale Verfüllungsprozesse in der Weichsel-Kaltzeit weitgehend verschwunden.

Als „Urtypus“ für Norddeutschland kann der Große Stechlinsee in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg genannt werden, der bei einer Fläche von ca. 424 ha eine maximale Tiefe von 68 m erreicht. Der Stechlinsee ist in eine reliefreiche Endmoränenlandschaft aus überwiegend sandigen Sedimenten eingebettet. Sein Kalkgehalt ist im Vergleich zu Karstseen und zu Seen des Voralpengebiets niedrig. Die Karbonathärte beträgt ca. 5°dH (KRAUSCH 1964, S. 151). Im bayerischen Alpenvorland (Osterseen-Gebiet) kann die Karbonathärte bis zu 17°dH betragen (MELZER 1976, S. 192). Aufgrund seiner Ausmaße gehört der Stechlinsee zu den morphologisch oligotrophen Seen. Da sein Umland und seine Ufer von ausgedehnten Wäldern geprägt wird, konnte sich dieser Zustand bis heute erhalten.

In der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins sind seit Jahrhunderten und insbesondere seit dem Zweiten Weltkrieg die Siedlungsdichte und die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung im Allgemeinen höher als in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Basenreiche, oligotrophe Gewässer kommen seit langem nicht mehr vor.

Natürliche Quellgewässer

Größere, ausgesprochen nährstoffarme Quellgewässer (Limnokrene) bilden sich nur in Landschaften, die durch Wechselagerungen von wasserdurchlässigen und –undurchlässigen Festgesteinen (z.B. Schichtstufenlandschaften) geprägt sind. In den norddeutschen Glaziallandschaften sind vorwiegend Sickerquellen ausgebildet. Die kleinen Wasseransammlungen, die dabei entstehen, sind aufgrund der geologischen Voraussetzungen in der Regel basenreich. Sie erfüllen das Kriterium der Nährstoffarmut jedoch nicht.

2.2.2 Quellige bzw. grundwasserbeeinflusste Abgrabungsgewässer

Einen Sonderfall stellen in Norddeutschland Mergel- und Tongruben sowie Torfstiche dar, die eine starke Zufuhr von basenreichem, relativ nährstoffarmem Grundwasser erhalten. Die Quellfähigkeit macht sich an der stets kühlen Wassertemperatur bemerkbar.

Die Gewässer beherbergen mit hoher Steigtigkeit sehr dichte Bestände einer Armluchteralge, die auch unter typischen mesotrophen Verhältnissen vorkommt (*Chara hispida*, Steifhaarige Armluchteralge). Diese Gewässer sind im strengen wissenschaftlichen Sinne nicht als oligo- bis mesotroph einzustufen. Die Nährstoffkonzentrationen im Wasser können allerdings niedrig sein, weil die Nährstoffe in der Biomasse des üppigen Pflanzenbestands gebunden sind.



Das Wasser ist auffällig klar, was auch auf allelopathisch wirkende Ausscheidungen der Characeen zurückzuführen sein könnte (vgl. BLINDOW et al. 1992, WIUM-ANDERSEN et al. 1982). Obwohl sie prinzipiell eutroph sind, herrschen in diesen Gewässern „mesotroph-ähnliche“ Bedingungen.

Der Gewässer- und Vegetationstyp wurde in Nordostdeutschland von DOLL 1989 in Kalksöllen, Tongruben, grundwasserbeeinflussten Torfstichen und in Kreidetagebau-Gewässern auf Rügen angetroffen (DOLL 1989, S. 310-312). In VAHLE 1990 sind ähnliche Gewässer aus der Hannoveraner Region abgebildet (VAHLE 1990, S. 47). In Schleswig-Holstein gehört der Waldhusener Moorsee zu diesem Typ (vgl. Foto in HAMANN 1999, Foto 2 im Anhang S. XI). Auch aus der Jungmoränenlandschaft Dänemarks sind vergleichbare Gewässer bekannt. Um die wenigen Gewässer, die zum Lebensraumtyp zuge-

ordnet werden können, von der Vielzahl der übrigen Abgrabungsgewässer zu unterscheiden, ist auf ihre charakteristische Vegetation zu achten (s. unten).

2.2.3 Temporäre Gewässer

In der Aue von naturnahen Fließgewässern mit starken Wasserstandsschwankungen können temporäre Qualmwassertümpel entstehen, die die hydrochemischen Kriterien des Basenreichtums bei gleichzeitiger Nährstoffarmut erfüllen. Solche Gewässer waren z.B. am Oberrhein verbreitet und als Armluchteralgenstandorte bekannt.

In den sandigen und lehmigen Landschaften Norddeutschlands sind Qualmwasserstandorte – wenn basenreich – dann grundsätzlich mindestens eutroph. Im norddeutschen Flachland sind temporäre **und** basenreiche Gewässer mindestens eutroph.



Im norddeutschen Flachland kommen als potenzielle Standorte des Lebensraumtyps in erster Linie größere **Seen** in Frage, die in der Regel folgende Merkmale aufweisen:

- Jungmoränenlandschaft
- Umfeld durch ursprünglich kalkhaltige Sedimente geprägt, aus denen die Basen ausgewaschen wurden
- große Tiefe und Ausdehnung (morphologisch oligotroph)
- bewaldetes Umland
- Fehlen von Belastungsquellen (z.B. große Zuflüsse, Siedlungen usw.)

In seltenen Fällen ist in **quelligen bzw. grundwasserbeeinflussten Abgrabungsgewässern** (Mergel- und Tongruben, Torfstichen) eine Armluchteralgen-Vegetation aus Arten entwickelt, die auch in oligo- bis mesotrophen Seen vorkommen. Es wird empfohlen, diese Abgrabungsgewässer dem Lebensraumtyp zuzuordnen.

Limnokrenen und temporär wasserführende Gewässer, die den erforderlichen hydrochemischen Kriterien entsprechen, kommen im norddeutschen Flachland nicht vor.

2.2.4 Verbreitung außerhalb des Untersuchungsbereichs

Außerhalb von Norddeutschland ist der Lebensraum schwerpunktmäßig in folgen-

den Landschaftstypen vertreten (vgl. KRAUSE 1997, S 46ff.):

- Jungpleistozän (Jungmoränenlandschaft): Südschweden, Dänemark, Polen, Alpenvorland
- Flussauen mit basenreichen Gesteinen und kräftiger Hochwasserdynamik: z.B.



Oberrhein, Schotterplatten naturnaher Voralpenflüsse (Iller, Lech, Isar): Altwässer, Qualm- und Hochwassertümpel. Pionierstandorte

- Kalkreiche Seen der Gebirge und der borealen Zone: Alpen, Südostspanien, Schweden

- Karstseen: insb. Südosteuropa (Ohrid-See in Makedonien, Plitvice-Seen in Kroatien)

Als Folge der unterschiedlichen klimatischen Bedingungen und Verbreitungsgebiete der einzelnen Armleuchteralgen-Arten wird der Lebensraum durch verschiedene Artengemeinschaften vertreten.



2.3 Vegetation der nährstoffarmen, basenreichen Seen

2.3.1 Zonierung

Zur Abgrenzung des Lebensraums „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armeuchteralgen“ ist die Zonierung der Vegetationsgürtel von entscheidender Bedeutung. Im Vergleich zu den übrigen Makrophyten sind Characeen in der Regel konkurrenzschwach. Sie besiedeln deshalb Standorte, an denen sich ihre Mitstreiter schlecht oder nicht behaupten können. Dort können sie allerdings eine beträchtliche Biomasse entwickeln. Armeuchteralgen gelangen zur Dominanz dort, wo der Nährstoffmangel die Entwicklung der übrigen Makrophyten hemmt. Armeuchteralgen besitzen kein Luftgewebe und können Wassertiefen bis 40 m besiedeln, ohne von Auftriebskräften abgerissen zu werden. Die Characeen des tiefen Wassers sind in der Lage, mit wenig Licht auszukommen. Diese Feststellung ist allerdings relativ und sollte nicht zu dem Schluss verführen, dass Armeuchteralgen durch eine Zunahme der Wassertrübung selektiv gefördert werden.

- Unter **oligotrophen Verhältnissen** treten Armeuchteralgen entlang des gesamten Tiefenprofils bestandsbildend auf. Andere Makrophyten wie schmalblättrige Laichkräuter treten stetig eingestreut auf. Die eindeutige Dominanz der Characeen wird jedoch dadurch nicht eingeschränkt. Auch in der Flachwasserzone bilden die Armeuchteralgen dichte Bestände, die in die Grundsicht der wegen des Nährstoffmangels äußerst schütter ausgebildeten Röhrichte vordringen.
- Unter **mesotrophen Bedingungen** ist im Tiefenreich von ca. 1,5 bis 4 m ein Laichkraut-Gürtel (auch Tauchblattzone genannt) ausgebildet, der die obere Characeen-Zone des Flachwassers von der unteren Characeen-Zone trennt, die sich in der Tiefe anschließt. Aufgrund des Nährstoffmangels sind

keine geschlossenen Bestände von breitblättrigen Laichkräutern ausgebildet, die wie in eutrophen Gewässern die Armeuchteralgen weitgehend aus dem mittleren Tiefenbereich verdrängen.

- In der Flachwasserzone der **eutrophen Gewässer** sind Characeen bestandsbildend nur an Störstellen (z.B. abgestorbene Röhrichte) und Sonderstandorten (z.B. Brandungsufer) anzutreffen. Im mittleren Tiefenbereich dominieren Schwimmblattpflanzen (See- bzw. Teichrosen) und dichte Bestände aus breitblättrigen Laichkräutern und weiteren Makrophyten. In schwach eutrophen Gewässern schließt sich unterhalb des Laichkrautgürtels eine von Characeen beherrschte Zone an, die allerdings nicht so weit in die Tiefe vordringt wie unter nährstoffärmeren Bedingungen.

Einige Armeuchteralgen, die unter naturnahen Bedingungen bis in große Tiefen vordringen, treten bei Eutrophierung und Verschlechterung des Lichtklimas in der Tiefe die „Flucht nach oben“ an und können sich im Flachwasserbereich und in mittleren Tiefen in der Grundsicht von Laichkrautbeständen behaupten. Es handelt sich um Arten mit weiter ökologischer Amplitude, die z.B. auch in stark eutrophen Gewässern vorkommen können.



Europaweit wurde in den letzten Jahrzehnten ein starker, mitunter eutrophierungsbedingter Rückgang der Röhrichte festgestellt. Nicht selten breiten sich in den lückigen Schilfbeständen Characeen-Teppiche aus, wo sie in der Flachwasserzone eine ausreichende Lichtversorgung vorfinden. Als Folge der trübungsbedingten Verlagerung der Vegetation nach oben

kommen an solchen gestörten Standorten auch seltene Arten vor, allerdings nur diejenigen, die der mechanischen Beanspruchung durch den Wellenschlag standhalten können. Die langwüchsigen und zartgebauten Algen des tieferen Wassers (z.B. *Chara tomentosa*, *Chara intermedia*) finden keine Ersatzstandorte im Flachwasser.



Stellenweise dichte Characeen-Teppiche in der Flachwasserzone sind kein ausreichendes Merkmal, um auf eine gute Ausbildung des Lebensraums zu schließen.

Vielmehr sind die **Eindringtiefe der Characeen-Bestände** und das Vorhandensein einer **naturnahen Zonierung** als Kriterien zu berücksichtigen.

Typische Zonierung in Norddeutschland

Nährstoffarme Seen werden häufig von Wäldern umgeben. Charakteristisch für solche Gewässer ist das Fehlen eines geschlossenen Röhrichtgürtels. Die Äste der Uferbäume laden über die Wasseroberfläche aus. In der Flachwasserzone sind gelegentlich schütterere Schilf- und Teichsimsenbestände ausgebildet. Nur in geschützten Buchten sind dichtere Röhrichte vorhanden, die nicht selten von der Binsenschneide (*Cladium mariscus*) aufgebaut werden.

- In der **Flachwasserzone bis ca. 1 m Tiefe** dominieren dichte Teppiche der *Chara aspera* (Rauhe Armluchteralge). Die auffällig stacheligen Algen sind mit Kalkkrusten überzogen und erreichen eine Größe von 2 bis 3 cm. Sie sind brandungsresistent und bilden verfilzte Polster. Dieser Aspekt ist vom westlichen Bereich der Jungmoränenlandschaften in Schleswig-Holstein bis nach Polen mehr oder weniger einheitlich ausgebildet.
- Mit zunehmender Tiefe treten andere Arten in den Vordergrund. In der Wasserzone von **1 bis 3-5 m** können die Armluchteralgen bis zu 1 m lang werden. Im kontinentaleren Ost-

deutschland dominieren Wiesen aus *Chara hispida* (Steifhaarige Armluchteralge), *Chara tomentosa* (Geweih-Armluchteralge), *Chara filiformis* und *Chara intermedia* (KRAUSCH 1964, S. 160 ff.). Im Stechlinsee-Gebiet ist *Chara tomentosa* (Geweih-Armluchteralge) für eher mesotrophe Verhältnisse charakteristisch.

Einige dieser Arten (z.B. *Chara filiformis*) erreichen in Westmecklenburg die westliche Grenze ihres geschlossenen Verbreitungsgebiets und traten auch in der Vergangenheit in Schleswig-Holstein nicht bestandsbildend auf. In den holsteinischen Seen wurde die Wasserzone von 1 bis 5 m in erster Linie von *Chara contraria* (Gegensätzliche Armluchteralge) geprägt (SAUER 1937). Weiterhin waren *Chara tomentosa* (Geweih-Armluchteralge) und *Nitella opaca* (Dunkle Glanzleuchteralge) verbreitet.

In den oligotrophen Ausprägungen des Lebensraums wie im Großen Stechlinsee fehlt in der Tiefenzone 1 bis 5 m ein ausgeprägter Laichkrautgürtel aus breitblättrigen Arten. Arten wie Grasblättriges Laichkraut (*Potamogeton gramineus*), Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Faden-Laichkraut (*Potamogeton filiformis*), Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) oder Nixkraut-Arten (*Najas intermedia*)



oder *N. marina*) kommen zwar sporadisch vor. Die Armelechteralgen bleiben jedoch eindeutig dominant. Unter mesotrophen Bedingungen sind dagegen breitblättrige Laichkräuter wie das Durchwachsene Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) und das Grasblättrige Laichkraut (*Potamogeton gramineus*) stärker vertreten und können stellenweise die Ausbildung von geschlossenen Armelechteralgen-Teppichen unterbinden. Mit Ausnahme von Sonderstandorten in stillen Buchten ist eine Schwimmblattzone nicht vorhanden.

- **Unterhalb von 5 m** beginnt ein Armelechteralgen-Gürtel aus *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armelechteralge), die dichte unterseeische „Wälder“ bilden. Dieser Aspekt ist sowohl in den westlichen als auch in den östlichen Regionen Norddeutschlands ausgebildet.
- **Unterhalb von 9 bis 10 m** beschreibt KRAUSCH für den Stechlinsee als tiefste Zone der Makrophytenbesiedlung einen Gürtel aus *Nitella flexilis* (Biegsame Glanzlechteralge) und einer schwärzlich-grünen Grünalge *Vaucheria dichotoma*, die bis in eine Tiefe von 20 m vordringt (KRAUSCH 1964, S. 165). Aus Schleswig-Holstein war die Vergesellschaftung von *Nitella* und *Vaucheria* im tiefen Wasser nicht bekannt. Im Großen Plöner See fand SAUER 1937 lediglich *Vaucheria*-Bestände. Die am tiefsten vordringende Armelechteralge war immer *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armelechteralge), die SONDER 1893 (S. 28) im Großen Plöner See zwischen 26-30 m noch fand. Im Rahmen der Geländeuntersuchungen der vorliegenden Studie wurden in Schleswig-Holstein zum ersten Mal Mischbestände von *Nitella flexilis* und *Vaucheria spec.* in Tiefen um 7,5 m im Schöhsee festgestellt. Ein *Vaucheria*-Gürtel, allerdings ohne *Nitella flexilis*, ist auch im Suhrer See vorhanden.

2.3.2 Typische Pflanzengemeinschaft

Die Vegetation des Lebensraumtyps setzt sich überwiegend aus Arten der Gattung *Chara* zusammen, die ihren Schwerpunkt im basischen Bereich haben. In sauren Gewässern überwiegt die Gattung *Nitella*. Wie eingangs erwähnt (s. Kap. 2.2.1), ist der Lebensraum in Norddeutschland in Gewässern mit vergleichsweise niedriger Wasserhärte ausgebildet. Arten der Gattung *Nitella* sind deshalb häufiger vertreten als z.B. im Voralpenland, ohne allerdings dominant zu werden.

2.3.2.1 Arealkundliche Besonderheiten

Das ökologische Verhalten von Pflanzenarten lässt häufig Abweichungen zwischen den Kern- und Randgebieten ihrer Areale erkennen. Diese Beobachtung gilt auch für Armelechteralgen. Ihre Möglichkeiten, ein Gewässer zu besiedeln, wird durch die Wuchsleistung von Konkurrenten bestimmt, die wiederum unterschiedliche Verbreitungsmuster zeigen.

Auch klimatische Faktoren können die Konkurrenzverhältnisse innerhalb der Pflanzengemeinschaft verschieben. So wird im Vergleich zum norddeutschen Flachland die Vegetationsperiode in Skandinavien und in den Alpen durch eine länger anhaltende Eisbedeckung im Winter erheblich verkürzt. In Norddeutschland besitzen immergrüne Wasserpflanzen, die auch im Winter langsam weiter wachsen, einen Vorteil. In Gebieten mit sehr kurzer Vegetationsperiode stellt dagegen ein rasches Wachstum während der knappen zur Verfügung stehenden Zeit eine erfolgreichere Strategie dar. Dieses kann dazu führen, dass eine Art innerhalb ihres gesamten Areals Standorte mit unterschiedlichen ökologischen Eigenschaften besiedelt.

Eine Konsequenz ist die häufig nur regionale Gültigkeit von Indikatorwerten von Wasserpflanzen. Seit langem wird versucht mit Hilfe von Makrophyten, die Trophiestufe von Gewässern zu bestimm-



men. Bislang erwies sich keines der vorgeschlagenen Verfahren als gleich zuverlässig in verschiedenen Regionen (vgl. Übersicht in ATK-DVWK 2001, S. 199 ff).

Über die unterschiedlichen Ausprägungen des Lebensraums unter oligotrophen und mesotrophen Bedingungen hinaus widerspiegeln sich auch die arealkundlichen Eigenschaften der einzelnen Arten in der Zusammensetzung der Vegetation. Im Folgenden werden einige Beispiele genannt:

- In der Flachwasserzone tritt in Schleswig-Holstein im Frühling *Tolypella glomerata* (Knäuel-Armelechteralge) stetig auf, die weder in den Untersuchungen von KRAUSCH 1964 noch von DOLL 1989 erwähnt wird. In den Roten Listen der Armelechteralgen für Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen wird sie als vom Aussterben bedroht (RL 1) angegeben.
- In Schleswig-Holstein wird sie als stark gefährdet (RL 2) eingestuft (HAMANN & GARNIEL 2002). Die Art entwickelt sich im zeitigen Frühling und ist häufig vor dem üblichen Beginn der vegetationskundlichen Kartierungen wieder verschwunden, sodass sie häufig übersehen wird. Obwohl ihr Areal einen atlantischen Schwerpunkt (Nordwestfrankreich, Britische Inseln)

aufweist, kommt sie in Osteuropa bis zum Bottnischen Golf vor (CORRILLION 1957, S. 126).

- Einen deutlich kontinentalen Schwerpunkt besitzen *Chara intermedia* und *Chara filiformis*, die in Ostdeutschland in oligotrophen Gewässern für Wassertiefen von 1 bis 5 m charakteristisch sind. Auch in der Vergangenheit gehörten beide Arten vermutlich nicht zur einheimischen Characeen-Flora Schleswig-Holsteins (HAMANN 1999). An vergleichbaren Standorten, die im Osten Deutschlands und in Polen von diesen Arten besiedelt werden, sind in Schleswig-Holstein Dominanzbestände von *Chara contraria* (Gegensätzliche Armelechteralge) ausgebildet.
- *Chara strigosa* ist ebenfalls für den Lebensraumstyp charakteristisch. Sie kommt allerdings ausschließlich in den Alpen und im Alpenvorland sowie in Mittelschweden vor.
- Auch *Lychnothamnus barbatus* gehörte zum Arteninventar der ausgesprochen nährstoffarmen und basenreichen Sees Ostdeutschlands. Schleswig-Holstein liegt außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsareals.



Auch innerhalb Norddeutschlands ist es sinnvoll, für Teilgebiete die charakteristische Artenzusammensetzung des Lebensraums zu ermitteln. Der Bewertung des Erhaltungszustands des Lebensraums sollte die **regionale Ausprägung der Lebensgemeinschaft** zugrunde gelegt werden.

Diese Feststellung wäre für andere allgemein besser bekannte Lebensräume trivial. Aufgrund des geringen Bekanntheitsgrads der Armelechteralgen, die vielfach immer noch als „*Chara spec.*“ abgehandelt werden, erscheint der Hinweis jedoch nicht überflüssig.

2.3.2.2 Pflanzensoziologische Gliederung der Armelechteralgen-Vegetation

Auch in langfristig stabilen und wenig gestörten Gewässern neigen Characeen dazu, einartige Bestände aufzubauen. Die-

ses Verhalten erschwert eine pflanzensoziologische Bearbeitung. Die Mehrzahl der beschriebenen Assoziationen wird deshalb als Dominanzbestand der jeweils beherrschenden Charakterart abgegrenzt (KRAUSE 1997, S. 51). Charakteristische Vergesellschaftungen von Armelechteral-



gen stellen seltene Ausnahmen dar. Wenn mehrere Armleuchteralgen gemeinsam an einem Standort festgestellt werden, so handelt es sich meistens um sukzessive Besiedlungsphasen, die sich zeitlich überlappen. So stellt das Charo-Tolypelletum glomeratae eine kurzfristige Überlappung eines Frühlingsbestands von *Tolypella glomerata* (Knäuel-Armeleuchteralge) mit einem Sommeraspekt aus *Chara*-Arten dar.

Diese Besonderheit wird auf das Besiedlungsverhalten der Characeen zurückgeführt, die sehr rasch freigewordene Standorte vollständig einnehmen und auch sehr rasch wieder verschwinden können (KRAUSE 1997 ebd.). Höhere Pflanzen sind in den Beständen vereinzelt vertreten. Jedoch lassen sich selten regelhafte Artenkombinationen auf der Ebene der Assoziation erkennen.

Die Mehrzahl der in der Fachliteratur beschriebenen Assoziationen von Characeen sind Einartbestände. Pflanzensoziologische Detailkartierungen von Characeen-Beständen auf Assoziationsebene sind sehr aufwendig, da sie schließlich nichts anderes sind als Verbreitungskarten der einzelnen Arten. Zur Charakterisierung eines Gewässers ist deshalb eine übersichtsmäßige Zuordnung der Bestände auf der Ebene des Verbands oder der Ordnung aussagekräftiger.

Häufig zeichnen sich allerdings bei Betrachtung des gesamten Gewässers festgefügte Kombinationen der einzelnen einartigen Assoziationen ab (KRAUSE 1997 ebd.). Dieses entspricht einer synsoziologischen Betrachtungsweise (Synsoziologie = Lehre der Vergesellschaftungen von Pflanzengesellschaften). Die Entwicklung einer synsoziologischen Taxonomie der aquatischen Vegetation unter Berücksichtigung der Armleuchteralgen steht noch aus.

Wie für die übrigen Klassen des pflanzensoziologischen Systems bestehen auch

zur Gliederung der Klasse *Charetea fragilis* unterschiedliche Auffassungen. Einige französische Autoren (GUERLESQUIN & MÉRIAUX 1983) und die ostdeutsche pflanzensoziologische Schule um PASSARGE (PASSARGE 1996, SCHUBERT et al. 2001) erkennen keine eigenständigen Characeen-Gesellschaften an und stufen die Armleuchteralgen als Begleitarten der Laichkrautgesellschaften ein.

Die Mehrheit der westdeutschen Autoren (OBERDORFER 1977, DIERSSEN et al. 1988, PREISING et al. 1990) und der ausländischen Autoren sprechen sich für die Beschreibung einer eigenständigen Klasse *Charatea fragilis* aus, die in mehrere Ordnungen, Verbände und Assoziationen unterteilt wird.

Im Vergleich zu anderen Klassen beruht die Bearbeitung der *Charetea fragilis* auf einer sehr geringen Anzahl von pflanzensoziologischen Aufnahmen. Die Ausprägungen des tiefen Wassers lassen sich nur durch Tauchgänge mit Sauerstoffgerät erfassen. Über die Ausprägungen des Flachwassers, die sich bequem aufnehmen lassen, liegt mehr Material vor.

Die folgende Übersicht bis zur Verbandsebene stammt aus der Darstellung der Pflanzengesellschaften Niedersachsens durch PREISING et al. 1990. Die zugeordneten Arten und ökologischen Angaben stammen aus KRAUSE 1997 (Tab. 1: S. 50).

Im fett umrandeten Feld der folgenden Tabelle finden sich die Gesellschaften, die für den Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ charakteristisch sind, im schattierten Feld die Gesellschaften, die im norddeutschen Flachland ausgebildet sind.

Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung der Armleuchteralgen-Gesellschaften



Klasse <i>Charetea fragilis</i> (Fukarek 61) Krausch 1964					
Ordnung	Nitelletalia flexilis Krause 69 Schwerpunkt Westeuropa nur im Süßwasser, pH 6,5- 7,0		Charetalia hispidae Krausch 64 Schwerpunkt Mittel- und Osteuropa überwiegend Süßwasser pH 7,5-8,2		Charetalia canescens Krausch 64 Brackwasser, pH 7,5,-8,0
Verband	Nitellion flexilis (Corillion 57) Krause 69	Nitellion syncarpo- tenuissimae Krause 69	Charion asperae Krause 69		Charion canescens Krausch 64
	<i>Nitella flexilis</i> <i>Nitella gracilis</i> <i>Nitella translucens</i> <i>Nitella capillaris</i> <i>Chara braunii</i> <i>Chara fragifera</i>	<i>Nitella syncarpa</i> <i>Nitella tenuissima</i> <i>Nitella opaca</i> <i>Nitella mucronata</i> <i>Nitella batrachosperma</i>	<i>Chara aspera</i> <i>Chara contraria</i> <i>Chara tomentosa</i> <i>Tolypella glomerata</i>	<i>Chara hispida</i> <i>Chara rudis</i> <i>Chara intermedia</i> <i>Chara filiformis</i> <i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Chara canescens</i> <i>Chara baltica</i> <i>Chara horrida</i> <i>Chara galioides</i> <i>Tolypella nidifica</i> <i>Lamprothamnium papulosum</i>
Unter- verband			Charion vulgaris Krause 68 Ephemergewässer <i>Chara vulgaris</i> <i>Tolypella intricata</i> <i>Tolypella prolifera</i>		

2.3.3 Zeigereigenschaften der Armelechteralgen

Armelechteralgen stehen pauschal in dem Ruf, sehr empfindlich auf die Zunahme der Wasserbelastung zu reagieren. FORSBERG 1965 vertrat die These, dass Phosphat auf Characeen unmittelbar toxisch wirke. Obwohl diese These mittlerweile mehrfach revidiert wurde (u.a. BLIN-

DOW 1988), hält sich diese Ansicht hartnäckig.

Weder Nitrate noch Phosphate wirken sich direkt schädlich auf Armelechteralgen aus. Einige Arten sind in der Lage, auch in stark eutrophen Gewässern wie Fischteichen ausgedehnte Bestände aufzubauen (GAR-NIEL 1993). Wie für die übrigen Makrophyten ist deshalb eine differenzierte Betrachtung der einzelnen Armelechteralgen notwendig.



Weder die pauschale Benennungen „*Chara* spp., *Nitella* spp.“ im Interpretation Manual noch die lange Artenliste im BfN-Handbuch (SSYMANK et al. 1998) tragen den **sehr unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen der Characeen** und damit ihrer Eignung zur Charakterisierung der Vegetation von oligo- bis mesotrophen Gewässern ausreichend Rechnung.

Als nächstes stellt sich die Frage, ob es möglich ist, Arten zu benennen, die für den Lebensraum charakteristisch sind und andere Arten auszuschließen, die aufgrund ihrer weiten ökologischen Amplitude als Indikatoren nicht geeignet sind. Um diese Frage zu beantworten, ist ein kurzer Exkurs über die Ökologie der Characeen notwendig.

Wie die meisten Makrophyten reagieren Armelechteralgen in erster Linie auf die Verschlechterung des Lichtklimas, die durch die Zunahme der Nährstoffbelastung ausgelöst wird. Im Wesentlichen ergibt sich die Abnahme des Lichtangebots aus drei verschiedenen Prozessen:



- Eine höhere Nährstofffracht führt zu einer stärkeren planktischen Produktion, zu einer Zunahme der Trübung und einer geringeren Eindringtiefe des Lichtes ins Wasser.
- Die vermehrte Entwicklung von Aufwuchsalgen setzt die photosynthetische Leistung der Trägerpflanzen herab.
Dieses kann zum frühzeitigen Absterben von Sprossabschnitten, zum kümmerlichen Wuchs und zur Sterilität der Pflanzen führen.
- Das erhöhte Nährstoffangebot verschiebt die Konkurrenzverhältnisse innerhalb der Vegetation. Makrophyten, die Nährstoffe effizienter als die Characeen in Biomasse umsetzen können, werden gefördert. Insbesondere breitblättrige Laichkräuter neigen bei guter Nährstoffversorgung zur Bildung von Blattbaldachinen, die sich knapp unter der Wasseroberfläche ausbreiten und den Gewässergrund ebenso wirksam wie eine Schwimmblattzone beschatten. Auch Arten wie das Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) können in der Grundsicht dichte Bestände aufbauen und lichtbedürftige Characeen verdrängen.



Bei geringer Trübung des Wassers sind Armluchteralgen in der Lage, Standorte von ca. 30 cm bis ca. 40 m Tiefe zu besiedeln. Es leuchtet ein, dass sich Arten mit sehr unterschiedlicher Schattentoleranz entlang des Tiefenprofils ablösen. Es ist deshalb zu erwarten, dass die lichtbedürftigen und die schattentoleranten Arten auf eine Verschlechterung des Lichtangebots unterschiedlich reagieren werden.

Unter den **lichtbedürftigen Arten** lassen sich drei Gruppen unterscheiden:

- **Arten der Flachwasserzone:**
Für Arten wie *Chara aspera* (Rauhe Armluchteralge), *Chara vulgaris* (Gemeine Armluchteralge) und *Tolypella glomerata* (Knäuel-Armluchteralge), die Tiefenbereiche bis 1-1,5 m besiedeln, tritt erst bei drastischer Eutrophierung eine direkte Verschlechterung des Lichtklimas ein. Erst mit einer zeitlichen Verzögerung werden sie durch die nährstoffbedingte Schließung und Ausbreitung der Röhrichte verdrängt. An Störstellen der Ufervegetation können sie sich in der Regel weiterhin halten. In vielen mittlerweile eutrophen Seen der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins ist diese oberste Characeen-Zone immer noch gut ausgebildet. Die Arten des Flachwassers sind deshalb keine geeigneten Indikatoren zur Abgrenzung des Lebensraums.
- **gegen Wellenschlag unempfindliche Arten der mittleren Tiefenbereiche:**
Einige Arten, die in unbelasteten Gewässern in mittleren Tiefenbereichen gefunden werden, treten bei Eutrophierung die „Flucht nach oben“ an und sind in der Lage, die Flachwasserzone zu besiedeln.
Dieses setzt allerdings voraus, dass sie der stärkeren mechanischen Beanspruchung durch Wellenschlag und Treibselensäure durch die Bildung von festverankerten und gedrungenen Zwergformen standhalten können. Einige Arten (z.B. *Chara contraria*) besitzen eine hierfür ausreichende morphologische Flexibilität. Sie wird in Schleswig-

Holstein von Tiefen ab 50 cm bis über 3 m festgestellt. Ihr bloßes Auftreten kann deshalb nicht als Hinweis für einen ungestörten Zustand eines Gewässers gewertet werden. Ihr Indikatorwert hängt von der Wassertiefe ab, in der sie angetroffen wird.

- **gegen Wellenschlag empfindliche Arten der mittleren Tiefenbereiche:**
Zu den heute am stärksten gefährdeten Characeen gehören langwüchsige und zart gebaute Characeen wie *Chara tomentosa* und viele zierliche *Nitella*-Arten. Diese Arten sind lichtbedürftig und gehören auch unter natürlichen Bedingungen nicht zu denjenigen, die am weitesten in die Tiefe vordringen. Sie sind empfindlich gegenüber mechanischen Belastungen und deshalb nicht in der Lage, auf Standorte der Flachwasserzone auszuweichen, wenn sich die Lichtverhältnisse in ihrem angestammten Tiefenbereich verschlechtern. Es ist deshalb zu erwarten, dass sie geeignete Indikatoren für eine geringe Belastung eines Sees darstellen.

Zu den ausgesprochen **schattentoleranten Arten** gehört *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armluchteralge). Sie bildet in wenig belasteten Gewässern ausgedehnte Bestände bis in Tiefen von 10 m. In belasteten Gewässern kann sie allerdings dichte Wiesen auch in Tiefen von 1 bis 3 m bilden, wo die Lichtverhältnisse denjenigen in 10 m Tiefe bei geringer Belastung entsprechen.

Gleiches gilt für die in Deutschland häufigste und ungefährdete *Chara globularis* (Zerbrechliche Armluchteralge), die sowohl an stark belasteten Standorten als auch in Tiefen über 5 m vordringt. Auch für schattentolerante Arten gilt, dass ihr Indikatorwert von der Wassertiefe abhängt, in der sie angetroffen werden. Die Verschiebung der Vegetationsgürtel nach oben bei Zunahme der Wasserbelastung führt dazu, dass ein einfaches Indikationsverfahren, das nur auf dem Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen von Arten basiert, eine sehr eingeschränkte Aussagekraft besitzt.



Für Armelechteralgen der Flachwasserzone (z.B. *Tolypella glomerata*, *Chara aspera*) sowie für gegen Wellenschlag unempfindliche Arten der mittleren Tiefenbereiche (z.B. *Chara contraria*) und für schattentolerante Arten (*Nitellopsis obtusa*, *Chara globularis*) kann das bloße Auftreten der Art nicht als Hinweis auf einen ungestörten Zustand eines Gewässers gewertet werden.

Der Indikatorwert der Arten hängt von der Wassertiefe ab, in der sie angetroffen werden. Vorkommen, die einer naturnahen Zonierung entsprechen, besitzen durchaus eine Aussagekraft. Vorkommen an Ausweichstandorten in geringer Tiefe deuten dagegen auf eine belastungsbedingte Verschiebung der Vegetationsgürtel nach oben.

Lichtbedürftige Arten der mittleren Tiefenbereiche (z.B. *Chara tomentosa*, *Chara rudis*, *Nitella mucronata*) die aufgrund ihrer geringen Toleranz gegen Wellenschlag nicht in der Lage sind, bei Zunahme der Trübung ins Flachwasser auszuweichen, stellen zuverlässige Indikatoren für einen ungestörten oligo- bis mesotrophen Zustands eines Sees.

Konsequenzen für die Abgrenzung des Lebensraums „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ auf floristischer Grundlage

Wenn man nur die Arten mit sehr enger ökologischer Amplitude betrachtet, ist für viele Gewässer eine Zuordnung nicht mehr möglich. So sind in Schleswig-Holstein mit Ausnahme einer Art an einem Standort (*Chara tomentosa* im Suhrer See) sämtliche übrige *Chara*-Arten ausgestorben, die als zuverlässige Indikatoren für den Lebensraum prinzipiell geeignet wären. Dennoch ist der Lebensraum in einer leicht gestörten, mesotrophen Ausprägung durchaus vorhanden.

Die übrigen Armelechteralgen mit etwas größerer ökologischer Amplitude besitzen nur bei gleichzeitiger Berücksichtigung der jeweiligen Tiefe ihrer Vorkommen eine Aussagekraft für die Abgrenzung des Lebensraums. Wird nur ihr bloßes Vorkommen als Kriterium für die Zugehörigkeit der Vegetation eines Gewässers zum Lebensraum betrachtet, sind fehlerhafte Zuordnungen vorprogrammiert.

Um diese Fehlerquelle auszuschließen, könnte man erwägen, auf ihre Nennung in einer Liste der typischen Arten zu verzichten. Die charakteristische Tiefenbesied-

lung der unbelasteten Gewässer durch schattentolerante Arten (z.B. *Nitellopsis obtusa*, *Chara globularis*) und die charakteristische Vegetation der Flachwasserzone (mit z.B. *Tolypella glomerata*, *Chara aspera*) würden allerdings unerwähnt und damit wesentliche Aspekte der Vegetationsstruktur des Lebensraums unbeachtet bleiben. Es ist deshalb sinnvoll, die charakteristische Artenliste des Lebensraums nach Tiefenzonen zu gliedern. Auf diese Weise kann dem vielseitigen Verhalten mancher Arten Rechnung getragen werden. So besitzt das Vorkommen von *Chara globularis* in der Flachwasserzone für die Zuordnung eines Gewässers zum Lebensraum keine Bedeutung, dagegen eine hohe Bedeutung bei Wassertiefen über 6 m. Der diagnostische Wert dieser Art für die Abgrenzung des Lebensraums gilt **nur** beim Vorkommen im angegebenen Tiefenbereich.

Im Kapitel 2.4 wird für Schleswig-Holstein eine nach Tiefenstufen gegliederte Liste von diagnostischen Arten vorgestellt.

Die Vorgehensweise mag auf den ersten Blick komplizierter erscheinen, als das bloße Abchecken einer Artenliste. Auf diese Weise lassen sich jedoch fehlerhafte Zuordnungen von Gewässern zum Lebensraum am ehesten vermeiden.



Zur adäquaten Beschreibung und Abgrenzung des Lebensraums „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ ist es unerlässlich neben seinem **typischen Arteninventar** auch seine **typische Zonierung** zu betrachten. Dieses bedeutet, dass die charakteristische Artenliste des Lebensraums nach Tiefenzonen zu gliedern ist.

Der diagnostische Wert der Arten für die Abgrenzung des Lebensraums gilt **nur** für den angegebenen Tiefenbereich. Unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheit sind anstelle von typischen Artenlisten typische Zonierungen zu erarbeiten.

In mehreren Bewertungsverfahren zur Charakterisierung des Zustands der aquatischen Vegetation werden neben den Indikatorwerten, die den einzelnen Arten zugeschrieben werden, der Flächenanteil bzw. die Pflanzenmengen berücksichtigt (z.B. Makrophytenindex nach MELZER 1988).

Auch hier muss betont werden, dass eine pauschale Betrachtung des Flächenanteils der Characeen in einem Gewässer ohne Berücksichtigung der verschiedenen Tiefenstufen zu Trugschlüssen führen kann. In vielen Seen haben sich als Folge des drastischen, belastungsbedingten Rückgangs der Röhrichte in den letzten Jahrzehnten dichte Characeen-Bestände in den Schilfstoppelfeldern ausgebreitet. Das Auftreten großer Mengen mancher Armleuchteralgen in einem Seeabschnitt muss nicht zwangsläufig auf eine naturnahe Vegetation hinweisen. Als erstes Kriterium ist deshalb die Tiefenstufe zu betrachten.



Charakteristisch für den Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ sind ausgedehnte Characeen-Bestände in Tiefen ab ca. 4 m.

In den letzten 10 Jahren hat sich die Wasserqualität vieler Seen verbessert. Wenn

im Zusammenhang mit der Umsetzung von Wasser-Rahmenrichtlinie und FFH-Richtlinie weitere Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung der Gewässerlebensräume unternommen werden, könnte eine wachsende Zahl von Gewässern wieder geeignete Bedingungen für eine Vegetation des Typs „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ bieten.

Bei sehr seltenen Arten ist es fraglich, ob eine spontane Regeneration der Bestände eintreten kann. Wenn in den Grundsedimenten einiger Gewässer Diasporen noch vorhanden sind, dann sind sie wahrscheinlich unter mächtigen Sapropelschichten vergraben, was eine Reaktivierung unrealistisch macht.

Erschwerend kommt hinzu, dass der für eine zur Wiederbesiedlung notwendige Diasporenvorrat auch im Umfeld der Gewässer nicht mehr vorhanden ist. Viele Arten, die heute extrem gefährdet bzw. ausgestorben sind, waren vor 50 Jahren bereits sehr selten (vgl. SAUER 1937). Es ist deshalb zu befürchten, dass ein Artfehlbetrag, d.h. eine Diskrepanz zwischen Vegetation und Wasserqualität verbleiben wird.



2.4 Typische Pflanzengemeinschaft der quelligen Abgrabungsgewässer

Quellige Abgrabungsgewässer können in Ausnahmefällen dem Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ zugeordnet werden. Neben einer geringen Belastung und einem höchstens schwach eutrophen Zustand sollten die notwendigen Bedingungen erfüllt sein, damit dieser Zustand absehbar erhalten werden kann. Dieses schließt z.B. in Verlandung begriffene Kleingewässer und junge Gewässer mit rascher Eutrophierungstendenz aus.

Nährstoffarmes und basenreiches Wasser sorgt für das Vorkommen von charakteristischen Armelechteralgen, die auch in oligo- bis mesotrophen Seen vorkommen. *Chara hispida* (Steifhaarige Armelechteralge) ist die häufigste und dominante Characee in quelligen Abgrabungsgewässern. Diese Art zeigt eine deutliche Affinität zu wasserzügigen Standorten und findet sich auch im Umfeld von unterseeischen Quellen. Neben Arten und Formen der *Chara hispida*-Gruppe kommen *Chara aspera*, *Chara contraria* vor. VAHLE fand in einer Mergelgrube bei Hannover zudem *Chara polyacantha* (VAHLE 1990, S. 47). *Chara globularis* und *Chara vulgaris* können als Begleiter auftreten. Wenn allerdings nur diese „Allerweltsarten“ vorkommen, reichen sie nicht aus, um den Standort ausreichend genau zu charakterisieren und zum Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ zuzuordnen.



2.5 Allgemeine Erhaltungsziele

2.5.1 Erhaltung

Der Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelecheralgen“ ist dort, wo er noch entwickelt ist, vorrangig zu erhalten. Auch in gewässerreichen Bundesländern wie Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern ist der Lebensraum aufgrund der Wasserbelastung nur noch an wenigen Standorten ausgebildet.

Oligotrophe Ausprägungen gehören definitionsgemäß zum gleichen Lebensraum. Sollte eine hypothetische Oligotrophierung von zurzeit mesotrophen Gewässern gelingen, dann wäre ihre Zugehörigkeit zum Lebensraumtyp nicht in Frage gestellt. Dieses würde höchstens dazu führen, dass sich eine häufige Ausprägung allmählich zu einer bedeutend selteneren wandelt.

2.5.2 Wiederherstellung

Für eutrophe Seen, die durch Degradation aus nährstoffarmen Seen hervorgegangen sind, bietet sich an, eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands anzustreben.

Gute Erfolgsaussichten bestehen für Seen, die sich in einem schwach eutrophen Zustand befinden und in denen einige gefährdete Armelecheralgen noch vorkommen.

2.5.3 Voraussetzungen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung

Eine geringe Belastung des Wassers gehört zu den zentralen Voraussetzungen zum Schutz der submersen Armelecheralgen-Vegetation. Zur Verbesserung des Erhaltungszustands des Lebensraums sind deshalb alle möglichen Maßnahmen zur Reduzierung der Nähr- und Schwebstofffracht zu ergreifen. Hierzu gehören u.a. funktionsfähige Pufferzonen um die Gewässer. In manchen Fällen sind Einschränkungen der Freizeitnutzungen erforderlich. Oligo- bis mesotrophe Seen

sind aus fischerei-wirtschaftlicher in der Regel nicht attraktiv. Dort wo Freizeitfischer solche Seen nutzen, ist darauf zu achten, dass die Bewirtschaftung der Fischbestände mit der Erhaltung bzw. mit der Verbesserung der Wasserqualität kompatibel ist.

Die Reduzierung der Nährstoffbelastung steht auch im Mittelpunkt der Ziele der Wasser-Rahmenrichtlinie. Ihre Einzugsgebietsorientierte Vorgehensweise ist besonders dazu geeignet, Nährstoffeinträge aus dem Seeumland zu senken.

2.5.4 Kompatible Erhaltungsziele

Mehrere Fischarten und Mollusken des Anhangs II des FFH-Richtlinie gehören zum typischen faunistischen Inventar der basenreichen, oligo- bis mesotrophen Seen. Diese Arten stellen für Gewässer des Lebensraums geeignete Erhaltungsziele dar. Im Falle einer extremen Oligotrophierung könnten theoretisch Abnahmen der Bestände einzelner Fischarten eintreten.

Weitere Lebensräume des Anhangs I können in Norddeutschland mit dem Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelecheralgen“ vergesellschaftet auftreten. Es handelt sich um natürliche Waldtypen, basenreiche Sümpfe bzw. Flachmoore und Uferstaudensäume. Zur Erhaltung und Förderung dieser Lebensräume ist im Einzelfall eine extensive Nutzung sinnvoll. Auf jeden Fall muss darauf geachtet werden, dass diese Nutzung mit keiner Belastung des Sees verbunden ist. Dieses gilt auch für die Forstwirtschaft.

2.5.5 Mögliche Zielkonflikte

Das regelmäßige Vorkommen von **größeren Wasservogelbeständen** ist mit der Erhaltung von oligo- bis mesotrophen Bedingungen häufig nicht kompatibel. Zielkonflikte sind deshalb vorprogrammiert, wenn nährstoffarme Seen auch als Vogelschutzgebiete gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie gemeldet werden.



Veränderungen der Wasserstände sind zu vermeiden. Dieses gilt auch für Anstaumaßnahmen zur Wiedervernässung von entwässerten Teilen der Verlandungszone. Die Zersetzung der absterbenden emersen Vegetation kann einen starken Eutrophierungsschub auslösen.

Zur Entwicklung von **halboffenen Weidelandschaften** sind mesotrophe Gewässer und ihre Uferzonen nicht geeignet. Ein optimal gestaltetes Weidekonzept kann höchstens erreichen, dass Schäden minimiert werden. Wie die Erfahrungen am Bültsee zeigen, ist die praktische Umsetzung allerdings nicht immer optimal. Hinsichtlich der Pflege und Entwicklung des Lebensraums ergeben sich keinerlei Vorteile aus einer extensiven Beweidung der Uferzonen.

Diese beiden Beispiele, Anstaumaßnahmen und Weidelandschaften, zeigen, dass auch Maßnahmen des Naturschutzes kritisch zu durchleuchten sind und nicht grundsätzlich mit den Erhaltungszielen eines nährstoffarmen Gewässerökosystems kompatibel sind.

In Gebieten von Gemeinschaftlicher Bedeutung, die wegen des Vorkommens des Lebensraums „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armluchteralgen“ gemeldet wurden, hat

entsprechend der Vorgaben der FFH-Richtlinie der Schutz dieses Lebensraums im Vordergrund zu stehen:

„Für die besonderen Schutzgebieten legen die Mitgliedsstaaten die nötigen Erhaltungsmaßnahmen fest, die gegebenenfalls geeignete, eigens für die Gebiete aufgestellte oder in andere Entwicklungspläne integrierte Bewirtschaftungspläne und geeignete Maßnahmen rechtlicher, administrativer oder vertraglicher Art umfassen, die den ökologischen Erfordernisse der natürlichen Lebensraumtypen nach Anhangs I und der Arten nach Anhangs II entsprechen, die in diesen Gebieten vorkommen.“

Art. 6(1) FFH-Richtlinie

Gegebenenfalls müssen in NATURA 2000-Gebieten andere Ziele des Naturschutzes zurückgestellt werden, wenn sie mit der Erhaltung von Lebensräumen des Anhangs I bzw. Arten des Anhangs II nicht kompatibel sind. Aufgrund der sehr hohen spezifischen Empfindlichkeit der nährstoffarmen Gewässer mit Characeen ist diese Kompatibilität mit sehr großer Sorgfalt zu prüfen.

Diese allgemein formulierten Empfehlungen stellen nur einen groben Rahmen dar. Für jedes Gewässer und sein Umland sind individuelle Pläne auszuarbeiten.



2.6 Spezifische Empfindlichkeit des Lebensraums

2.6.1 Empfindlichkeit der Armelechteralgen

Die Mehrheit der seltenen Characeen sind auf eine geringe Belastung ihrer Wachstumsgewässer angewiesen. Sie sind sehr lichtbedürftig und vergleichsweise schwachwüchsig, so dass sie in nährstoffreichen Gewässern bei zu starker Trübung des Wassers und durch den Schattenwurf von anderen Wasserpflanzen verdrängt werden. In mesotrophen und tieferen Gewässern verteilen sich die konkurrenzschwächeren Armelechteralgen auf zwei Tiefenzonen: Sie wachsen zum einen in sehr geringer Wassertiefe in der Brandungszone auf Sand oder zwischen Geröllen. Sie finden sich auch in der Grundschicht der Röhrichte, die in mesotrophen Seen sehr schütter sind und genügend Licht bis zum Boden durchdringen lassen. Zum anderen bilden die Characeen in sehr klaren Gewässern unterhalb der Tauchblattzone einen eigenen Vegetationsgürtel, der die untere Grenze der makrophytischen Besiedlung darstellt.

Aufgrund der Höhe der Wassersäule über ihnen werden die Pflanzen an diesen tiefen Vorposten bereits durch eine geringfügige Zunahme der Wassertrübung stark gefährdet. Diese kann sich u.a. als Folge einer Einschwemmung von Bodenmaterial, einer Aufwirbelung des feines Seegrundsediments durch Freizeitaktivitäten und Bootsverkehr sowie bei einer steigenden Nährstoffbelastung und der damit verbundenen stärkeren Planktonentwicklung ergeben.

Schwebstoffe

Auf Armelechteralgen können sich Schwebstoffe negativ auswirken, auch wenn sie keine Nährstofffracht besitzen. Schwebstoffe werden u.a. durch die Aufwirbelung von feinkörnigen Seegrundsedimenten freigesetzt. Sie verursachen eine Zunahme der Trübung und lassen die Lichtmengen sinken, die bis in tiefere Zonen des Sees eindringen. Dadurch werden die Armelechteralgen beeinträchtigt. Selbst wenn die Trübung nach einer gewissen Zeit augenscheinlich zurückgeht, bleibt die Beeinträchtigung für submerse Pflanzen für längere Zeit wirksam, weil die aufgewirbelten Schwebstoffe sich auf den Blättern ablagern. Insbesondere in tieferen Wasserzonen, in denen kaum eine Wasserbewegung stattfindet, verbleiben die feinen Partikel länger in der Schwebelage und werden nicht durch Strömungen von den Pflanzen „abgeschüttelt“. Der Schlamm- und Algenüberzüge fördern den Verbleib der Schlammpartikel auf der Sprossoberfläche.

Eine Schwächung der Pflanzen kann dazu führen, dass sie steril bleiben und keine Nachkommen bilden. Dadurch kann die Population nach einem einmaligen Eingriff über einen längeren Zeitraum hinweg geschwächt werden. Im Extremfall können die Pflanzen absterben.

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass einige der bundesweit am stärksten gefährdeten Arten steril und wintergrün sind. So ist z.B. *Chara tomentosa* (Geweih-Armelechteralge), eine Art des tieferen Wassers, mehrjährig und überwintert mit grünen Sprossen. Eine generative Fortpflanzung findet sehr selten statt. Die Bestände vermehren sich überwiegend vegetativ (MOORE 1986, S. 44; KRAUSE 1997, S. 49).

Dieses bedeutet, dass die Pflanzen keine Möglichkeit besitzen, sich nach kurzfristig eingetretenen „schlechten Zeiten“ aus langfristig haltbaren Überdauerungsorganen (Oosporen) zu regenerieren. Die Erhaltung der Art ist deshalb an das Vorhandensein von durchgehend günstigen Bedingungen geknüpft.



Die Problematik der Schwebstoffe für Wasserpflanzen wird bei den überwiegend auf die Reduktion der Nährstoffe konzentrierten Bemühungen zum Gewässerschutz häufig nicht ausreichend berücksichtigt.

Nährstoffe

Bei der Aufwirbelung von Grundsedimenten geraten Nährstoffe, die normalerweise im Seeboden festgelegt sind, wieder mit dem Wasserkörper in Kontakt und werden somit wieder verfügbar. Jede Störung des Seebodens ist somit indirekt mit einem Eutrophierungsschub verbunden, der sich negativ auf den Nährstoff- und Sauerstoffhaushalt des Sees auswirken kann. Die Zunahme der im Wasser verfügbaren Pflanzennährstoffe (in erster Linie Phosphor-Verbindungen) fördert das Wachstum von Planktonalgen. Diese im Wasser schwebenden, mikroskopischen Algen lassen die Lichtmenge sinken, die den Seegrund erreicht. Sie wirken sich somit ähnlich wie die aufgewirbelten mineralischen Partikel aus. Da beide Vorgänge gleichzeitig eintreten können, ist mit kumulierten Auswirkungen zu rechnen. Bei hohen Nährstoffgehalten des Wassers siedeln sich raschwüchsige Algen auf den Armluchteralgen an (sog. Aufwuchsalgen), die sie mit einem dichten Mantel umhüllen und die eintreffende Lichtmenge stark sinken lassen. Da Characeen in der Regel langsam wachsende Pflanzen sind, können sie nicht im selben Maße neue frische Triebe bilden, wie die alten Sprosssteile von Aufwuchsalgen überzogen werden. Während in der Vergangenheit angenommen wurden, dass hohe Phosphorgehalte des Wassers Armluchteralgen direkt schädigen, gilt heute als erwiesen, dass die kombinierte Wirkung von Plankton- und Aufwuchsalgen bei zu hoher Nährstoffbelastung die Characeen durch Lichtmangel zum Absterben bringen.

mechanische Schädigungen

Die meisten Armluchteralgen der kalkreichen Gewässer neigen zur Anlagerung von Kalkkrusten auf ihrer Oberfläche. Diese Kalkkrusten machen die Pflanzen spröde und brüchig. Mit Ausnahme der Arten, die auch unter starken mechanischen Beanspruchungen in der Brandungszone wachsen können, sind Characeen sehr empfindlich gegen mechanische Schädigungen durch Tritt, Schleifen von Booten auf dem Seegrund und Paddelschläge im Flachwasser.

Neben den direkten Schäden an der submersen Vegetation werden auch die Röhrichte und ihre Pufferfunktion beeinträchtigt. Der Druck auf die attraktiven, noch klaren Gewässer ist verständlicherweise hoch. Eine Ausweitung der Freizeitnutzungen ist eindeutig und nach einhelliger Expertenmeinung (s. FARTMANN et al. 2001, S. 481) mit der Erhaltung des Lebensraums nicht kompatibel.

Funktionen der Armluchteralgen für die gesamte Lebensgemeinschaft

Über ihre Eigenbedeutung hinaus erfüllen die unterseeischen Armluchteralgen-Wiesen eine sehr wichtige Funktion für die gesamte Lebensgemeinschaft des Sees. An der Untergrenze der benthischen Besiedlung stellen sie durch ihre photosynthetische Aktivität wichtige Sauerstofflieferanten dar, die die tieferen Wasserschichten mit Sauerstoff versorgen und diesen Bereich für Tiere besiedelbar machen. Dieses gilt insbesondere für Fischarten, die ganzjährig auf kühles und sauerstoffreiches Wasser angewiesen sind und deshalb im Sommer gelegentlich tiefere und kältere Wasserschichten aufsuchen. Ein Absterben der Armluchteralgen-Bestände kann deshalb auch die Fischpopulation gefährden. Darüber hinaus binden die langsam wachsenden Characeen in ihrer Biomasse größere Nährstoffmengen. Aufgrund ihrer Kalkkrusten und spezifischer Inhaltsstoffe zersetzen sich Armluchteralgen langsamer als andere Wasserpflanzen, so dass Nährstoffe dem Seekreislauf entzogen werden (MOORE 1986, S. 17).



Dichte Characeen-Rasen stabilisieren mit ihrem Rhizoiden-Geflecht (wurzelähnliche Verankerungsorgane von Algen) das feinkörnige Substrat des Seegrunds und tragen somit zur Herabsetzung der Wassertrübung bei (MOORE 1986, S. 19).

Eine Zerstörung des Characeen-Gürtels hätte deshalb gravierende Auswirkungen auf die gesamte Lebengemeinschaft des Sees.

2.6.2 Spezifische Empfindlichkeit der oligotrophen Ausprägungen

Hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit, Seltenheit und ihres Gefährdungsgrads unterscheiden sich oligotrophe und mesotrophe Ausprägungen des Lebensraums sehr stark. In oligotrophen Gewässern dominieren mehr oder weniger geschlossene Armelechteralgenteppeiche entlang des gesamten Tiefenprofils.

Basenreiche und oligotrophe Gewässer sind bedeutend seltener und empfindlicher als mesotrophe. Bei einer Zunahme der Wasserbelastung und einem Wechsel von oligo- zu mesotrophen Verhältnissen erfährt der Lebensraum eine Veränderung seines Erhaltungszustands, die jedoch seine Zuordnung zum Lebensraumtyp nicht in Frage stellt. In manchen Situationen kann es deshalb sein, dass die zuständigen Behörden geplante Eingriffe (z.B. Intensivierung von Gewässernutzungen) nach Verträglichkeitsprüfung gemäß Art.6(3) der FFH-Richtlinie für zulässig erklären, der Lebensraumtyp erhalten bleibt. Die Erfahrung mit Gewässerschutzmaßnahmen zeigt, dass die Rückführung von eutrophen Gewässern zu mesotrophen Verhältnissen in manchen Fällen möglich ist. Der Verlust von oligotrophen Gewässern ist dagegen in der Regel unumkehr-

bar. Unter Berücksichtigung des Bewertungskriteriums „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ (vgl. Teil I der Studie, Kap. 4.2) sind oligo- und mesotrophe Ausbildungen des Lebensraums unterschiedlich zu behandeln.

Es ist deshalb sinnvoll, die sehr seltenen, oligotrophen Ausbildungen des Lebensraums mit vollständig erhaltener, natürlicher Zonierung als prioritär einzustufen. Sie sind entsprechend des im Art. 1, d) der FFH-Richtlinie als „vom Verschwinden bedrohte natürliche Lebensraumtypen“, für die die Gemeinschaft „eine besondere Verantwortung“ trägt.

2.6.3 Spezifische Empfindlichkeit der Ausprägungen mit kleinem natürlichem Verbreitungsgebiet

Einige der genannten Arten haben eine sehr enge geographische Verbreitung: *Chara strigosa* kommt z.B. in Europa nur in den Alpen und in Mittelschweden vor.

Mit der geplanten Osterweiterung der EU und insbesondere mit dem Beitritt Polens werden stark gefährdete Ausbildungen des Lebensraums mit der in Deutschland verschollenen Art *Lychnothamnus barbatus* im Gemeinschaftsgebiet vertreten sein. Es ist deshalb sinnvoll, geographische Subtypen mit ihrer typischen Vegetationszusammensetzung zu unterscheiden. Es wäre sinnvoll, einige der sehr seltenen Ausbildungen des Lebensraums als prioritär einzustufen, so wie dieses z.B. für orchideenreiche Ausprägungen des Lebensraums 6210 „Naturnahe Kalk-Trockenrasen“ geschehen ist.



Es ist sinnvoll, die sehr seltenen Ausbildungen des Lebensraums als prioritär einzustufen, so wie dieses z.B. für orchideenreiche Ausprägungen des Lebensraums 6210 „Naturnahe Kalk-Trockenrasen,,“ geschehen ist. Für einen eventuellen prioritären Status sind die oligotrophen Ausprägungen und die Ausprägungen mit Arten mit begrenztem Areal (z.B. mit *Chara strigosa*, *Lychnothamnus barbatus*) in Betracht zu ziehen.



2.7 Besondere Gefährdungsfaktoren

Prinzipiell sind die allgemein als gewässergefährdend bekannten Eingriffe und Nutzungen zu berücksichtigen. Aufgrund ihrer spezifischen Empfindlichkeit sind „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ jedoch deutlich stärker gefährdet. Maßnahmen, die in bereits stärker belasteten Gewässern keine feststellbare Verschlechterung des Allgemeinzustands nach sich ziehen, können in nährstoffarmen Gewässern radikale Veränderungen der Lebensgemeinschaft auslösen. Zur Abschätzung der Erheblichkeit von potenziellen Beeinträchtigungen sind deshalb strengere Maßstäbe heranzuziehen als für „Durchschnittsgewässer“ allgemein üblich.

Vorrangig zu berücksichtigen sind Nutzungen und Vorhaben, die mit einer auch nur zeitweiligen Zunahme der Trübung durch Nähr- und Schwebstoffe bzw. mit mechanischen Schäden der Vegetation verbunden sein können.

Von Relevanz ist eine vergleichsweise überschaubare Anzahl von Faktoren (Zunahme der Nährstoffe, der Schwebstoffe und der mechanischen Belastung). Diese werden allerdings durch eine Vielzahl von einzelnen Vorgängen ausgelöst, sodass **Kumulationseffekte** fast immer zu erwarten sind. Wie aus den folgenden Übersichten deutlich wird, handelt es sich häufig um Maßnahmen, die isoliert betrachtet zunächst harmlos wirken und deren Tragweite sich erst in der Gesamtzusammenschau aller Belastungen offenbart. Da nach FFH-Richtlinie eine erhebliche Verschlechterung des Erhaltungszustands der Arten und der Lebensräume primär nicht zulässig ist, ist bei hoher Vorbelastung das

Ausmaß einer noch zulässigen, zusätzlichen Beeinträchtigung bedeutend geringer als bei geringer Vorbelastung. Im Gegensatz zur üblichen Präzedenzpraxis ist die Ausübung einer potenziell gewässergefährdenden Nutzung (z.B. vorhandene Badestellen) tendentiell ein Argument gegen die Genehmigung einer zusätzlichen vergleichbaren Nutzung.

Die zu berücksichtigenden Nutzungen und Vorhaben sind auf verschiedene Planungs- und Zuständigkeitsbereiche verteilt, sodass geplante Maßnahmen häufig einzeln betrachtet werden und Kumulationseffekte nicht berücksichtigt werden. In dieser Hinsicht bietet der querschnittorientierte Ansatz der Wasser-Rahmenrichtlinie auch eine Chance, den Schutz der Gewässerlebensräume der FFH-Richtlinie zu optimieren. Gebiete von Gemeinschaftlicher Bedeutung gemäß FFH-Richtlinie unterliegen *per se* dem strengeren Schutz nach Wasser-Rahmenrichtlinie.

In den folgenden Tabellen sind die wesentlichen Maßnahmen und Nutzungen zusammengestellt, die für nährstoffarme basenreiche Seen und quellige Abgrabungsgewässer mit Armelechteralgen von Relevanz sind.

Eingriffe oder Nutzungen, deren Schädlichkeit allgemein bekannt ist (z.B. Ackerbau direkt am Seeufer, Fischzucht mit Schwimmgehegen) sind in den Tabellen nicht aufgeführt, da davon ausgegangen wird, dass sie in mesotrophen Gewässern grundsätzlich mit den Zielen von FFH-Richtlinie und Wasser-Rahmenrichtlinie nicht kompatibel sind.

Zur Veranschaulichung werden Beispiele aus Schleswig-Holstein genannt. Die aufgelisteten Problemfelder sind jedoch von allgemeiner Tragweite.



Maßnahmen und Nutzungen des Sees (Teil 1)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
<p>sämtliche Baumaßnahmen in der Wasserwechselzone des Sees, z.B. Aufschüttungen, Rückbau von naturfremden Strukturen wie Spundwänden Bau- oder Neubau von Anlegern, Hafenerweiterungen, Ausbaggerung von Fahrrinnen zu Anlegern</p>	<p>Vorhaben zur Uferrenaturierung werden häufig viel zu unkritisch bewertet. In den meistens Fällen überwiegen für ein nährstoffarmes Gewässer die umbaubedingten Schäden, da ein unästhetisch aussehender Uferabschnitt für den Stoffhaushalt des Sees keine Belastung bedeutet, wenn sichergestellt ist, dass landeinwärts eine ausreichende Pufferzone vorhanden ist. Beispiel: Suhrer See</p>
<p>Behandlung von Stegen und sonstigen ins Wasser ragenden Infrastrukturen (z.B. Spielinseln, Rutschen) mit Holzschutzmitteln oder Korrosionsschutzanstrichen</p>	<p>Insbesondere auf Privatstegen sind die Kontrollmöglichkeiten eingeschränkt. Antifowlinganstriche werden auch von manchen Binnenseglern benutzt (eigene Beobachtungen)</p>
<p>Befahren des Sees mit Fahrzeugen</p>	<p>Beeinträchtigung der Röhrichte Schilfrückgang auch in mesotrophen Gewässern (Schöhsee, vgl. STUHR 2001) Fahrzeuge, die auch ins Flachwasser vordringen, können größere Schäden auslösen als solche mit großem Tiefgang, die deshalb nur in ausreichender Entfernung vom Ufer verkehren: Tretboote können prinzipiell mehr Schäden verursachen als ein großes Ausflugsschiff oder als die Wasserski-Anlage am Middelburger See, die über tiefem Wasser und in ausreichender Entfernung des Ufers betrieben wird.</p>
<p>Badenutzung</p>	<p>Einträge von Urin, Zunahme der Trübung durch Störung des Seegrundes, direkte Zerstörung durch Tritt Beispiel: alle Seen des Typs in Schleswig-Holstein</p>
<p>Reiten am Ufer und im Wasser Hundeführen im und am Wasser</p>	<p>Eintrag von Fäkalien, Aufwirbelung des Seegrunds, Trittschäden Ein Problembewusstsein ist meistens nicht vorhanden. Tierliebe wird mit Naturschutz gleichgesetzt.</p>
<p>Einleitungen aus der Drainage von landwirtschaftlichen Flächen</p>	<p>Alte Rohre sind oft sehr schwierig zu entdecken und gerade sie sind meistens defekt. Beispiel: wahrscheinlich fast alle Seen des Typs in Schleswig-Holstein</p>
<p>Beweidung des Ufers und des Seegrunds</p>	<p>Auch in Naturschutzprojekten wie halboffene Weidelandschaften an nährstoffarmen Gewässern grundsätzlich problematisch. Rinder und Pferde halten sich sehr gerne im Wasser auf. Eine Belastung, die für eutrophe Gewässer problemlos ist, kann in einem mesotrophen Gewässer zur irreversiblen Schäden führen. Beispiel: Bültsee Die Abzäunung muss mit ausreichendem Abstand oberhalb des Höchstwasserstands des Sees gezogen werden.</p>
<p>Angelnutzung</p>	<p>Manche Angler und Angelvereine sind weniger sachkundig als ausgebildete Binnenfischer. Fehlbesatz und Fütterung können die Folge sein. Trampelpfade und Stege durch Verlandungszonen und Röhrichte Die häufige Vermüllung (z.B. Getränkedosen) und die Lagerfeuer führen hingegen in der Regel nicht zu Beeinträchtigungen der submersen Vegetation.</p>



Maßnahmen und Nutzungen des Sees (Teil 2)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
unsachgemäße fischereiliche Bewirtschaftung	Eutrophierung durch Fischfütterung Eutrophierung durch Störung der Lebensgemeinschaft (gestörtes Verhältnis von Weißfischen und Raubfischen)
gefährdende Fischfangmethoden	hoffentlich ein Einzelfall! Ein Verband von Sportfischern stellte im Sommer 2000 einen Antrag zur Befischung des Suhrer Sees mit Schleppnetz (sog. dredging) zur Überprüfung des Vorkommens der vermuteten Sibirischen Groppe. Die Maßnahme hätte ein „Abpflügen“ der benthischen Vegetation bedeutet. Der Antrag wurde abgelehnt.
Guanotrophierung durch Wasservogel	ein schwer zu lösendes Problem, insbesondere, wenn ein See sowohl nach FFH-Richtlinie als auch nach Vogelschutzrichtlinie gemeldet ist. Beispiel: Suhrer See

Maßnahmen und Nutzungen der Seeufer und im Einzugsgebiets (Teil 1)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
Campingplätze	Beeinträchtigung der Pufferzonen des Sees und der Ufervegetation „individuelle“ Gestaltung des Ufers durch Pächter der Stellplätze am Wasser mitunter unter Einsatz von Rasendünger und Herbiziden, obwohl ausdrücklich von der Campingplatzverordnung verboten
Pflege und Gestaltung von Grünanlagen und privaten Gartenflächen in Ufernähe	Beeinträchtigung durch Aufrechterhaltung von Flächen mit geringer Pufferwirkungen und durch Förderung der Freizeitaktivität am Ufer. Mitunter findet zur Wahrung des Seeblicks für Anwohner eine gezielte Beseitigung von Ufergehölzen durch die zuständigen Gemeinden statt. In privaten Gärten auch Entsorgung von Gartenabfällen, Dünger- und Pestizideinsatz am Ufer Manche Besitzer von kleinen Seegrundstücken versuchen durch stückweise Aufschüttung ihre Grundstücke zu vergrößern.
Forstwirtschaftliche Nutzung auf den seezugewandten Hängen	Kahlschläge und Einsatz von schweren Fahrzeugen führen zu Bodenschäden und –einspülungen in den See Beispiel: Suhrer See
Unterhaltung von Wirtschafts- und Wanderwegen mit Einsatz von schweren Fahrzeugen	Einsatz von Baufahrzeugen führen zu Bodenschäden und –einspülungen in den See In der Regel werden sumpfige Stellen verfüllt, die Wege auf Dämme geführt und wegparallele Entwässerungsgräben gezogen, die meistens direkt in den See abfließen
Staubförmige Einträge von Nähr- und Trübstoffen durch Einwehung aus angrenzenden Flächen	Kiesabbau, Ackerflächen ohne Windschutzstreifen große Baustellen insbesondere mit Abbruch alter Bausubstanz. Die Auswirkungen sind auch in Entfernungen von über 100 m bemerkbar. In der Regel werden die Naturschutzbehörden nicht eingeschaltet, weil kein Problembewusstsein vorliegt. Beispiel: Suhrer See

Maßnahmen und Nutzungen der Seeufer und im Einzugsgebiets (Teil 2)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
----------------------	-------------



unsachgemäße Führung von Wanderwegen Schaffung neuer Wanderwege	<p>Insbesondere in Siedlungsnähe sind Gesamtkonzepte zur Lenkung der Besucher (samt Hunde) notwendig. Seenähe Rundwanderwege, die eine Umrundung eines Sees in wenigen Stunden ermöglichen, stellen in Schleswig-Holstein eine Seltenheit dar und sind deshalb äußerst beliebt und steigern den Nutzungsdruck auf den See (Beispiel: Suhrer See)</p> <p>An hoch sensiblen Gewässern ist es deshalb angebracht, die Seezüge als Stichwege zum Ufer und ohne Rundwanderweg zu gestalten. Der See bleibt für Interessierte zugänglich und ist für die Mehrheit der Erholungssuchenden nicht attraktiv.</p>
Einleitung von belastetem Oberflächenwasser aus Regenrückhaltebecken	Oberflächenabfluss aus versiegelten Flächen (Straßen, Wohngebiete, Gewerbegebiete)
Einleitung aus Klärwerken über Zuflüsse	Bei Störfällen ist eine extreme Belastung möglich. Auch die Restbelastung im Normalbetrieb kann für einen mesotrophen See kritisch sein.
Einleitung aus Fischteichen über Zuflüsse	absolutes Tabu für mesotrophe Gewässer
unzureichende Pufferzonen an Zuflüssen	hohe Nährstoff- und Schwebstofffrachten
Entwässerungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Zuflüsse	Nährstoffeinträge Ein verändertes Fließverhalten kann eine Zunahme der Schwebfracht nach sich ziehen.
Gewässerunterhaltung, Grabenunterhaltung in den Zuflüssen	schubweise sehr hohe Nähr- und Schwebstofffrachten
Änderungen der Wasserstände	
Wasserentnahmen (z.B. zu landwirtschaftlichen Zwecken, Zunahme der Fördermengen von Trinkwasserbrunnen)	<p>Störungen der Röhrichte und der Ufervegetation, darunter auch Lebensräume des Anhangs I. Der prioritäre Lebensraum 7210 *kalkreiche Sümpfe mit <i>Cladium mariscus</i> und Arten des <i>Caricion davalliana</i> ist gegenüber Wasserstandsabsenkungen extrem empfindlich.</p>
Unterhaltungsmaßnahmen am Seeausfluss	<p>Gefahr der schleichenden Vertiefung Wenn der Seeausfluss über eine längere Zeit nicht unterhalten wird, ist es möglich, dass die Ufervegetation auf den Wasserstand bei nicht unterhaltenem Ausfluss eingestellt ist. Der prioritäre Lebensraum 7210 * "kalkreiche Sümpfe mit <i>Cladium mariscus</i> und Arten des <i>Caricion davalliana</i> ist gegenüber Wasserstandsabsenkungen extrem empfindlich. (Beispiel: Am Suhrer See wurde im Sommer 2002 der Ausfluss zum Behler See knapp außerhalb des FFH-Gebiets vertieft.)</p>
Anstaumaßnahmen	<p>in der Regel zu Naturschutzzwecken: Eine Zunahme des Wasserstands kann zum Absterben eines Teils der Ufervegetation führen. Das sich im Wasser zersetzende, tote Pflanzenmaterial kann eine erhebliche Zunahme der Belastung nach sich ziehen. Auch Anstaumaßnahmen im Einzugsgebiet der Zuflüsse sind zu berücksichtigen</p> <p>Wenn eine Belastung nicht eindeutig ausgeschlossen werden kann, sollten Anstaumaßnahmen im nahen Einzugsgebiet von mesotrophen Gewässern tabu sein.</p>



Maßnahmen und Nutzungen, die quellige Abgrabungsgewässer beeinflussen können

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
Senkung des Grundwassers	Zunahme der Fördermengen von Trinkwasserbrunnen Grundwasserabsenkungen zur Umsetzung großer Bauvorhaben (auch zeitlich begrenzte Absenkung)
Einleitung von belastetem Wasser	Drainage und Entwässerung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen Hauskläranlagen (Beispiel: Waldhusener Moorsee)
unsachgemäßer Fischbesatz	Insbesondere kleinere Gewässer werden von Anglern häufig ohne Genehmigung mit Köderfischen besetzt.
! Viele der Maßnahmen, die für Seen benannt wurden, können auch für kleinere Gewässer von Relevanz sein.	

Die Liste der potenziell beeinträchtigenden Maßnahmen und Nutzungen ist sicherlich nicht vollständig. Bei Kartierungen und Verträglichkeitsprüfungen muss gelegentlich festgestellt werden, dass manche beantragten Vorhaben die eigene Vorstellungskraft übersteigen. Der Antrag zur Befischung des Suhrer Sees mit Schleppnetz fällt in diese Kategorie, auch wenn er zu

„wissenschaftlichen“ Zwecken zur Überprüfung des Vorkommens der vermuteten Sibirischen Groppe gestellt wurde. In diesem Fall war die Sachlage eindeutig und der Antrag wurde abgelehnt. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass in weniger klaren Fällen manche Probleme und Rückkopplungen unerkannt bleiben.

Anmerkungen zu quantifizierbaren Schwellenwerten der Belastung

Ein sicherer Nachweis für eine Beeinträchtigung lässt sich in manchen Fällen nicht im Voraus erbringen. Erst ein langfristiges Monitoring gibt darüber Aufschluss, ob eine Schädigung eingetreten ist. Nachweisschwierigkeiten können prinzipiell im Zusammenhang mit einzelnen Wirkprozessen auftreten. Mit hoher Stetigkeit sind sie allerdings bei Kumulationseffekten zu erwarten. Kumulationseffekte in Ökosystemen verhalten sich in der Regel nicht linear. Gravierende Zustandsänderungen treten beim Überschreiten bestimmter Schwellen auf, die oft weder quantitativ zu erfassen noch im Voraus exakt prognostizierbar sind.

nicht überschritten wird. Zur Prognose einer möglicherweise zukünftigen Überschreitung der Schwelle zum eutrophen Zustand, wenn z.B. der Bootsverkehr oder die Badenutzung an einem Gewässer intensiviert werden, stehen keine einfachen Modelle zur Verfügung. Ferner sind Grenzwerte zur Belastbarkeit von seltenen Characeen gänzlich unerforscht.

Zur Bewertung der Trophie eines Gewässers können Grenzwerte (z.B. von Gesamt-Phosphor, Sichttiefe, Chlorophyll a) angegeben werden. Für den Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armluchteralgen“ ist logischerweise zu fordern, dass ein mesotropher Zustand



Ein Schwerpunkt der limnologischen Forschung der letzten Jahrzehnte lag in der Entwicklung von Modellen zur Beschreibung und Prognose der Trophie von Gewässern. Dabei wurde klar, dass die Zuverlässigkeit der Aussagen sehr stark schwanken kann, dass der Datenhunger solcher Modelle sehr hoch ist und dass die Übertragbarkeit über das Gewässer hinaus, für welches das Modell entwickelt wurde, oft eingeschränkt ist. Wie die Ergebnisse der Ökosystemforschung und die wissenschaftliche Diskussion um Schwellenwerte (sog. „critical loads“) gezeigt haben, ist zu ihrer näherungsweise Ermittlung ein Aufwand erforderlich, der in der Naturschutzpraxis nicht geleistet werden kann. Allen Forschungsbemühungen zum Trotz wird es voraussichtlich auch in Zukunft nicht möglich sein, leicht ermittelbare Schwellenwerte der Belastbarkeit von Ökosystemen zu benennen. Für die Naturschutzpraxis bedeutet dieses, dass nach wie vor nicht mit Sicherheit prognostiziert werden kann, ob z.B. die Röhrichte eines Gewässers, die bislang Störungen durch 100 Boote schadlos ertragen haben, auch 200 Boote verkraften würden. Im Hinblick auf diese grundsätzliche Unsicherheit ist der Kommentar der EU-Kommission zur Formulierung des Art. 6, Abs. 3 in Bezug auf Pläne und Projekte zu beachten, die ein Gebiet beeinträchtigen *könnten*. Aus der Formulierung im Konjunktiv zieht die Kommission folgende Schlussfolgerung:

„Dem in Artikel 6 Absätze 3 und 4 vorgesehenen Verfahren liegt nicht die **Gewißheit**, sondern die **Wahrscheinlichkeit** von erheblichen Auswirkungen zugrunde, die nicht nur von Plänen und Projekten innerhalb, sondern auch von denen außerhalb eines Schutzgebiets ausgehen können.“
(EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000, S. 37)

In Abs. 2 desselben Artikels, auf den sich der eben zitierte Kommentar zwar nicht ausdrücklich bezieht, wird mit einer ähnlichen Formulierung auf die Verpflichtung zur Vermeidung von Störungen hingewiesen, die sich „im Hinblick auf die Ziele die-

ser Richtlinie erheblich auswirken *könnten*.“

Es ist deshalb davon auszugehen, dass in Fällen, in denen sich trotz gründlicher Prüfung kein eindeutiger Nachweis erbringen, dennoch eine begründbare Vermutung auf eine erhebliche Beeinträchtigung ableiten lässt, im Sinne der EU-Kommission die **Wahrscheinlichkeit** der Beeinträchtigung entscheidend ist.

ein Lösungsweg?

Was die schleswig-holsteinischen mesotrophen Gewässer anbelangt, in denen der Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armluchteralgen“ ausgebildet ist, bietet sich allerdings ein anderer Argumentationsansatz an.

Kein einziges dieser Gewässer befindet sich zurzeit in einem problemlosen Zustand. Bezogen auf die Trophie lässt sich diese Behauptung anhand der Seebewertung belegen, die im Rahmen der Erprobung der LAWA-Richtlinie durchgeführt wurde (LANU 2000). Selbst für den Schöhsee, der die zurzeit am besten erhaltene submerse Vegetation des Typs für Schleswig-Holstein beherbergt, wurden ein mesotropher Ist-Zustand und ein oligotropher Referenzzustand ermittelt. Diese Abweichung zeigt, dass der Zustand des Sees, zwar auf einem vergleichsweise hohen Niveau liegt, dennoch verbesserungswürdig ist. Diese Feststellung gilt für alle Gewässer des Typs in Schleswig-Holstein.



Auch wenn die beantragte Intensivierung einer Nutzung nicht nachweislich eine weitere Schädigung eines Schutzgebiets nach sich ziehen würde, kann vor dem Hintergrund des festgestellten Verbesserungsbedarfs darauf hingewiesen werden, dass eine Verbesserung des Ist-Zustand des Schutzgebiets ohne diese beantragte Nutzung eher verbessert werden kann.

Aufgrund der sehr hohen Empfindlichkeit des Lebensraums lässt sich aus naturschutzfachlicher Sicht begründen, dass alle Gewässer mit Vorkommen des Lebensraums „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ in Schleswig-Holstein Tabu-Bereiche für zusätzliche Eingriffe sind.



2.8 Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ in Schleswig-Holstein

2.8.1 Übersicht über Standorttypen

Der Lebensraum kommt in Schleswig-Holstein in zwei Ausprägungen vor:

- mesotrophe, basenreiche Seen
- quellige bzw. grundwasserbeeinflusste Abgrabungsgewässer

mesotrophe basenreiche Seen

Nährstoffarme und basenreiche Seen kommen aus geologischen Gründen in Schleswig-Holstein mit den entsprechenden hydrochemischen Eigenschaften nur im Östlichen Hügelland vor.

Aufgrund der hohen Siedlungsdichte in den östlichen Landesteilen und der Jahrhunderte währenden landwirtschaftlichen Nutzung sind keine oligotrophen, basenreichen Gewässer mehr ausgebildet. Wie die Ergebnisse der Bewertung von 42 schleswig-holsteinischen Seen nach der „Vorläufigen Richtlinie für die Bewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA zeigen (LANU 2000), weisen zahlreiche Seen, die im Ist-Zustand als eutroph einzustufen sind, einen errechneten oligo- bis mesotrophen Referenz-Zustand auf. Nur noch wenige Gewässer werden als meso- bis schwach eutroph eingestuft. Diese Gewässer zeichnen sich durch verhältnismäßig kleine Einzugsgebiete aus. Ihre Ufervegetation wird häufig von Wäldern gebildet, die auf sandigen Ablagerungen stocken.

Die Characeen der basenreichen Gewässer können – solange sie nicht von wüchsigeren Makrophyten verdrängt werden – auch unter leicht eutrophen Bedingungen wachsen.

Die Übergänge zwischen den Lebensräumen 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ und 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder des Hydrocharicions“ sind somit unscharf.

quellige bzw. grundwasserbeeinflusste Abgrabungsgewässer

Quellige bzw. grundwasserbeeinflusste Abgrabungsgewässer mit aspektprägenden Armelechteralgenbeständen aus typischen und seltenen Arten der basenreichen Gewässer können kurzfristig in Kleingewässern ausgebildet sein. Dort verschwinden sie in der Regel rasch durch Sukzession und Verlandung. Der größte Standort des Typs in Schleswig-Holstein ist der Waldhusener Moorsee bei Lübeck. Dort ist in einem grundwasserbeeinflussten Bereich des Moors ein großer Bestand der *Chara hispida* (Steifhaarige Armelechteralge) ausgebildet, die charakteristisch für quellige Verhältnisse ist. Weitere vergleichbare Gewässer sind uns aus Schleswig-Holstein nicht bekannt. Da über kleinere Gewässer keine lückenlose Datengrundlage vorliegt und da Characeen bei den meisten Kartierungen nicht bestimmt werden, ist nicht auszuschließen, dass diese Ausprägung des Lebensraumtyps an weiteren Standorten ausgebildet ist.



übrige Ausprägungen

Stark schüttende Quellen mit Bildung eines offenen Gewässers (Limnokren) kommen aus hydrogeologischen Gründen in Schleswig-Holstein nicht vor. In Hanglage sind Quellbereiche als Rieselquellen ausgebildet. In Tal-lage sind Sümpfe und Quellkuppen zu finden.

Temporäre Gewässer in der Aue von Fließgewässern oder in periodisch wasserführenden Senken über stauenden Sedimenten sind in der Jungmoränenlandschaft nährstoffreich. Bei nur zeitweiliger Überstauung sind die Standorte unter naturnahen Bedingungen mit Bruchwäldern und Sümpfen bewachsen. Unter Weidenutzung dominieren geschlossene Flutrasen, die die Entwicklung von Makrophyten mit Pioniereigenschaften verhindern. In Landschaften der Geest mit nährstoffärmeren Böden sind temporäre Gewässer basenarm.

Nach derzeitigem Wissensstand kommen Quellgewässer und temporäre Gewässer des Typs „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armlauchteralgen“ in Schleswig-Holstein nicht vor.

Übersicht über Seen des Lebensraumtyps in Schleswig-Holstein

Zwei eindeutig geeignete Vertreter des Lebensraums sind bislang nicht gemeldet worden.

- Schluensee
(Seeprogramm LAWAKÜ 1993)
- Waldhusener Moorsee
(Seekurzprogramm, LANU 1999)

Über die submerse Vegetation des nördlich von Plön gelegenen Schluensees liegen keine zuverlässigen Angaben vor (LAWAKÜ 1993). Der mesotrophe Zustand und das Vorkommen von ausgedehnten Characeen-Wiesen (keine Artangaben) in Tiefen zwischen 4 und 6 m sind ausreichende Belege für die Zugehörigkeit des Sees zum Lebensraum.

Nach Morphometrie wäre der dystrophe und basenreiche Waldhusener Moorsee als eutroph einzustufen. Da sein Bewuchs durch Armlauchteralgen dominiert wird, entspricht er nicht dem Lebensraum 3160 „dystrophe Seen“. Eine Meldung des Waldhusener Moor-sees ist vordringlich zu empfehlen, da es sich um den einzigen Vertreter der Ausprägung der quelligen Gewässer in Schleswig-Holstein handelt.

In Schleswig-Holstein wurden im Zuge der ersten Meldetranche einige Gewässer gemeldet, die eutroph sind und keine nennenswerte Armlauchteralgen-Vegetation beherbergen. Dieses trifft z.B. für den Ahrensee zu, in dem SCHÜTZ et al. 1993 nur zwei Armlauchteralgen-Arten bis in Tiefen von max. 3 m voranden. Das gesamte Artenspektrum der submer-sen Makrophyten weist auf mäßig eutrophe Verhältnisse hin. Die im Rahmen derselben Untersuchung durchgeführten hydrochemischen Messungen belegen einen mäßig eutrophen Zustand des Ahrensees (ebd. S. 78ff.).

Wie aus der folgenden Übersicht über die bis-lang als Vertreter des Lebensraums gemel-de-ten Seen zu entnehmen ist, kann die Meldung einiger Gewässer als mesotrophe Armlauchteral-genseen nicht nachvollzogen werden.



Tab. 1: gemeldete Vertreter des Typs 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ in Schleswig-Holstein

Melde-Nummer	Gebietsname	Anmerkungen	Fläche *
1524-302	Großer Schnaaper See und Bültsee	Der Bültsee gehört zum Typ 3110 „oligotrophe, sehr schwach mineralisierte Gewässer der Sandebenen (Littorelletalia uniflorae)“ Da der Große Schnaaper See eine Fläche von ca. 17 ha und keine großen Verlandungszonen besitzt, ist unklar, woraus sich die im Standard-Datenbogen angegebene Fläche des LRT von 39 ha ergibt. Zuverlässige Informationen zur submersen Vegetation liegen nicht vor.	39 ha
1628-302	Selenter See	Der Selenter See ist der größte mesotrophe See Schleswig-Holsteins. Zuverlässige Informationen zum Vorkommen der Armleuchteralgen liegen nicht vor.	2306 ha
1725-301	NSG Ahrensee und nordöstlicher Westensee	Der Ahrensee ist als Armleuchteralgen-See des Typ 3140 gemeldet. Er erfüllte jedoch nicht die Bedingungen zur Zugehörigkeit zum LRT: eutroph 1 und max. Eindringtiefe der Makrophyten ca. 3 m. Eine submerse Vegetation des „Magnopotamion“ ist vorhanden (SCHÜTZ et al. 1993). Der See gehört zum LRT 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“.	65,50 ha
1828-301	Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung	Der Suhrer See und der Schöhsee gehören zu den am besten erhaltenen Seen des Typs in Schleswig-Holstein.	215 ha
1930-301	Middelburger Seen	Der LRT 3140 ist u.U. im Middelburger See ausgebildet. Zuverlässige Daten zur submersen Vegetation liegen nicht vor. Pepersee und Kohlenborn sind mindestens eutroph.	45 ha
2329-301	Lankauer See	Beide Becken des Lankauer Sees sind dem LRT 3140 zuzuordnen.	35 ha
2331-302	NSG Schaalsee mit Niendorfer Binnensee, Priestersee etc u. Umgebung.	Schaalsee: eutroph 1 Der gesamte See als Armleuchteralgen-See (Typ 3140) gemeldet. Diese trifft nur für die Teilfläche Schaalsee i.e.S zu (max. 910 ha). In Niendorfer Binnensee (157 ha), Priestersee (14 ha) und Küchensee (84 ha) kommt kein Tiefengürtel aus Armleuchteralgen, aber eine submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vor (GRUBE 1991) (Gesamtfläche des Lebensraums 3150: ca. 255 ha)	1200 ha
2430-301	NSG Hellbachtal mit Lottsee, Krebssee und Schwarzsee	Es ist unklar, welches Gewässer dem Lebensraum 3140 zugeordnet wurde, da die Eigenschaften der Seen des Schutzgebiets dem Lebensraum nicht entsprechen. Auch die Flächen der einzelnen Gewässer decken sich nicht der im Standard-Datenbogen angegebenen Fläche des Lebensraums: Lottsee (2,5 ha), Schwarzsee (2,8 ha) Krebssee (10,64 ha)	15 ha

*: Flächenangabe für den Lebensraum 3150 im Standard-Datenbogen des Gebiets



2.8.2 Regionale Ausprägung der mesotrophen basenreichen Seen

Wie bereits in der allgemeinen Vorstellung des Lebensraums für Norddeutschland gezeigt, wick die Vegetationszonierung in den schleswig-holsteinischen Seen bereits am Ende des 19. Jahrhunderts (vgl. SONDER 1893) deutlich von den Verhältnissen ab, die aus den ost-deutschen Seen dieses Typs bekannt sind.

Dafür sind zum einen arealkundliche Gründe verantwortlich, da einige Arten wie *Chara filiformis* und *Chara intermedia* ihren Schwerpunkt im kontinentalen Bereich haben und in Schleswig-Holstein nicht bestandsbildend vorkamen. In Schleswig-Holstein stetig vertreten ist dagegen *Tolypella glomerata*, die einen atlantischen Verbreitungsschwerpunkt besitzt.

Zum anderen legen die Beschreibungen und Untersuchungen von SONDER 1893 und SAUER 1937 die Vermutung nahe, dass der „reine“ Typ mit Dominanz der Armelechteralgen in allen Tiefenzonen in Schleswig-Holstein nie ausgebildet war. Dafür spricht das aus älteren Vegetationsbeschreibungen und Florenwerken zu entnehmende stete Auftreten von Laichkräutern in den mittleren Wassertiefen. Dabei handelte es sich um Arten wie das Grasblättrige Laichkraut (*Potamogeton gramineus*) und Schmalblättriges Laichkraut (*Potamogeton x angustifolius*), die heute als vom Aussterben bedroht bzw. bis vor kurzem als ausgestorben galten. Diese Arten bilden in mesotrophen Gewässern einen lockeren Laichkrautgürtel aus, der unter streng oligotrophen Verhältnissen fehlt. Auch der frühere hohe Anteil von *Chara tomentosa* (Geweih-Armelechteralge), die laut KRAUSCH 1964 für „nährstoffreiche“ Verhältnisse charakteristisch ist, in der mittleren Tiefenzone der holsteinischen Seen deutet auf einen mesotrophen Zustand auch vor hundert Jahren hin.

SONDER fand um 1890 im Großen Plöner See in Tiefen bis 30 m die sehr schattentolerante *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armelechteralge) vor. Ca. 40 Jahre später gab SAUER als tiefstes Vorkommen der Art in Schleswig-Holstein einen Fund bei 10 m im Schluensee an. In diesem Zusammenhang stellte er fest, dass Eindringtiefen der Armelechteralgen bis zu 30 m wie im Bodensee in Schleswig-Holstein nicht mehr vorkommen. Die durchschnittliche Maximaltiefe der Characeen in Schleswig-Holstein schätzte SAUER mit 7 bis 8 m (SAUER 1937, S. 493-494). Es ist deshalb wahrscheinlich, dass bereits vor 70 Jahren ausgesprochen oligotrophe basenreiche Seen mit Armelechteralgen-Vegetation nicht (mehr?) vorkamen.

Die Auswertung der verfügbaren historischen Daten zeigt aber deutlich, dass zahlreiche Gewässer, die heute eutroph bzw. stark eutroph sind, zu SONDERs und SAUERs Zeit noch mesotroph waren. Der Lebensraum hat in Schleswig-Holstein eindeutig einen sehr starken Rückgang erfahren. Wie nah die Vegetation der wenigen übrig geblieben mesotrophen Seen (z.B. Schöhsee) einem ursprünglichen, natürlichen Zustand steht, lässt sich heute nicht mehr sicher ermitteln.

Die im Folgenden vorgestellte, typische Zonierung der Vegetation nährstoffarmer und basenreicher Seen Schleswig-Holsteins entspricht einem naturnahen, jedoch anthropogen überprägten Zustand, der vor ca. 100 Jahren noch weit verbreitet war.

Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist dieser Zustand nicht identisch mit dem gänzlich unbeeinflussten Zustand, der von der WRRL für Referenzgewässer verlangt wird. Aus denselben Gründen ist es fraglich, ob er im Sinne der FFH-RL als hervorragend einzustufen ist, da damit implizit eine Abwertung einiger besser erhaltenen Seen aus Mecklenburg-Vorpommern stattfindet.



2.8.2.1 Typische Zonierung unter natürlichen Verhältnissen

Auf der Grundlage der für Schleswig-Holstein verfügbaren Daten und Literatur (s. Zusammenstellung in HAMANN 1999) sowie eigener Geländeerfahrungen wurde die für mesotrophe und basenreiche Seen Schleswig-Holsteins typische Artengemeinschaft und Zonierung rekonstruiert. Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Tab. 2 (S. 41) zusammengefasst.

Erläuterungen zu Tab. 2

- **Tiefenstufen**

Die Tiefenangaben richten sich nach dem mittleren Wasserstand des Sees. Die Einteilung der Tiefenstufen ist deshalb als Orientierung und nicht als absolute Skala anzusehen.

Das aufgelistete Arteninventar ist in einem konkreten Gewässer so gut wie nie vorhanden. So sind in der Regel – anstatt der angegebenen 5 Tiefenbereiche – nur drei Stufen erkennbar. Die beiden ersten Stufen 0,3-0,7 m und 0,7-1,5 m fallen häufig zusammen, wenn die seltene *Tolypella glomerata* (Knäuel-Armelechteralge) im Arteninventar des Gewässers nicht vertreten ist. Auch die Bereiche 4-6 m und 6-10 m verschmelzen – dort, wo sie überhaupt noch ausgebildet sind – zu einer einzigen, allmählich ausdünnenden Zone mit *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armelechteralge), da die äußerst seltene *Chara tomentosa* (Geweih-Armelechteralge) zur Abgrenzung des 4-6 m Tiefenbereichs fehlt.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Ausprägung der Vegetation durch eine Vielzahl anderer Faktoren wie die Uferbeschattung und die Morphologie des Unterwasserhangs beeinflusst wird. In den meisten Gewässern ist deshalb die vollständige Zonierung

selten entlang eines einzigen Transektes ausgebildet. So kann an einem beschatteten, steil abfallenden Uferabschnitt der charakteristische Aspekt der Flachwasserzone fehlen, während auf einer Verebnungsfläche um 3 m Tiefe optimale Bedingungen zur Entwicklung der Vegetation der mittleren Tiefenzone vorhanden sind. An anderen Uferabschnitten sind dagegen ausgedehnte Flachwasserzonen ausgebildet, die anschließend steil unter 10 m abfallen.

Die Seegrundmorphologie der Gewässer der Jungmoränenlandschaft ist häufig sehr bewegt, da die Seen ihre Entstehung großen Toteisblöcken verdanken. Dieses gilt insbesondere für die Vertreter des Lebensraums in Schleswig-Holstein, deren Umfeld überwiegend durch Binnensander, Oser und Kames geprägt sind. Diese Bereiche der Jungmoränenlandschaft sind sowohl über als auch unter dem Seespiegel durch eine ausgeprägte Toteisdynamik gekennzeichnet. Große Zungenbeckenseen mit gleichmäßiger Unterwassermorphologie wie der Selenter See stellen in Schleswig-Holstein Ausnahmen dar.



Das idealtypische Vegetationsprofil setzt sich häufig aus Versatzstücken von Profilen aus mehreren Uferabschnitten zusammen.

- **Pflanzenarten**

In der Tabelle werden diejenigen Arten fettgedruckt, die zur Abgrenzung des Lebensraums gegenüber dem Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicionis“ einen hohen diagnostischen Wert besitzen.



In Klammern werden Arten genannt, die sowohl in „oligo- bis mesotrophen kalkhaltigen Stillgewässern mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ als auch in „natürlichen eutrophen Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ vorkommen können. Beide Lebensräume stellen ein Kontinuum dar. Dementsprechend überschneiden sich ihre Arteninventare. So kann das Spiegelnde Laichkraut (*Potamogeton lucens*), das in nährstoffreichen Gewässern üppige Bestände ausbildet, auch unter schwach mesotrophen Bedingungen mit kümmerlichen Formen vertreten sein. Andere Arten wie *Chara globularis* (Zerbrechliche Armleuchteralge) oder das Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) kommen in Gewässern von der oligo- bis zur hoch eutrophen Stufe vor.

Die angegebenen Arten wurden in 4 Hauptkategorien eingeteilt:

- **kennzeichnende Armleuchteralgen**

Für die 5 Tiefenstufen wird jeweils eine diagnostische Armleuchteralge genannt. Die genannte Art ist häufig in dem angegebenen Tiefenbereich dominant, sie muss es allerdings nicht sein.

Der diagnostische Wert der Art gilt nur für die Tiefenstufe, für die sie angegeben wird.

Wie unter Kap. 2.3.3 erläutert, können die schattentoleranten Armleuchteralgen des tiefen Wassers bei Zunahme der Trübung in mittlere und flache Wasserzonen „aufsteigen“. Das verminderte Lichtangebot wird durch eine geringere Wassertiefe kompensiert, sodass der Lichtgenuss in der Bilanz annähernd gleich bleibt. So ist ein Vorkommen von *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armlauchteralge) nur in Tiefen bis 3 m als Zeichen für einen deutlich belasteten Zustand eines Sees zu bewerten. Das

Vorkommen derselben Art in Tiefen unter 6 m zeigt dagegen einen gut erhaltenen, mesotrophen Zustand an.

- **relativ häufige Begleitarten (Armlauchteralgen und sonstige Makrophyten)**

Die angegebenen Begleitarten vermitteln einen Überblick über die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften. Sie können in unterschiedlichen Mengen- und Dominanzverhältnissen auftreten. Ihre Kennzeichnung als „relativ häufig“ sollte nicht darüber hinweg täuschen, dass die meisten genannten Arten in Schleswig-Holstein als stark gefährdet (RL 2) oder vom Aussterben bedroht (RL 1) eingestuft sind. „Relativ häufig“ sind sie nur im Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“, der wiederum selbst sehr selten ist.

Neben Armleuchteralgen werden weitere Makrophyten genannt. Dieses geschieht vor dem Hintergrund, dass andere Wasserpflanzen eher bekannt sind als Characeen. Ihre Nennung ermöglicht somit auch Nicht-Characeen-Fachleuten eine erste Einschätzung des Lebensraums. Mehrere der aufgelisteten Arten sind in Schleswig-Holstein zuverlässige Indikatoren für meso- bis schwach eutrophe Verhältnisse. Wenn keine ausreichend detaillierten Daten zu den Characeen vorliegen, sind große Bestände von Makrophytenarten wie *Potamogeton filiformis*, *Potamogeton gramineus* und *Najas marina* ein zuverlässiges Indiz für eine gute Vegetationsstruktur. In einer solchen Situation ist es angebracht, zur Absicherung der Einstufung eine gezielte Untersuchung der Armleuchteralgen-Vegetation durchzuführen.



- **seltene Begleitarten (Armelechteralgen und sonstige Makrophyten)**

Die angegebenen Arten treten in Schleswig-Holstein im Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ nur selten auf. Einige Arten sind in Mecklenburg-Vorpommern etwas häufiger. Durch ihre Nennung lassen sich Entsprechungen mit Ausprägungen aus dem angrenzenden Bundesland leichter erkennen.

- **ausgestorbene Begleitarten (Armelechteralgen und sonstige Makrophyten)**

Diese letzte Kategorie wurde berücksichtigt, da trotz verstärkter Aufmerksamkeit in den letzten Jahren (HAMANN 1999) nicht ausgeschlossen werden kann, dass einige der zurzeit als ausgestorben bzw. verschollen geltenden Arten doch unentdeckt in Schleswig-Holstein vorkommen. Durch ihre Nennung lassen sich Entsprechungen mit Ausprägungen aus Mecklenburg-Vorpommern erkennen.

Tab. 2: naturnahe Zonierung der submersen Vegetation in mesotrophen und basenreichen Seen Schleswig-Holsteins

Tiefenbereich	kennzeichnende Armleuchteralgen	relativ häufige Begleitarten		seltene Begleitarten		ausgestorbene Begleitarten
		Armluchteralgen	sonstige Makrophyten	Armluchteralgen	sonstige Makrophyten	
0 – 1 m	<i>Chara vulgaris</i> ⁽¹⁾ <i>Tolypella glomerata</i>	<i>Chara aspera</i> <i>Chara delicatula</i>	<i>Potamogeton filiformis</i> (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) (<i>Potamogeton pectinatus</i>)			?
1 – 2 m	<i>Chara aspera</i> ⁽¹⁾	<i>Chara vulgaris</i> <i>Chara contraria</i> (<i>Chara globularis</i>) (<i>Chara delicatula</i>)	<i>Potamogeton gramineus</i> <i>Potamogeton filiformis</i> (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) (<i>Potamogeton lucens</i>) (<i>Myriophyllum spicatum</i>) (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	<i>Tolypella glomerata</i> <i>Chara hispida</i> <i>Nitella flexilis</i> <i>Nitella opaca</i>	<i>Potamogeton x angustifolius</i> <i>Potamogeton x nitens</i> <i>Potamogeton praelongus</i> <i>Potamogeton trichoides</i>	<i>Nitella syncarpa</i> <i>Chara rudis</i> <i>Potamogeton rutilus</i>
2 – 4 m	<i>Chara contraria</i> ⁽¹⁾	<i>Chara aspera</i> <i>Chara vulgaris</i> (<i>Chara delicatula</i>) (<i>Chara globularis</i>) <i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Potamogeton gramineus</i> <i>Najas marina</i> (<i>Callitriche hermaphroditica</i>) (<i>Fontinalis antipyretica</i>) (<i>Myriophyllum spicatum</i>) (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) (<i>Potamogeton lucens</i>) (<i>Potamogeton pectinatus</i>) (<i>Ranunculus circinatus</i>) (<i>Utricularia australis</i>)	<i>Chara hispida</i> <i>Chara tomentosa</i> <i>Nitella flexilis</i> <i>Nitella opaca</i>		<i>Nitella syncarpa</i> <i>Chara intermedia</i> <i>Chara polyacantha</i> <i>Chara rudis</i>
4 – 6 m	<i>Nitellopsis obtusa</i> ⁽¹⁾	<i>Chara contraria</i> (<i>Chara globularis</i>)	(<i>Myriophyllum spicatum</i>) (<i>Ranunculus circinatus</i>) (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	<i>Chara tomentosa</i> <i>Nitella flexilis</i>		<i>Chara intermedia</i>
unter 6 m	<i>Nitella flexilis</i> ⁽¹⁾	(<i>Chara globularis</i>) <i>Nitellopsis obtusa</i>			<i>Vaucheria dichotoma</i>	-

fettgedruckte Arten: wichtige diagnostische Arten zur Abgrenzung des Lebensraums; in Klammern gedruckte Arten: Begleitarten ohne diagnostischen Wert

⁽¹⁾: diagnostischer Wert zur Abgrenzung des Lebensraums **nur** beim Vorkommen im angegebenen Tiefenbereich



2.8.2.2 Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur in Schleswig-Holstein

Wie im Teil I der Studie erläutert (vgl. Teil I, Kap.4.2), beruht die Einschätzung des Erhaltungszustands von Arten und Lebensräume nach dem Bewertungssystem des Standard-Datenbogens auf der Kombination mehrerer Kriterien. Nur das Kriterium „Erhaltungsgrad der Struktur“ lässt sich allgemein gültig, unabhängig von einem konkreten Gewässer formulieren. Die übrigen Kriterien „Erhaltungsgrad der Funktionen“ und „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ werden anhand einer individuellen Bewertung der Situation des Gewässers bewertet.



Die folgenden Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf das Kriterium „Erhaltungsgrad der Struktur“.

Geeignete Kriterien

Der Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ wird anhand der Trophie-Stufe des Gewässers **und** seiner charakteristischen Armelechteralgen-Vegetation definiert (vgl. Definition des *Interpretation Manual*, Kap. 2.1). Es ist deshalb naheliegend, diese Kriterien zur Bewertung des Erhaltungsgrads der Struktur heranzuziehen.

Es ist fraglich, ob eine Reduzierung der Betrachtung auf die Trophie-Stufe sinnvoll ist. In Ermangelung ausreichender Daten zur submersen Vegetation sind nicht nur in Schleswig-Holstein einige mesotrophe Seen als Vertreter des Lebensraum 3140 gemeldet worden, obwohl keine Armelechteralgen-Vegetation ausgebildet ist (z.B. Ahrensee) und keine Aussagen über Entwicklungspotenziale gemacht werden können.

Da die Lebensräume des Anhangs I ausdrücklich vegetationskundlich definiert sind und da der Schutz der Lebensgemeinschaften dieser Lebensräume als Ziel der FFH-Richtlinie benannt wird, erscheint es problematisch, bei der Charakterisierung des Lebensraums gänzlich auf die submersen Vegetation zu verzichten.

Wie im Kap. 2.3.3 erläutert, variieren die ökologischen Eigenschaften der einzelnen Characeen-Arten erheblich. Einige Arten kommen in großen Beständen auch in stark belasteten Gewässern vor. Das Artenspektrum der Armelechteralgen muss deshalb berücksichtigt werden. Diese Forderung wird auch von FARTMANN et al. 2001 gestellt.

FARTMANN et al. 2001 gehen unter dem Punkt Bewertungskriterien (ebd. S. 480) auf die Ufer- und Kontaktvegetation ein und betonen die Bedeutung einer naturnahen Vegetation. Die Erfahrungen aus Schleswig-Holstein decken sich nur partiell mit dieser Einschätzung. Die Ufer des Schönsees als besterhaltenen Vertreter des Lebensraumtyps in Schleswig-Holstein werden von bebauten Flächen, Kleingärten und mäßig intensiv genutzten Grünlandparzellen beherrscht. Das gesamte Südwestufer ist um 1940 künstlich durch Aufschüttung entstanden. Der Anteil der naturnahen Biotope ist relativ gering. Dieses zeigt, dass nicht unbedingt die Naturnähe der angrenzenden Biotope von Relevanz ist. Für die aquatische Vegetation besitzt die Ausbildung der Kontaktbiotope nur aus dem Gesichtspunkt der Nährstoffeinträge eine Bedeutung. Wenn Wohngebiete an die allgemeine Ortsentwässerung angeschlossen sind und wenn die Gartennutzung für eine dauerhaft geschlossene Vegetationsdecke im Uferbereich sorgt, sind die Nährstoffeinträge in den See geringer als bei einer landwirtschaftlichen Nutzung. Umgekehrt gibt es zahlreiche stark belastete Seen mit überwiegend naturnaher Kontaktvegetation. In solchen Fällen kann sich die Belastung z.B. aus Zuflüssen ergeben.



Die Ausbildung der Kontaktvegetation stellt somit kein zuverlässiges Merkmal zur Abschätzung des Erhaltungsgrads des Gewässerlebensraums dar.

Auf diesen Punkt wird an dieser Stelle ausdrücklich hingewiesen, weil die aquatische Vegetation allgemein weniger bekannt ist als die terrestrische und ihre Erfassung als schwierig gilt. Die Versuchung mag deshalb groß sein, die Abschätzung des Gewässerzustands auf den vertrauten Bereich der Ufervegetation zu konzentrieren, was aber zu Fehleinschätzungen führen kann.

Abgrenzung eines regionalen Referenzzustands für Lebensräume des Anhangs I

Jede Bewertung orientiert sich an Leitbildern. Solche Leitbilder werden durch die Untersuchung von möglichst wenig gestörten Vertretern eines Lebensraums ermittelt. Dieser Zustand gilt als Referenzzustand. Die Bewertung ergibt aus dem Abstand zwischen dem Ist-Zustand eines konkreten Gewässers und dem idealtypischen Referenzzustand.

Weder durch aktuelle Untersuchungen von Gewässern noch durch die Auswertung von historischen Literaturdaten lässt sich für Schleswig-Holstein ein Zustand des Lebensraums „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ rekonstruieren, der den Verhältnissen entspricht, die von KRAUSCH 1964 für die oligotrophen Seen des Stechlinsee-Gebiets beschrieben wurden.

In Bezug auf die Definition von Stufen des Erhaltungszustands des Lebensraumstyps in Schleswig-Holstein bieten sich zwei Möglichkeiten an:

a) Entweder wird festgestellt, dass in Schleswig-Holstein keine Seen mit einem hervorragenden oligotrophen Erhaltungszustand vorkommen.

Dementsprechend reduziert sich die regionale Skala auf die Stufen „guter Erhaltungszustand“ und „durchschnittlicher Erhaltungszustand“.

b) Oder es wird für Schleswig-Holstein festgelegt, dass der bestmögliche Zustand mesotrophen Verhältnissen entspricht. In diesem Fall sind 3 Stufen des Erhaltungszustands zu definieren und anhand ihrer Artzusammensetzung und ihres Zonierungsmusters zu charakterisieren.

Die Vorgehensweise a) hat den Vorteil, eine Bewertung zu ermöglichen, die in der gesamten biogeografischen Region (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Polen, Baltische Länder) zu vergleichbaren Ergebnissen führt. Regionale Alleingänge werden vermieden.

Die Vorgehensweise b) hat den Vorteil, die Bandbreite der regionalen Ausprägungen besser zu charakterisieren und kann für die lokale Naturschutzarbeit hilfreich sein.

Da die Ostgrenze von Schleswig-Holstein von NATURA 2000-Seen (Ratzeburger See, Mechower See, Lankower See, Grammssee, Culpiner See, Goldensee, Schaalsee) geprägt wird, ist es sinnvoll, zumindest die Verhältnisse im angrenzenden Bundesland Mecklenburg-Vorpommern zu berücksichtigen. Andernfalls droht die absurde Situation, dass der Erhaltungszustand eines Sees vom Verlauf der Landesgrenze bestimmt werden. Die genannten Seen gehören zwar zum Lebensraumtyp 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“. Die Problematik stellt sich jedoch gleichermaßen für alle Lebensraumtypen, die über Verwaltungsgrenzen hinweg ausgebildet sind.



Das Problem der Vergleichbarkeit von regionalen Bewertungsskalen sollte länderübergreifend von den zuständigen Behörden in der LANA-Arbeitsgruppe diskutiert werden und kann nicht im Rahmen der vorliegenden Studie gelöst werden.

Wie bereits im Kap. 2.6.3 erläutert, wäre es aufgrund der bedeutend höheren Empfindlichkeit und Seltenheit der oligotrophen Ausprägungen des Lebensraums sinnvoll, diese als prioritär einzustufen. Sollte dieses geschehen, würde sich – zumindest für den Lebensraum 3140 – das Problem der Kompatibilität von regionalen Bewertungsskalen entschärfen.

Vorschlag für Schleswig-Holstein



Um eine kompatible Bewertung mit Seen desselben Typs in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern zu erreichen, ist es sinnvoll, die ausgesprochen oligotrophente Vegetationsausprägung z.B. des Großen Stechlinsees als Maßstab zur Definition des hervorragenden Zustands heranzuziehen.

Für den Fall, dass eine ausschließlich auf die Verhältnisse in Schleswig-Holstein gezielte Bewertung erwünscht ist, wird die Stufe „guter Zustand“ in zwei Unterstufen unterteilt:

- Der **gute Zustand A** kann für Schleswig-Holstein als „hervorragend“ eingestuft werden.
- Der **gute Zustand B** umfasst den unteren Bereich der Stufe sowohl bei regionaler und als auch bei länderübergreifender Betrachtung in Norddeutschland.

Die überregionale Vergleichbarkeit der Bewertung bleibt gewahrt, indem die Stufen A und B zusammengefasst werden.

Die Datenlage zum Vorkommen der Armelechternalgen in schleswig-holsteinischen Seen des Typs „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechternalgen“ ist zum einen wegen der geringen Anzahl der Gewässer recht dünn. Zum anderen wurden in älteren Untersuchungen des Seeprogramms die Characeen nicht auf Artniveau differenziert, sodass sie nicht als Datengrundlage zur Eichung der Bewertung verwendet werden können. Als Ergänzung wurden die Ergebnisse von Monitoringuntersuchungen in Klarwasserseen Mecklenburg-

Vorpommerns (SPIESS & BOLBRINKER 2001) herangezogen.

Die vorgeschlagene Einteilung der Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur beruht auf drei Kriterien:

- Vollständigkeit der Zonierung
- Eindringtiefe der Armelechternalgen der regionalen Roten Liste
- Anzahl der Armelechternalgen der regionalen Roten Liste (HAMANN & GARNIEL 2002)



Tab. 3: Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur für Seen des Lebensraumtyps 3140 in Schleswig-Holstein (Teil 1)

hervorragender Zustand der Struktur		
Kriterien	ergänzende Merkmale	Beispiele
<ul style="list-style-type: none"> - Der tiefste Gürtel aus <i>Nitella flexilis</i> und <i>Vaucheria</i> ist ausgebildet. <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Die Eindringtiefe einer Armleuchteralgen-Art der regionalen Roten Liste (z.B. <i>Nitella flexilis</i>, <i>Nitellopsis obtusa</i>) erreicht stellenweise mindestens 7 m. <i>Chara globularis</i> zählt nicht! <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Gewässer kommen mindestens 7 verschiedene Armleuchteralgen-Arten der Roten Liste vor. 	<ul style="list-style-type: none"> - oligo- bis schwach mesotrophe Seen - Klarwasser-Seen mit durchschnittlichen Sichttiefen über 5 m (z.B. Schmäler Luzin 6 m¹) - sehr hohe Artenzahl der Characeen: Drewitzer See: 12 Arten¹ - maximale Eindringtiefe der Makrophyten bis fast 10 m: Zwirnsee: 9,4 m¹, Schmäler Luzin: <i>Vaucheria</i> bis 15 m¹ 	<ul style="list-style-type: none"> - Großer Stechlinsee (oligotroph, Brandenburg) - Drewitzer See (mesotroph, Mecklenburg-Vorpommern)¹ - Schmäler Luzin (mesotroph, Mecklenburg-Vorpommern)¹ - keine Beispiele aus Schleswig-Holstein
guter Zustand der Struktur		
guter Zustand A		
<ul style="list-style-type: none"> - Der tiefste Gürtel aus <i>Vaucheria</i> ist ausgebildet. <i>Nitella flexilis</i> kann fehlen. <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Die Eindringtiefe einer Armleuchteralgen-Art der regionalen Roten Liste (z.B. <i>Nitella flexilis</i>, <i>Nitellopsis obtusa</i>) erreicht stellenweise mindestens 6 m. <i>Chara globularis</i> zählt nicht! <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Gewässer kommen mindestens 5 verschiedene Armleuchteralgen-Arten der Roten Liste vor. 	<p>mesotrophe Seen</p> <p>durchschnittliche Sichttiefen um 4 bis 5 m</p> <p>hohe Artenzahl der Characeen: Suhrer See: 9 Arten², Schöhsee 7 Arten³</p> <p>maximale Eindringtiefe der Makrophyten um 7 m: Suhrer See 7,4 m², Schöhsee: 7,8 m (<i>Vaucheria</i> bis ca. 7,8 m)²</p>	<p>Suhrer See (Kreis Plön)</p> <p>Schöhsee (Kreis Plön)</p> <p>weitere Vertreter in Schleswig-Holstein möglich (z.B. Selenter See) aber keine ausreichenden Daten verfügbar</p> <p>Janker See (Mecklenburg-Vorpommern)¹</p>
guter Zustand B		
<ul style="list-style-type: none"> - Der tiefste Gürtel aus <i>Vaucheria</i> fehlt. Ein Tiefengürtel aus <i>Nitellopsis obtusa</i> ist ausgebildet. <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Die Eindringtiefe einer Armleuchteralgen-Art der regionalen Roten Liste erreicht stellenweise mindestens 5 m <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Gewässer kommen mindestens 4 verschiedene Armleuchteralgen-Arten der Roten Liste vor. 	<p>mesotrophe Seen</p> <p>durchschnittliche Sichttiefen um 3 bis 4 m</p> <p>mäßig hohe Artenzahlen der Characeen: Schluensee 6 Arten⁴</p> <p>maximale Eindringtiefe der Makrophyten um 6 m: Lankauer See (NW-Becken)⁵</p>	<p>Lankauer See (NW-Becken) (Kreis Herzogtum Lauenburg)</p> <p>Schluensee (Kreis Plön)</p> <p>weitere Vertreter in Schleswig-Holstein möglich aber keine ausreichenden Daten verfügbar</p>



Tab. 3: Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur für Seen des Lebensraumtyps 3140 in Schleswig-Holstein (Teil 2)

durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur		
<ul style="list-style-type: none"> - Ein Tiefengürtel aus <i>Nitellopsis obtusa</i> ist ausgebildet <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Die Eindringtiefe einer Armelechteralgen-Art der regionalen Roten Liste erreicht stellenweise mindestens 5 m <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Gewässer kommen mindestens 3 verschiedene Armelechteralgen-Arten der Roten Liste vor 	<p>mesotrophe Seen</p> <p>durchschnittliche Sichttiefen um 3 m</p> <p>niedrige Artenzahlen der Characeen: 4 bis 5 Arten</p> <p>maximale Eindringtiefe der Makrophyten um 5 m: Lankauer See (SO-Becken)⁵</p>	<p>Lankauer See (SO-Becken) (Kreis Herzogtum Lauenburg)</p> <p>weitere Vertreter in Schleswig-Holstein möglich aber keine ausreichenden Daten verfügbar</p>

¹: SPIESS & BOLBRINKER 2001

²: vorliegende Untersuchung, s. Datenanhang

³: STUHR 2001

⁴: U. HAMANN und eigene Funde

⁵: KIFL 1996

Die angegebenen Zahlen wurden anhand der Verhältnisse in Schleswig-Holstein und z.T. in Mecklenburg-Vorpommern geeicht. Wahrscheinlich sind sie nicht auf andere Regionen direkt übertragbar, sondern müssen den dortigen Verhältnissen angepasst werden.

Varitäten (z.B. *Chara aspera* var. *aspera* und *Chara aspera* var. *curta*) werden als eine Art gezählt.

Begründung

- Es ist notwendig, die Betrachtung auf die gefährdeten Arten zu beschränken, da erhebliche Verschlechterungen eintreten können, ohne dass sich die Eindringtiefe der Armelechteralgen und ihr Gesamtanteil an der submersen Vegetation ändern. Die seltenen Arten werden dabei durch „Allerweltsarten“ wie *Chara globularis* (Zerbrechliche Armelechteralge) ersetzt.

- Gewässer, in denen die Eindringtiefe der Armelechteralgen-Vegetation weniger als 5 m beträgt und in denen weniger als 3 verschiedene Armelechteralgen-Arten der Roten Liste vorkommen, sind entweder nicht mehr als mesotroph einzustufen oder dermaßen floristisch verarmt, dass sie nicht als meldewürdige Vertreter des Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ einzustufen sind. Es ist allerdings durchaus möglich, dass sie als Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder des Hydrocharicions“ eine gut erhaltene Struktur aufweisen.
- Beide Kriterien, die vorgegebene Eindringtiefe der Armelechteralgen der regionalen Roten Liste **und** die vorgegebene Anzahl der Armelechteralgen der regionalen Roten Liste müssen gleichzeitig erfüllt sein.



Insbesondere bei sehr großen Seen würde eine alleinige Berücksichtigung der Zahl der Armelechteralgen der Roten-Liste zu einer Überbewertung führen, da die Wahrscheinlichkeit der Ausbildung aller Tiefenzonen und die Standortvielfalt höher ist. Im Großen Plöner See beträgt die maximale Eindringtiefe einer Roten-Liste-Art (*Nitellopsis obtusa*) 4 m und ist deutlich geringer als die Mindesteindringtiefe von 5 m für eine „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“. Im gesamten See kommen 4 Armelechteralgen-Arten der Roten Liste vor. Damit wäre das Kriterium der Vielfalt der gefährdeten Armelechteralgen erfüllt. In kleinen Seen kann dagegen theoretisch der Fall eintreten, dass die Artendiversität als Folge der geringen Standortvielfalt eingeschränkt ist.

Hohe Artenzahlen sind als Kriterium nicht ausreichend. Bei geringen Eindringtiefen weisen sie auf einen Rückzug der Characeen in die oberen Profilabschnitte und auf einen gestörten Zustand hin.

- Für Seen ist es sinnvoll, die Bewertung des Erhaltungsgrads der Struktur an die Ausbildung der Tiefenzonierung zu knüpfen. Für temporäre Gewässer und Quellgewässer müssen andere Kriterien (z.B. vollständige Bedeckung mit Armelechteralgen) herangezogen werden, da tiefe Bereiche fehlen.
- Die Ufervegetation wird nicht berücksichtigt, da sie keinen entscheidenden Einfluss auf die Tiefenzonierung der Wasservegetation hat. In anderen Habitaten werden zur Charakterisierung auch keine Randstrukturen, sondern Kernbereiche herangezogen. Es gibt keine Gründe, für aquatische Lebensräume anders zu verfahren.

2.8.3 Regionale Ausprägung der quelligen Abgrabungsgewässer

Diese Ausprägung des Lebensraums ist in Schleswig-Holstein durch den Waldhusener Moorsee bei Lübeck vertreten.

Er ist als kalkreicher, dystropher See einzustufen (LANU 1999, S. 78). Diese Parameterkombination ist sehr selten. Der Waldhusener Moorsee ist durch Torfabbau entstanden, wobei die Torfschichten bis zum mineralischen Untergrund abgebaut wurden, der aus sehr basenreichen Ablagerungen des ehemaligen spätglazialen Lübecker Eisstausee besteht.

Vergleichbare Ausprägungen werden weder im *Interpretation Manual* noch im BfN-Handbuch erwähnt. Beide Unterlagen nennen nur basenarme dystrophe Gewässer.

Der Waldhusener Moorsee beherbergt einen dichten Dominanzbestand von *Chara hispida* (Steifhaarige Armelechteralge), die charakteristisch für quellige Standorte ist. Weitere Arten wie *Chara contraria* (Gegensätzliche Armelechteralge), *Chara aspera* (Rauhe Armelechteralge) und *Chara vulgaris* (Gemeine Armelechteralge) sind vereinzelt vertreten (KÖLBEL 1996). Die Vegetation wird somit durch Characeen der basenreichen Gewässer eindeutig dominiert.

Als Folge des Torfabbaus ist das Gewässer von einer degradierten Moorvegetation umgeben.

Wie der Vergleich mit Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern zeigt (VAHLE 1990, DOLL 1989), scheint die regionale Variabilität dieser Ausprägung des Lebensraums in Norddeutschland sehr gering zu sein. Zur Abschätzung des Erhaltungsgrads der Struktur kann die Dominanz der Bestände und die Anzahl der vorkommenden charakteristischen Arten herangezogen werden.



Im Waldhusener Mooresee kommen fast alle Arten vor, die in Norddeutschland für diese Ausprägung des Lebensraums charakteristisch. Die dominante Art *Chara hispida* (Steifhaarige Armelechteralge) ist in Schleswig-Holstein als gefährdet eingestuft (HAMANN & GARNIEL 2002). Die Artenzahl der charakteristischen Arten und ihre Dominanz weisen auf eine hervorragend erhaltene Struktur hin.

Nach der Bewertung entsprechend der LAWA-Richtlinie ist der Zustand des Waldhusener Moorees der Stufe 1 zuzuordnen. Der Ist-Zustand ist um ein Trophiegrad besser als der ermittelte Referenzzustand. Daraus wird ersichtlich, dass das LAWA-System für dystrophe Gewässer nur mit Einschränkung anwendbar ist (LANU 2000: S. 34-35, 96). Die Sonderstellung des Waldhusener Moorees ist somit auch aus hydrologischer Sicht gegeben.

Bemerkenswerter Weise kommen die Bewertungen aus der Sicht der FFH-Richtlinie und der Wasser-Rahmenrichtlinie zu einem übereinstimmenden Ergebnis.

Weitere Gewässer des Typs sind aus Schleswig-Holstein nicht bekannt. Eine Abgrenzung der Stufen „gut erhaltene Struktur“ und „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“ ist deshalb anhand regionaler Daten nicht möglich.

2.8.4 Kontaktvegetation

Im Folgenden wird auf einige Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-RL eingegangen, die in Schleswig-Holstein mit dem Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ vergesellschaftet vorkommen.

Schwimblatt- und Laichkrautvegetation

Die Schwimblattvegetation aus Nymphaeiden und Lemniden ist in oligo- bis mesotrophen Seen allgemein schwach entwickelt. Die Seen- und Teichrosen sind kleinblättrig und blühen wenig. Dichte Schwimblattdecken kommen nur an Sonderstandorten wie in geschützten Buchten vor, wo sich nährstoffreichere Sedimente ansammeln. Gleiches gilt für dominante Bestände von breitblättrigen Laichkräutern. Sie sind für den Lebensraum **3150 natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion** charakteristisch.

Röhrichte

Die Röhrichte sind meistens sehr locker, da sie auf nährstoffarmen, mineralischen Sedimenten stocken. Hauptröhrichtbildner sind das Schilf (*Phragmites australis*) und die Gemeine Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*). Vereinzelt kommt die Faden-Segge (*Carex lasiocarpa*) eingestreut vor. An geschützten Standorten sind dichtere Röhrichte ausgebildet, in denen neben dem Schilf auch Rohrkolben-Arten (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) vorkommen können. Röhrichte aus Wasser-Schwaden zeigen in der Regel punktuelle Belastungsquellen wie beweidete Uferbereiche und Einmündungen von Rohrleitungen oder von Zuflüssen an.

Röhrichte aus Binsen-Schneide (*Cladium mariscus*) gehören zur charakteristischen Kontaktvegetation der basenreichen und nährstoffarmen Seen Norddeutschland. Sie werden als Lebensraum **7210 *Kalkreiche Sümpfe mit *Cladium mariscus* und Arten des Caricion davallianae** als prioritär im Anhang I der FFH-Richtlinie geführt. An den gemeldeten Characeen-Seen kommen *Cladium*-Röhrichte noch am Suhrer See (NATURA 2000-Nr. 1828-301) und Lankauer See (NATURA 2000-Nr. 2329-301) vor.



Die Binsen-Schneide kommt in Schleswig-Holstein auch in der Verlandungszone von eutrophen Gewässern vor und kann deshalb nicht als Abgrenzungsmerkmal für oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer herangezogen werden.

Uferstaudenfluren

Wenn Wälder bis zur Uferlinie reichen, unterdrückt ihr Schatten die Entwicklung von Röhrichten. Dort sind unmittelbar am Wasser Staudensäume ausgebildet. Sie setzen sich aus schattentoleranten Stauden und Seggen zusammen. Sie gehören zum Lebensraum des Anhangs I **6430 feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe**. Auch an der Landseite der Röhrichte können feuchte Hochstaudensäume ausgebildet sein, wenn sich waldfreie Flächen anschließen.

Kalktuffquellen

Dort, wo mesotrophe Seen steile Ufer besitzen, können in den Hängen basenreiche Quellen ausgebildet sein. Wenn es sich um Kalktuffquellen mit charakteristischen Moosen handelt, gehören die Quellbereiche zum prioritären Lebensraum des Anhangs I **7220 *Kalktuffquellen (Cratoneurion)**. In Schleswig-Holstein sind die noch erhaltenden mesotrophen Seen allerdings in sandig-kiesigen Binnensandern eingebettet. Die anstehenden Sedimenten sind seit langem entkalkt, sodass die Quellen in Steilhängen relativ basenarm sind. Am Ratzeburger See, der heute eutroph ist aber in der Vergangenheit mesotroph war, sind Kalktuffquellen in den Steilhängen des Seesufers ausgebildet.

Moore

Der Lebensraum **7230 Kalkreiche Niedermoore** kommt in Schleswig-Holstein in der Verlandungszone von basenreichen und nährstoffarmen Seen in seiner Kalkflachmoor-Ausprägung vor. Er ist am Middelburger See (NATURA 2000-Nr. 1930-301) ausgebildet.

Kalkflachmoore kommen nicht nur an nährstoffarmen Gewässern vor. Ihre Entwicklung kann an Austritten von basenreichem Quellwasser gebunden sein. Sie können deshalb nicht als Abgrenzungsmerkmal für oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer herangezogen werden.

Wälder

Die Erhaltung von oligo- bis mesotrophen Bedingungen ist häufig mit einem hohen Anteil von naturnahen Wäldern im Umfeld eines Sees verbunden. Neben Bruchwäldern und Erlen-Eschenwäldern sind in erster Linie verschiedene Ausprägungen der Buchenwälder als charakteristisch hervorzuheben. Mehrere Buchenwaldtypen werden in Anhang I der FFH-Richtlinie geführt, von denen folgende häufig im Umfeld von nährstoffarmen und basenreichen Seen ausgebildet sein können: **9110 Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)**, **9130 Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)**.



3 Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ im norddeutschen Flachland

3.1 Allgemeine Hinweise

Literatur

Eutrophe Seen werden von vielen VegetationskundlerInnen und LimnologInnen als „Allerweltsseen“ betrachtet und für weniger interessante Forschungsobjekte als die selteneren oligo- bis mesotrophen, basenreichen Gewässer (vgl. Kap. 2 Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteraigen“) und als die oligo- bis mesotrophen basenarmen Gewässer mit Lobelien oder Brachsenkraut (Lebensräume des Anhangs I 3110, 3130) gehalten. Eine umfassende Darstellung über die Vegetation der eutrophen Gewässer liegt deshalb weder für Deutschland noch für angrenzende Länder vor.

Gebietsmonographien und pflanzensoziologische Gesellschaftsbeschreibungen können wertvolle Hinweise liefern. In der pflanzensoziologisch ausgerichteten Arbeit von DOLL 1989 werden die Wasserpflanzen- und Schwimmblattgesellschaften im Norden der DDR beschrieben.

Aus den Beschreibungen der britischen Pflanzengemeinschaften (RODWELL 1995) können wertvolle Informationen zur Dynamik der Wasservegetation entnommen werden. Dabei ist allerdings zu beachten, dass Arteninventar und ökologisches Verhalten der einzelnen Arten z.T. deutlich von den Verhältnissen in Norddeutschland abweichen, sodass nicht alle Aussagen auf das Untersuchungsgebiet übertragbar sind.

Im Rahmen eines F+E-Vorhabens der BfN zur Vorbereitung der Umsetzung der Berichtspflichten in NATURA 2000-Gebieten (FARTMANN et al. 2001) wurden in 4 eutrophen Seen vegetationskundliche Untersuchungen durchgeführt. Die Beschreibungen und Aussagen sind nur teilweise auf andere Gebiete übertragbar, da dem Anschein nach nur vergleichsweise stark belastete Gewässer untersucht wurden. Artenreiche, schwach bis mäßig eutrophe Seen waren in der Untersuchungss Stichprobe nicht vertreten.

In Schleswig-Holstein umfassen das Seeprogramm und das Seekurzprogramm auch vegetationskundliche Erfassungen der Schwimmblattbestände und der submersen Vegetation. Für eine Vielzahl von Gewässern liegen diese Berichte vor. Wenn spezielle Informationen über ein Gewässer benötigt werden, empfiehlt es sich, die Originalgutachten (vgl. u.a. STUHR 1996ff, KIFL 1995ff) zu Rate zu ziehen, da nur ein Teil der Ergebnisse in den Seeberichten und Seekurzberichten veröffentlicht werden kann.

Nomenklatur

Die verwendete Nomenklatur der Blütenpflanzen richtet sich nach der Standardliste von WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Die deutschen Artnamen entsprechen der Liste von GRELL (1989).



allgemeine Kennzeichnung

3150 Natural eutrophic lakes with Magnopotamion or Hydrocharicion-type vegetation

Interpretation Manual EUR 15/2 (p. 34)

PAL.CLASS.: 22.13x (22.41 or 22.421)

1. Lakes and ponds with mostly dirty grey to blue-green, more or less turbid, waters, particularly rich in dissolved bases (pH usually > 7), with free-floating surface communities of the Hydrocharicion or, in deep, open waters, with associations of large pondweeds (Magnopotamion).
2. Plants: Hydrocharicion *Lemna* spp., *Spirodela* spp., *Wolffia* spp., *Hydrocharis morsusranae*, *Stratiotes aloides*, *Utricularia australis*, *Utricularia vulgaris*, *Aldrovanda vesiculosa*, Ferns (*Azolla*), Liverorts (*Riccia* spp., *Ricciocarpus* spp.); Magnopotamion - *Potamogeton lucens*, *Potamogeton praelongus*, *Potamogeton zizii*, *Potamogeton perfoliatus*
3. Corresponding categories
Nordic classification: „632 *Potamogeton* spp.-huvudtyp“, 6511 *Lemna minor-Spirodela polyrhiza*-typ“..
5. **Dahl, E., Kalliola, R., Marker, E. & Persson, Å. (1971)**: Nordisk vegetationklassificering för kartläggning. In: *IBP i Norden 7*. Universitetsforlaget, Oslo, pp. 3.12.

Bezeichnung nach Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 305/42 Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997

Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion

Bezeichnung nach BfN-Handbuch (SSYMANK et al. 1998) und FARTMANN et al. 2001
Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation vom Typ Magnopotamion oder Hydrocharicion

Diese von der rechtlich verbindlichen Benennung im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften leicht abweichende Bezeichnung wurde unverändert im Berichtspflichten-Band (FARTMANN et al. 2001, S. 419) übernommen.



3.2 Begriffsklärungen

3.2.1 Vegetation des Magnopotamion und des Hydrocharicion

Die Bezeichnung des Lebensraums "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" verweist auf zwei pflanzensoziologische Einheiten, die innerhalb des pflanzensoziologischen Systems als Verbände eingestuft werden.

In einigen Mitgliedsstaaten der EU wie Frankreich steht die pflanzensoziologische Betrachtung im Mittelpunkt der Abgrenzung der Lebensräume des Anhangs I und der Meldung von Schutzgebieten (vgl. guide méthodologique auf der Homepage des Französischen Umweltministeriums <<http://natura2000.environnement.gouv.fr>>).

In Großbritannien, wo ein anderes Klassifikationssystem der Vegetation verwendet wird, steht das Vorkommen von diagnostischen Arten im Vordergrund.

Bezüglich der pflanzensoziologischen Gliederung der aquatischen Vegetation bestehen in Europa unterschiedliche Ansichten. Auch innerhalb Deutschland herrschen abweichende Auffassungen, die u.a. von der parallelen Entwicklung zweier verschiedener syntaxonomischer Systeme in Ost- und Westdeutschland herrühren. Dementsprechend sind bis heute verschiedene „Standardwerke“ im Gebrauch, sodass sich Schwierigkeiten bei der Zuordnung der Pflanzenbestände eines Gewässers und damit für die Zugehörigkeit zum Lebensraum des Anhangs I ergeben können.

Aus den Meldelisten der einzelnen Bundesländer wird deutlich, dass in Deutschland die Trophie und der allgemeine Zustand der Seen eine zentrale Bedeutung bei der Auswahl der gemeldeten Seen im Vordergrund standen.

In Ermangelung ausreichender Daten zur submersen Vegetation wurden allerdings auch Gewässer gemeldet, in denen die charakteristische Vegetation des Lebensraums nicht ausgebildet ist (z.B. NATU-

RA 2000-Gebiet 1423-303 Idstedtwege / Langsee, Kreis Schleswig-Flensburg). Die unklare Stellung des Verbands „Magnopotamion“ wurde in der Phase der Gebietsmeldung wenig beachtet. Da mit dem Eintreten der Berichtspflicht konkrete Aussagen erwartet werden, wird man sich mit der Vegetation auseinandersetzen müssen.

3.2.1.1 Magnopotamion

Die Aufteilung der wurzelnden, submersen Pflanzen in von „Großlaichkräuter“ (Magnopotamion) und „Kleinlaichkräuter“ (Parvopotamion) geprägten Gesellschaften geht im Wesentlichen auf die Arbeiten der niederländischen Autoren DEN HARTOG und SEGAL (1964) zurück, die den Wuchsformen eine große Bedeutung beimaßen.

Was sind breitblättrige Laichkräuter?

Als breitblättrige Laichkräuter werden folgende Arten bezeichnet:

Potamogeton lucens, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton alpinus*, *Potamogeton praelongus*, *Potamogeton coloratus*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton polygonifolius*, *Potamogeton nodosus*

Diese Arten bilden Hybriden, von denen einige relativ häufig sind und stetige Merkmale aufweisen:

z.B. *Potamogeton x angustifolius* (= *P. x zizii*), *Potamogeton x nitens*, *Potamogeton x salicifolius*

Diese Hybridformen werden ebenfalls zu den breitblättrigen Laichkräutern gestellt.

Folgende Arten mit „mittelbreiten“ Blättern gehören **nicht** zu den breitblättrigen Laichkräutern:

Potamogeton crispus, *Potamogeton acutifolius*, *Potamogeton compressus*, *Potamogeton obtusifolius*

Da Arten beider Wuchsformen häufig gemeinsam vorkommen, hat sich in Deutschland dieses Gliederungsprinzip nicht durchgesetzt. Die meisten Autoren erkennen die Existenz eines eigenständigen Verbands Magnopotamion nicht an.

Ein dem Magnopotamion entsprechender Verband wird in den in Deutschland maßgeblichen pflanzensoziologischen Werken nur von PASSARGE 1964, 1996 (Magno-



potam(oeton)ion lucentis (Vollmar 47) Den Hartog et Segal 64) beschrieben. Dieser Verband umfasst nach PASSARGE verschiedene Assoziationen, die durch das Auftreten der Laichkrautarten *Potamogeton lucens* (Spiegelndes Laichkraut) und *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut) kennzeichnet sind. Habituell gehören diese Arten zu den breitblättrigen, großen Laichkrautarten, was die Bezeichnung Magnopotamion (= Verband der „großen Laichkräuter“) erklärt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Gesellschaften anderer breitblättriger Laichkräuter wie *Potamogeton alpinus* (Alpen-Laichkraut), *Potamogeton gramineus* (Grasblättriges Laichkraut), *Potamogeton x angustifolius* und *Potamogeton x nitens* nach PASSARGEs Auffassung nicht zum Magnopotam(oeton)ion gehören. Der von PREISING 1990 für Niedersachsen beschriebene Verband Potamion lucentis (Spiegellaichkraut-Gesellschaften) steht zwar dem Magnopotamion nahe, ist jedoch nicht mit ihm identisch.

Die Mehrheit der Autoren (u.a. OBERDORFER 1977, DIERSSEN et al. 1988, POTT 1992, SCHUBERT et al. 1995) fassen Assoziationen aus wurzelnden Beständen von submersen Wasserpflanzen (schmalblättrigen und breitblättrigen Laichkräuter sowie einigen weiteren Arten) zu einem gemeinsamen Verband Potam(oeton)ion pectinati (Laichkrautgesellschaften) zusammen.

Diese Hinweise zur verworrenen akademischen Debatte um die pflanzensoziologische Gliederung der aquatischen Vegetation mögen an dieser Stelle genügen. Zur sachkundigen Umsetzung der Berichtspflichtigen ist festzuhalten, dass Nicht-Spezialisten aus der deutschsprachigen Fachliteratur keine schlüssigen Informationen zum „Magnopotamion“ und damit auch keine Hinweise zur korrekten vegetationskundlichen Abgrenzung des Lebensraums „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ finden werden.



Die Existenz des Verbands **Magnopotamion** wird von der Mehrheit der deutschen Pflanzensoziologen nicht anerkannt. Die Mehrheit der Autoren fassen Assoziationen aus wurzelnden Beständen von submersen Wasserpflanzen (schmalblättrigen und breitblättrigen Laichkräutern sowie einigen weiteren Arten) zu einem gemeinsamen Verband Potam(oeton)ion pectinati (Laichkrautgesellschaften) zusammen. Dementsprechend bietet die deutschsprachige Fachliteratur keine Hinweise zur Abgrenzung des Lebensraums anhand eines Magnopotamion-Verbands.

Die folgende Übersicht folgt der Auffassung von SCHUBERT et al. 1995. In den schattierten Feldern der folgenden Tabellen finden sich die Gesellschaften, die in Norddeutschland in natürlichen eutrophen Seen vorkommen.

Tab. 4: Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung der wurzelnden Wasserpflanzen-Gesellschaften nach SCHUBERT et al. 1995

Klasse	Potamogetonetea pectinati R.Tx. et Prsg. 1942		
Ordnung	Potamogetonetalia pectinati W. Koch 1926		
Verbände	Potamogetonion pectinati W. Koch 1926 emend. Oberd-1957	Nymphaeion albae Oberd. 1957	Ranunculion aquatilis Neuhäusl 1959
	wurzelnde Wasserpflanzen-Ges	Schwimtblatt.-Ges., Seerosen-Ges.	Fließwasser-Ges.



Tab. 5: Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung des Verbands Potamogetonion pectinati nach SCHUBERT et al. 1995

Verband Potamogetonion pectinati W. Koch 1926 emend. Oberd-1957	
Vorkommen nur in schwach eutrophen Seen (Übergang zum Lebensraum 3140)	
Potamogetonetum nitentis W. Koch 1926	Ges. des Glanz-Laichkrauts
Potamogetonetum graminei (W. Koch 1926) Pass.1964 emend. Görs 1977	Ges. des Grasblättrigen Laichkrauts
Potamogetonetum filiformis W. Koch 1926	Ges. des Faden-Laichkrauts
Najadetum marinae Fuk. 1961	Ges. des Großen Nixkrauts
Potamogetonetum praelongi (Miljan 1933) Sauer 1937	Ges. des Gestreckten Laichkrauts
Potamogetonetum alpini Podb. 1967	Ges. des Alpen-Laichkrauts
Vorkommen auch in mäßig eutrophen Seen	
Potamogetonetum lucentis Hueck 1931	Ges. des Spiegelnden Laichkrauts
Potamogetonetum perfoliati W. Koch 1926 emend. Oberd-1964	Ges. des Durchwachsenen Laichkrauts
Potamogetonetum mucronati (Miljan 1933) Sauer 1937	Ges. des Stachelspitzigen Laichkrauts
Potamogetonetum trichoidis Freitag, Markus et Schwi ppl 1958	Ges. des Haarblättrigen Laichkrauts
Potamogetonetum acutifolii Podb. 1967	Ges. des Spitzblättrigen Laichkrauts
Potamogetonetum obtusifolii (Sauer 1937) Neuhäusl 1959	Ges. des Stumpfblättrigen Laichkrauts
Potamogetonetum pectinati Carst. 1955	Ges. des Kamm-Laichkrauts
Zannichellietum palustris (Baum.1911) Lang 1967	Ges. des Teichfadens
Elodetum canadensis Pign. 1953	Ges. der Kanadischen Wasserpest
Ranunculo circinati - Myriophylletum spicati (Tomaszewicz 1969) Pass. 1982	Ges. des Spreizenden Wasserhahnenfußes und des Ähren-Tausendblatts
Vorkommen in anderen Gewässertypen	
Najadetum minoris Ubricz y (1948) 1961 ¹	Ges. des Kleinen Nixkrauts
Najadetum intermediae (W. Koch 1926) Lang 1973 ²	Ges. des Mittleren Nixkrauts
Ranunculetum baudotii Br.-Bl.1952 ³	Ges. des Brackwasser-Wasserhahnenfußes

¹: in eutrophen, flachen, sommerwarmen Kleingewässern, Mittelelbegebiet

²: in oligo- bis mesotrophen Gewässern

³: in brackigen Küstengewässern

Das *Interpretation Manual* umschreibt das „Magnopotamion“ als „associations of large pondweeds“.

Wenn die Wuchsform als Hauptkriterium betrachtet wird, sind folgende Assoziationen, die von breitblättrigen Laichkräutern gekennzeichnet werden, für den Lebensraum charakteristisch:

Vorkommen nur in schwach eutrophen Seen (Übergang zum Lebensraum 3140)	
Potamogetonetum nitentis W. Koch 1926	Ges. des Glanz-Laichkrauts
Potamogetonetum graminei (W. Koch 1926) Pass.1964 emend. Görs 1977	Ges. des Grasblättrigen Laichkrauts
Potamogetonetum praelongi (Miljan 1933) Sauer 1937	Ges. des Gestreckten Laichkrauts
Potamogetonetum alpini Podb. 1967	Ges. des Alpen-Laichkrauts
Vorkommen auch in mäßig eutrophen Seen	
Potamogetonetum lucentis Hueck 1931	Ges. des Spiegelnden Laichkrauts
Potamogetonetum perfoliati W. Koch 1926 emend. Oberd-1964	Ges. des Durchwachsenen Laichkrauts



Wenn die pflanzensoziologische Einteilung als Hauptkriterium betrachtet wird, muss die Abgrenzung anhand des Magnopotamion vollzogen werden, so wie sie von PASSARGE und der niederländischen

Syntaxonomisten definiert wird, da andere pflanzensoziologische Schulen diesen Verband nicht beschreiben. Dementsprechend sind dann folgende Assoziationen für den Lebensraum charakteristisch:

Vorkommen in mäßig eutrophen Seen	
Potamogetonetum lucentis Hueck 1931	Ges. des Spiegelnden Laichkrauts
Potamogetonetum perfoliati W. Koch 1926 emend. Oberd-1964	Ges. des Durchwachsenen Laichkrauts

In schwach eutrophen Seen kommen gemeinsam mit Grasblättrigem Laichkraut (*Potamogeton gramineus*), Glanz-Laichkraut (*Potamogeton nitens*), Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) und Gestrecktem Laichkraut (*Potamogeton praelongus*) auch die beiden nährstofftoleranteren Arten Spiegelndes Laichkraut (*Potamogeton lucens*) und Durchwachsenes Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) in der Regel vor. Aufgrund des Vorkommens dieser beiden Arten ist eine Zuordnung zum Lebensraum auch ohne strenge Anlehnung an den Verband Magnopotamion möglich.

Zuordnungsprobleme können sich ergeben, wenn breitblättrige Laichkräuter nicht vorkommen, jedoch mehrere charakteristische Arten der Laichkrautgesellschaften wie das Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), der Spreizende Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) oder schmalblättrige Laichkräuter wie das Stachelspitzige Laichkraut (*Potamogeton friisii*) im Gewässer vertreten sind. In Kleingewässern mit geringer Wassertiefe ist dieses häufig der Fall. Eine solche Situation kann auch in Seen eintreten und ist in manchen Fällen auf die Vegetationsgeschichte des Sees zurückzuführen. Wenn sich – wie vielerorts – die Wasserqualität infolge von Gewässerschutzmaßnahmen verbessert, sind die einzelnen Arten unterschiedlich schnell in der Lage, den restaurierten Standort wieder zu besiedeln. Dort, wo die Pflanzen etabliert sind, vermehren sie sich überwiegend vegetativ. Die Samen der breitblättrigen Laichkräuter besitzen häufig eine sehr geringe Keimfähigkeit (WIEGLEB &

BRUX 1991). Darüber hinaus können die Samen von nur wenigen Laichkrautarten intakt den Verdauungstrakt der Wasservögel überdauern, die als wichtige Ausbreitungsagenten für Wasserpflanzen gelten (SMITS et al. 1989). Die Wiederbesiedlung eines sich positiv entwickelnden Sees ist umso schwieriger, je isolierter das Gewässer ist.

In Seen, die in der Vergangenheit stärker belastet waren, kann es sein, dass das aktuelle Arteninventar das tatsächliche Potenzial nur unvollständig widerspiegelt. Viele Seen Schleswig-Holsteins weisen einen deutlichen Artfehlbetrag auf. In manchen Fällen kann es deshalb sinnvoll sein, für Seen mit gut entwickelter submerser Vegetation jedoch ohne Vorkommen von breitblättrigen Laichkräutern die Standortgeschichte genauer zu betrachten und unter Berücksichtigung der Trophiestufe das Entwicklungspotenzial abzuschätzen. Insbesondere in gewässerarmen Landschaften, in denen zur Auswahl der geeignetsten Schutzgebiete nur wenige Seen zur Verfügung stehen, kann es durchaus angebracht sein, auch Seen ohne breitblättrige Laichkräuter dem Lebensraum 3150 "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" zuzuordnen.

In Norddeutschland haben breitblättrige Laichkräuter ihr Optimum im schwach bis mäßig eutrophen Bereich. Während das Grasblättrige Laichkraut (*Potamogeton gramineus*) nur in meso- bis schwach eutrophen Gewässern vorkommt, gehört das Durchwachsene Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) zu den Makrophyten, die



noch unter stark eutrophen Bedingungen gefunden werden.

Bei einer weiteren Zunahme der Belastung wird auch das Durchwachsene Laichkraut von schattentoleranteren, submersen Arten wie dem Spreizenden Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) oder dem Gemeinen Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) bzw. von Schwimmblattpflanzen verdrängt.



- Im *Interpretation Manual* wird der Begriff „Magnopotamion“ als Synonym für „Pflanzengesellschaften aus breitblättrigen Laichkräutern“ aufgefasst. Diese Auslegung des Begriffs entspricht zwar nicht der Auffassung der pflanzensoziologischen Schulen, die einen Magnopotamion-Verband beschreiben. Vor dem Hintergrund der unsicheren taxonomischen Stellung des Verbands Magnopotamion ist es zu empfehlen, der Vorgabe des *Interpretation Manual* pragmatisch zu folgen, ohne sich strikt auf eine pflanzensoziologische Schule zu beziehen. Demzufolge sind Pflanzenbestände aus folgenden Arten für den Lebensraum charakteristisch:
Potamogeton lucens, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton alpinus*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton praelongus*, *Potamogeton x angustifolius* (= *P.x zizii*), *Potamogeton x nitens*, *Potamogeton x salicifolius* sowie weitere, weniger bekannte Hybridformen von breitblättrigen Laichkräutern
- Da manche Seen einen deutlichen Artfehlbetrag aufweisen, kann es sinnvoll sein, Stillgewässer mit gut entwickelter submerser Vegetation auch ohne Vorkommen von breitblättrigen Laichkräutern dem Lebensraum 3150 "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" zuzuordnen. Die Zuordnung lässt sich anhand des Entwicklungspotenzials begründen.

3.2.1.2 Vegetation des Hydrocharicion

Das Hydrocharicion wird nach der in der Bundesrepublik Deutschland gebräuchlichen Taxonomie der Pflanzengesellschaften als Verband beschrieben.

Einige Autoren (z.B. SCHUBERT et al. 1995) stellen das Hydrocharicion zur Klasse der Wasserlinsen-Gesellschaften (*Lemnetea minoris* Bolòs et Masclans 1955), in der sie alle Gesellschaften aus sog. Wasserschwebern zusammenfassen. Nach anderer Auffassung (z.B. DIERSSEN 1988, POTT 1992) wird das Hydrocharicion ebenfalls auf der Ebene des

Verbands den Laichkraut- und Schwimmblattgesellschaften (*Potamogetonetea pectinati* Tx. & Prsg. 1942 corr. Oberd. 1979) zugeordnet.

Die Abgrenzung des Verbands selbst wird von diesen Auffassungsunterschieden nicht betroffen. Die Identifikation des Lebensraums "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" wird dadurch nicht erschwert. Alle in Deutschland gebräuchlichen Standardwerke der Pflanzensoziologie können zur näheren Information problemlos herangezogen werden.



Der pflanzsoziologische Verband des Hydrocharicion umfasst Gesellschaften aus Pflanzen, die wie der Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*) an der Wasseroberfläche treiben bzw. wie die Krebschere (*Stratiotes aloides*) fakultativ sehr schwach im Substrat verankert sind.

Die Wasserschlauch-Arten bilden keine aufgetauchten Blättern, sondern treiben im Wasserkörper. Die Arten des Hydrocharicion zeigen häufig eine sehr breite ökologische Amplitude. Sie besiedeln sowohl Torfstiche mit saurem, dystrophem Wasser als auch basenreiche Gewässer. Sie werden zwar auch unter nährstoffarmen Bedingungen angetroffen, ihr Optimum liegt aber im eutrophen Bereich.

Bestände der **Art des Anhangs II *Aldrovanda vesiculosa* (Wasserfalle)** gehören zum Verband des Hydrocharicion (POTT 1992). Die Art ist ausgesprochen wärmeliebend. Sie ist in subtropischen und tropischen Gebieten Europas und Asien heimisch. In Deutschland gilt sie in wärmebegünstigten Lagen als fest eingebürgerter Neophyt (HAEUPLER & MUER 2000). Im kühlen Nordwestdeutschland kommt sie nicht vor. Sie findet sich an wenigen Standorten im östlichen Brandenburg, wo unter kontinentaleren Bedingungen höhere Wärmesummen im Sommerhalbjahr gegeben sind.

Die charakteristischen Arten des Verbands (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Stratiotes aloides*, *Utricularia vulgaris*, *Utricularia australis*) reagieren sehr empfindlich auf Wellenschlag und Brandung. Sie kommen deshalb in erster Linie in kleineren Gewässern vor. In großen Gewässern bevorzugen sie geschützte Standorte wie Buchten oder Lücken im Röhricht.

Sie vertragen sie keine starke Austrocknung ihrer Wuchsorte. Keimfähige Samen werden in Mittel- und Westeuropa – wenn überhaupt – nur in sehr geringen Mengen produziert (PRESTON & CROFT 1997). Die Pflanzen vermehren sich in erster Linie vegetativ mit Turionen (besonderen Sprossabschnitten), die ebenfalls austrocknungsempfindlich sind. Die Gesellschaften des Hydrocharicion haben deshalb ihr Optimum in perennierenden Gewässern.

Aus der Nennung des Verbands Hydrocharicion lässt sich ableiten, dass seine charakteristischen Arten in den Gewässern des Lebensraumtyps vorkommen sollen. Folglich sind Reinbestände von Wasser- und Teichlinsen für die Zuordnung zum Lebensraum nicht von Relevanz, da sie aufgrund ihrer weiten ökologischen Amplitude Charakterarten der Klasse Lemnetea und nicht des Verbands Hydrocharicion sind.

Tab. 6: Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung des Verbands Hydrocharicion morsus-ranae Rübel 1933 nach SCHUBERT et al. 1995

Verband Hydrocharicion morsus-ranae Rübel 1933	
Stratiotetum aloidis (Rübel 1920) Now. 1930	Ges. des Froschbisses und der Krebschere
Lemno-Utricularietum vulgaris (Sóo 1928) 1938	Ges. des Gemeinen Wasserschlauchs
Lemno-Utricularietum australis (Th. Müller et Görs 1960) Pass. 1977	Ges. des Südlichen Wasserschlauchs
<i>Aldrovanda vesiculosa</i> -Gesellschaft ¹	Ges. der Wasserfalle

¹: Art des Anhangs II der FFH-Richtlinie



3.2.2 Verwendung des Trophie-Begriffs in der Vegetationskunde

In der Vegetationskunde wird der Begriff „eutroph“ meistens als Synonym für „nährstoffreich“ und ohne stringenten Bezug auf den Trophie-Begriff der Limnologie verwendet. Dieses gilt auch für die Definitionen der Lebensräume des Anhangs I, die in erster Linie vegetationskundlich formuliert worden sind. Da sie in der Regel von Pflanzenbeständen der Verbände „Magnopotamion“ und Hydrocharicion beherrscht werden, werden auch „ponds“ (Flachseen oder Weiher) in der Definition des *Interpretation Manual* benannt, obwohl aus limnologischer Sicht der Trophie-Begriff für flache sowie temporäre Gewässer nicht gilt (LAWA 1999, S. 40-41). Im BfN-Handbuch werden ebenfalls Flachseen, Weiher, Altwässer, Sölle (kleine bis mittelgroße, durch Toteisdynamik entstandene Gewässer) und periodische Gewässer (Tümpel) benannt.

Wie folgende Beispiele zeigen, bestehen zwischen einzelnen Autoren große Abweichungen bezüglich der Zuordnung der Vegetationsverhältnisse und zu Trophiestufen.

Trophiestufen und Tiefe der Makrophytenvorkommen in brandenburgischen Seen (HOESCH & BUHLE 1996)

Pflanzentiefe	oligotroh	mesotroph	eutroph
mittl. Tiefe	bis 9 m	bis 3,6 m	bis 0,6 m
max. Tiefe	bis 12 m	bis 5,3 m	bis 1,3 m

Vergleichswerte aus Schleswig-Holstein

Pflanzentiefe	oligotroh	mesotroph	eutroph
max. Tiefe	-	bis 7,5 m ¹	bis 6 m ² bis 4,2 m ³

vegetationskundliche Daten: ¹: Schöhsee, STUHR 2001; ²: Großer Plöner See, KIFL 1997; ³: Ratzeburger See, KIFL 2000; Trophie-Einstufung: LANU Schleswig-Holstein

Aus dieser Gegenüberstellung wird deutlich, dass HOESCH & BUHLE 1996 (zit. in POTT & REMY 2000, S. 87) Gewässer als mesotroph einstufen, die in Schleswig-Holstein als schwach eutroph bis eutroph (e 1 nach LAWA 1999) eingestuft werden.

Die von HOESCH & BUHLE als eutroph bezeichneten Seen würden wahrscheinlich der LAWA-Stufe e 2 (hoch eutroph) bzw. polytroph (Makrophyten bis 0,6 m Tiefe) entsprechen.

In Schleswig-Holstein werden die meisten Untersuchungen der submersen Vegetation im Rahmen der Seeprogramme und Seekurzprogramme durchgeführt. Die Einstufung der Trophie wird unabhängig von den vegetationskundlichen Ergebnissen vorgenommen. Wahrscheinlich unter dem Einfluss des Feedback von der limnologischen Trophiebestimmung und aufgrund des Stellenwerts des Fachs Gewässerkunde im Biologiestudium neigen die Vegetationskundler/innen hierzulande dazu, die Vegetationsverhältnisse „limnologischer“ einzuschätzen als in anderen Bundesländern.

Solche Abweichungen sind charakteristisch für die Einstufung der „Trophie“ in vegetationskundlichen Arbeiten, die den Begriff – wie bereits erwähnt – eher als Metapher für die Nährstoffbelastung als stringend im limnologischen Sinne verwenden.



Der Begriff „eutroph“ wird in vegetationskundlichen Arbeiten mit unterschiedlichen Bedeutungen verwendet, die nicht immer dem limnologischen Begriff entsprechen. Um die Zuordnung von polytrophem Gewässern zum Lebensraum „eutrophe Seen“ zu vermeiden, muss die submerse Vegetation als gleichwertiges Merkmal berücksichtigt werden.

3.2.3 Was tun mit „dirty grey to blue-green, more or less turbid, waters“?

Auch die Autoren des *Interpretation Manual* schließen dem Anschein nach stark eutrophe Gewässer ein. Die Definition der „natural eutrophic lakes“ (vgl. S. 51) lässt Zweifel an dem herausragenden, europaweit relevanten Wert der als „meistens dreckig grau bis blau-grün, mehr oder weniger trübe“ beschriebenen Gewässer auf-



kommen („*mostly dirty grey to blue-green, more or less turbid, waters*). Die Bezeichnung „dreckig grau“ lässt an eine Belastung durch Abwasser denken, während die Farbe blau-grün fest mit Blaualgenblüten assoziiert ist. Wenn der beschriebene Wasserzustand regelmäßig eintritt, ist nicht damit zu rechnen, dass eine submerse Vegetation in den Gewässern vorkommt. Solche Gewässer werden als sanierungsbedürftig eingestuft und sind nach jahrzehntelangen Bemühungen zur Gewässerreinigung in Rückgang begriffen.

Das BfN-Handbuch greift diese Formulierung des *Interpretation Manual* nicht auf und spricht von „mesotrophen bis eutrophen Stillgewässern“. Hypertrophe Gewässer werden ausdrücklich ausgeschlossen.

Ein Blick auf die NATURA 2000-Seiten der Homepages anderer Mitgliedsstaaten der EU (z.B. Dänemark, Frankreich, Großbritannien) zeigt, dass die gemeldeten Gewässer als schwach eutroph bis eutroph (schätzungsweise dem Zustand e 1 gemäß LAWA-Richtlinie 1998) einzustufen sind. Algenblüten sind zwar möglich, jedoch dominieren sie nicht den gesamten Sommeraspekt (LAWA 1999, S. 14). Wenige poly- und hypertrophe Gewässer wurden in einzelnen Ländern (z.B. Frankreich) als Gebiete von Gemeinschaftlicher Bedeutung gemeldet, allerdings nicht wegen ihrer Zugehörigkeit zum Lebensraum

„eutrophe Seen“, sondern aufgrund ihrer Bedeutung für Arten des Anhangs II (z.B. Amphibien).

Während in gewässerreichen Gebieten eine Selektion der geeigneteren Gewässer sinnvoll ist, stehen in anderen Regionen nur wenige Gewässer zur Auswahl. Vor dem Hintergrund der angestrebten Erhaltung der Biodiversität und der Vernetzung der NATURA 2000-Gebiete kann es dort angebracht sein, auch Gewässer zu berücksichtigen, die im überregionalen Vergleich keine herausragende Bedeutung, jedoch auf regionaler Ebene eine wichtige Funktion übernehmen.

In anderen Regionen wie z.B. Schleswig-Holstein sind allerdings noch nicht alle mäßig eutrophen Seen (LAWA-Stufe e 1) mit bedeutsamer Vegetation als NATURA 2000-Gebiete gemeldet worden. Es besteht hier keine Notwendigkeit stark eutrophe (LAWA-Stufe e 2) bzw. polytrophe Seen zu berücksichtigen.



Die Maßstäbe zur Abgrenzung des Lebensraums "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" sind den **regionalen Verhältnissen** anzupassen.



- Übereinstimmend mit der Vorgehensweise in den angrenzenden Mitgliedsstaaten der EU und entsprechend der Formulierung des BfN-Handbuchs (SSYMANK et al. 1998) sind **schwach eutrophe sowie eutrophe Stillgewässer** (LAWA-Stufe e 1) dem Lebensraum 3150 "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" zuzuordnen.
- **Poly- und hypertrophe Gewässer** sind in der Regel ausgeschlossen. Eine Berücksichtigung kann in Regionen in Erwägung gezogen, in denen keine weniger belasteten Gewässern mehr vorkommen. Eine Meldung ist nur dann sinnvoll, wenn die Gewässer ein Regenerationspotenzial zu eutrophen Verhältnissen besitzen.



An dieser Stelle sollte auf eine zugegeben recht hypothetische Konsequenz des Ausschlusses der stark belasteten Gewässer hingewiesen werden.

Zum Lebensraum „natürliche eutrophe Seen“ können zwei Kategorien von Gewässern gehören:

- degradierte oligo- bis mesotrophe Seen
 - von Natur aus eutrophe Seen
- Bei langfristigem, sehr erfolgreichem Gewässerschutz wird der Anteil der eutrophen Gewässer in NATURA 2000 allmählich zurückgehen, da zumindest theoretisch die schwach bis mäßig eutrophen Gewässer in mesotrophe Lebensräume umgewandelt werden.

Wenn bei der Auswahl der gemeldeten Gebiete die heutigen stark eutrophen und polytrophen Seen – d.h. die natürlichen eutrophen Gewässer von morgen – nicht berücksichtigt werden, wird sich im mittleren Trophiebereich eine Lücke auf tun. Gegebenenfalls kann dann diese Lücke durch die Aufnahme weiterer Gewässer in NATURA 2000 geschlossen werden. Zurzeit ist allerdings noch keine Gefahr im Verzug.



3.3 Standorte des Lebensraums

3.3.1 Natürliche eutrophe Seen

Als Seen werden Stillgewässer bezeichnet, die alljährlich über mehrere Monaten hinweg eine stabile thermische Schichtung aufweisen. Dieses setzt in der Regel eine durchschnittliche Wassertiefe von mindestens 5-7 m voraus (POTT & REMY 2000, S. 158). Der Lichtmangel im tiefen Wasser begrenzt die Besiedlung durch höhere Wasserpflanzen.

In Norddeutschland ist der Lebensraum in kleinen bis sehr großen Seen der Glaziallandschaften ausgebildet. Die Wasserflächen schwanken von wenigen bis über mehrere 100 ha. Auch die Tiefenverhältnisse variieren sehr stark. Diese Formenvielfalt geht auf die Vielzahl der Erosions- und Akkumulationsprozesse zurück, die in Glaziallandschaften zur Entstehung von Stillgewässern führen können. In Norddeutschland ist der Basenreichtum der eutrophen Seen ausschließlich auf Kalk zurückzuführen. Nur in Gebieten mit Festgesteinen (z.B. mit Serpentin, Dolomit) kann Magnesium beteiligt sein. In der Altmoränenlandschaft sind Stillgewässer als Folge der Verlandung in der Eem-Warmzeit und der periglazialen Verfüllungsprozesse in der Weichsel-Kaltzeit bedeutend seltener. Das niedersächsische Tiefland bietet ein gutes Beispiel für eine stillgewässerarme Glaziallandschaft. Natürliche eutrophe Seen stellen in Norddeutschland den Schwerpunkt der Vorkommen der Vegetation des „Magnopotamion“ dar.

3.3.2 Natürliche eutrophe Flachseen

Als Flachseen (Weiher) werden Stillgewässer bezeichnet, die aufgrund ihrer geringen Tiefe (im Durchschnitt weniger als 5-7 m) keine stabile thermische Schichtung aufweisen (POTT & REMY 2000, S. 158).

Der Wasserkörper wird häufig vom Wind vollständig durchmischt. Da ihnen ein Hypolimnion fehlt, sind Flachseen häufig sehr stark mit Nährstoffen belastet. Makrophy-

ten können theoretisch den gesamten Seegrund besiedeln. Flachseen werden auch als makrophytengeprägte Gewässer bezeichnet. Für sie besitzt die limnologische Einteilung in Trophiestufen keine Gültigkeit.

In Norddeutschland verdanken die meisten Flachsee ihre Entstehung eiszeitlichen Prozessen. Flachseen können durch Alterung und Verlandung aus tieferen Seen hervorgehen. Die Mehrheit der von vorn herein flachen, glazialen Stillgewässer sind bereits verschwunden. Der größte, heute noch vorhandene, natürliche Flachsee Nordwestdeutschlands ist der Dümmer in Niedersachsen.

Flachseen können auch in Küstengebieten entstehen, wenn Strandseen ihre offene Verbindung zum Meer verlieren. Die Seen süßen allmählich aus und beherbergen eine süßwassertypische Vegetation. Im Englischen werden solche Gewässer nach einem gaelischen Wort „*machair*“ genannt. Einige „*machairs*“ sind in Großbritannien und Frankreich als Vertreter des Lebensraums 3150 "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ gemeldet worden.

3.3.3 Natürliche eutrophe Altwässer

In den Auen großer naturnaher Flüsse und Ströme können in abgeschnittenen Mäanderschleifen Stillgewässer entstehen, die sich zu Altwässern entwickeln. Je nach Größe lassen sich Altwässer als Flachseen oder als Kleingewässer einstufen. Die Mehrheit der heutigen Altwässer ist nicht auf natürliche Weise entstanden, sondern im Zuge einer Flussbegradigung künstlich abgeschnitten worden.

Aus diesem Grund liegen sie in der Regel deutlich höher über dem aktiven Flussbett als natürlich entstandene Altwässer und weisen deshalb ein anderes hydrologisches Regime auf.

Die Stillgewässer der Flusslandschaft stellen in Norddeutschland den Schwerpunkt der natürlichen Vorkommen von Pflanzenbeständen des Hydrocharicion dar.



3.3.4 natürliche eutrophe temporäre Gewässer (Tümpel)

In der Aue von naturnahen Fließgewässern mit starken Wasserstandschwankungen können temporäre Qualmwassertümpel (manchmal Flutmulden genannt) entstehen.

Über wasserstauenden Sedimenten können im Winterhalbjahr in abflusslosen Senken auch außerhalb von Flussauen temporäre Gewässer entstehen. Unter natürlichen Bedingungen sind in solchen Niederungen keine freien Wasserflächen, sondern Weiden- oder Erlenbrüche ausgebildet. Gewässer treten erst in Erscheinung, wenn die natürliche Vegetation vernichtet wurde. Es erscheint deshalb wenig sinnvoll, solche Gewässer als "natürlich" einzustufen.

Die Pflanzenbestände des Hydrocharicion vertragen kein Trockenfallen ihrer Wachstumsgewässer im Sommerhalbjahr (vgl. Kap. 3.2.1.2). Das gleiche gilt für die Mehrheit der breitblättrigen Laichkräuter. Die wenigen Arten, die eine überlebensfähige Landform ausbilden, sind wie das Grasblättrige Laichkraut (*Potamogeton gramineus*) auf nährstoffärmere Bedingungen angewiesen, die in den natürlichen temporären Gewässern Norddeutschlands nicht vorkommen. Die submerse Vegetation der temporären Gewässer wird von Beständen des Ranunculion aquatilis (Wasserhahnenfuß-Gesellschaften) geprägt, die sich aus einjährigen Arten mit Entwicklungshöhepunkt im Frühling zusammensetzen.

3.3.5 Kleingewässer

Ein allgemein anerkannter Größenwert zur Abgrenzung von Kleingewässern, Weihern und kleinen Seen gibt es nicht. Eine Übersicht über die Verwendung des Begriffs „Kleingewässer“ findet sich bei MIERWALD 1988 (S. 12 ff.).

Die Mehrzahl der Kleingewässer ist anthropogener Herkunft und somit nicht als „natürlich“ zu bezeichnen. Auch bei zahlreichen der in Mecklenburg-Vorpommern als Sölle bezeichneten Kleingewässer handelt es sich nicht um

glaziale Toteishohlformen, sondern um anthropogene Gewässer. Nur bei wenigen größeren Söllen ist vorstellbar, dass sie die seit Ende der Eiszeit anhaltenden Verfüllungs- und Verlandungsvorgänge überdauert haben könnten.

Aufgrund ihrer geringen Größen und ihrer Isolation sind in Kleingewässern meistens nur fragmentarische Ausprägungen der Laichkrautgesellschaften ausgebildet. Bestände des Hydrocharicion sind dagegen häufig gut entwickelt (MIERWALD 1988). Soweit aus den zugänglichen Daten erkennbar, sind in anderen Mitgliedsstaaten keine eigenständigen Gebiete von Gemeinschaftlicher Bedeutung für Kleingewässer gemeldet worden. Unabhängig davon, ob eine natürliche oder anthropogene Entstehung vermutet wird, werden sie allerdings in den Standard-Datenbögen genannt, wenn sie in aus anderen Gründen gemeldeten Gebieten vorkommen.

3.3.6 Künstliche Gewässer

Künstliche Gewässer – damit auch Teiche – gehören primär nicht zum Lebensraum. Damit sind prinzipiell anthropogen entstandene Gewässer wie Talsperren, Abtragungsgewässer, Torfstiche, Mergelgruben, Gräben usw. ausgeschlossen.

Die Übertragung im BfN-Handbuch der Formulierung „lakes and ponds“ als „Seen und Teiche“ ist insofern missverständlich, als dass „pond“ (im Unterschied zur Umgangssprache, z.B. *fishpond*: Fischteich) in der englischen Fachsprache nicht „Teich“, sondern Flachsee (Weiher) bedeutet.

Eine bemerkenswerte Abweichung von diesem Grundsatz liegt aus Großbritannien vor. Dort wurden in Südostengland in der Marschlandschaft der Broads (East Anglia) größere Torfabbaugewässer sowie zusammenhängende Grabensysteme als Gewässer des Typs „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ gemeldet.

Der Gebietsvorschlag wird dadurch begründet, dass dort eine außerordentlich



artenreiche Makrophytenvegetation der Verbände Magnopotamion und Hydrocharicion ausgebildet ist und dass das Hydrocharicion in England ausschließlich dort in einem schützenswerten Zustand vorkommt.

Wenn künstliche Gewässer (z.T. Teiche) eine besonders erhaltungswürdige Vege-

tation des Hydrocharicion oder des Magnopotamion beherbergt, sollten sie im Einzelfall auch als Gebiete von Gemeinschaftlicher Bedeutung gemeldet werden. Dieses gilt vor dem Hintergrund der Vernetzungen innerhalb von NATURA 2000 insbesondere für ansonsten gewässerarme Landschaften.



In Norddeutschland besitzen folgende Gewässertypen potenziell eine Bedeutung für die Erhaltung des Lebensraums "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion":

- **Seen und Flachseen:** natürlicher Schwerpunkt der Laichkraut-Gesellschaften
- **Altwässer:** natürlicher Schwerpunkt der Vegetation der Froschbiss-Gesellschaften (Hydrocharicion)
- **Kleingewässer:** Soweit aus den zugänglichen Daten erkennbar, sind in den verschiedenen Mitgliedsstaaten keine eigenständigen Schutzgebiete für solche Gewässer gemeldet worden. Sie werden allerdings in den Standard-Datenbögen genannt, wenn sie in größeren gemeldeten Landschaften vorkommen. Natürlich entstandene Kleingewässer sind außerhalb der Flusslandschaften äußerst selten. Froschbissgesellschaften sind in Kleingewässern häufig gut ausgebildet.
- **temporäre Gewässer (Tümpel):** Aufgrund der fehlenden Austrocknungstoleranz der Laichkraut- und Froschbissgesellschaften kommen sie in temporären Gewässern nicht vor. Die submerse Vegetation der temporären Gewässer wird von Beständen des *Ranunculus aquatilis* (Wasserhahnenfuß-Gesellschaften) geprägt.
- **Anthropogen entstandene Gewässer** sind prinzipiell ausgeschlossen. Wenn sie eine **herausragende Bedeutung** für die kennzeichnende Vegetation bzw. eine besondere Vernetzungsfunktion innerhalb von NATURA 2000 besitzen, sollten sie **im Einzelfall** als Gebiete von Gemeinschaftlicher Bedeutung gemeldet werden.

3.4 Vegetation der eutrophen Seen und Flachseen Norddeutschlands

Hinsichtlich ihrer Vegetation lassen sich die natürlichen eutrophen Gewässer Norddeutschlands in zwei Hauptgruppen unterscheiden:

- Seen, Flachseen und im Einzelfall große naturnahe Teiche mit einer Vegetation aus breitblättrigen Laichkräutern (oder zumindest mit einem Potenzial für diese Artengruppe)
- Altwässer mit einer Vegetation aus breitblättrigen Laichkräutern und / oder

aus Froschbiss-Gesellschaften (Hydrocharicion)

3.4.1 Typische Pflanzengemeinschaft

Die Vegetation der eutrophen Seen ist unter schwach eutrophen Verhältnissen am arten- und formenreichsten ausgebildet. Viele typische Arten der mesotrophen Gewässer kommen vor und wachsen besser als unter nährstoffärmeren Bedingungen. Hinzu kommen Arten, die auf nährstoffreichere Standorte angewiesen sind. In Nordwest- und Mitteleuropa stellt die



Vegetation der schwach eutrophen, insbesondere basenreichen Seen die artenreichste Ausprägung der submersen Vegetation dar. Viele der vorkommenden Arten werden auf den regionalen und bundesweiten Roten Listen geführt. Mit zunehmendem Nährstoffgehalt des Wassers steigt die Phytoplanktonproduktion und damit die Trübung. Der sich daraus ergebende Lichtmangel verdrängt die lichtbedürftigen Makrophytenarten, die schattentoleranten Arten werden dominant. Gleichzeitig steigt die Gesamtproduktivität des Gewässers. Die Menge der organischen Sinkstoffe nimmt zu, sodass die Unterwasserböden zunehmend nährstoffreich werden.

Dementsprechend treten Pflanzen in den Vordergrund, die in der Lage sind, über kräftige Wurzeln Nährstoffe aus dem Boden zu entnehmen. Ebenso charakteristisch wie die submerse Vegetation aus breitblättrigen Laichkräutern sind die See- und Teichrosenbestände. Sie sind gegen mechanische Belastungen empfindlich und konzentrieren sich entlang von geschützten Abschnitten und in Buchten mit tiefgründigen, nährstoffreichen Böden.

Im Unterschied zum „wiesenartigen“ Bewuchs der nährstoffarmen Seen ist die submerse Vegetation der eutrophen Gewässer stockwerkartig, „waldartig“ aufgebaut. Sie setzt sich aus breitblättrigen

Laichkräutern (z.B. *Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*) zusammen, die sich knapp unter der Wasseroberfläche baldachinartig ausbreiten. Dazwischen ragen die schmalblättrigen Laichkräuter (z.B. *Potamogeton pectinatus*, *P. pusillus*, *P. friesii*), das Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und zur Blütezeit der Spreizende Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) heraus. Die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) und das Gemeine Hornblatt sind eher im unteren Stockwerk vertreten. Armleuchteralgen sind auch am Aufbau der Bestände beteiligt (z.B. *Chara contraria*, *C. vulgaris*, *C. globularis*, *Nitellopsis obtusa*).

In großen Gewässern sind Pflanzen wie der Froschbiß (*Hydrocharis morsus-ranae*), Wasser- und Teichlinsen (*Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*) oder die Krebschere (*Stratiotes aloides*), die an der Wasseroberfläche treiben bzw. nur sehr schwach im Substrat verankert sind, nie aspektprägend. Sie kommen nur vereinzelt an vor Wellenschlag geschützten Sonderstandorten wie auf kleinen, freien Wasserflächen in Lücken der Röhrichte vor. Die Vegetation des Hydrocharicion-Verbands (Froschbiss-Gesellschaften) ist für solche Gewässer nicht charakteristisch.



- Die charakteristische Vegetation der natürlichen eutrophen Seen und Flachseen wird von einer Vegetation des **Nymphaeion** (See- und Teichrosen-Gesellschaften) und des **Potamogetonion pectinati** (Laichkraut-Gesellschaften) geprägt.
- Die Vegetation des Hydrocharicion (Froschbiss-Gesellschaften) ist für solche Gewässer nicht charakteristisch.

3.4.2 Arealkundliche Besonderheiten

Über die Ausprägungen des Lebensraums unter unterschiedlich stark eutrophen Bedingungen hinaus widerspiegeln sich auch die arealkundlichen Eigenschaften der einzelnen Arten in der Zusammensetzung

der Vegetation. So kommt in Norddeutschland das Knoten-Laichkraut (*Potamogeton nodosus*) in großen Stillgewässern nicht vor.

Nach bisherigem Wissenstand können innerhalb Norddeutschlands in der submersen Vegetation der eutrophen Seen



keine Unterschiede festgestellt werden, die auf regional abgrenzbare Ausprägungen der charakteristischen Artenzusammensetzung des Lebensraums hinweisen.



Innerhalb Norddeutschland ist nach derzeitigem Wissensstand die charakteristische Artenzusammensetzung des Lebensraums 3150 "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" weitgehend einheitlich ausgebildet.

Das ökologische Verhalten von Pflanzenarten zeigt allerdings häufig Abweichungen in den Kern- und Randgebieten ihrer Areale. So wächst das wärmebedürftige Große Nixkraut (*Najas marina*), das in Süddeutschland als Zeiger eutropher Verhältnisse gilt, in Nordwestdeutschland nur unter mesotrophen Bedingungen. Dieses liegt daran, dass die notwendigen Wärmesummen erst in der zweiten Sommerhälfte zu einem Zeitpunkt zustandekommen, zu dem das Wasser der eutrophen Gewässer für das lichtbedürftige Nixkraut bereits zu trübe ist.

Klimatische Faktoren können die Konkurrenzverhältnisse in der Pflanzengemeinschaft verschieben. So wird die Vegetationsperiode in Skandinavien und in den Alpen durch eine länger anhaltende Eisbedeckung im Winter erheblich verkürzt. Im westlichen norddeutschen Flachland besitzen immergrüne Wasserpflanzen, die auch im Winter langsam weiterwachsen, einen Konkurrenzvorteil. In Gebieten mit sehr kurzer Vegetationsperiode stellt dagegen ein rasches Wachstum während der knappen, zur Verfügung stehenden Zeit eine erfolgreichere Strategie dar. Einige Arten besiedeln deshalb innerhalb ihres Gesamtareals unterschiedliche Standorttypen.



Da bislang keine vergleichenden Untersuchungen zum ökologischen Verhalten von Wasserpflanzen im westlichen, atlantisch geprägten Teil und im östlichen, kontinentalen Teil Norddeutschlands durchgeführt worden sind, ist unklar, ob der Indikatorwert einiger Arten regionale Abweichungen aufweist.

Seit langem wird versucht, die Trophiestufe von Gewässern mit Hilfe von Makrophyten zu bestimmen. Bislang hat sich keines der vorgeschlagenen Verfahren über größere Räume hinweg gleichermaßen als zuverlässig erwiesen (vgl. ATK-DVWK 2001, S. 199 ff).

3.4.3 Zonierung

In größeren Seen und Flachseen führen Wellenschlag und Brandung zu einer deutlichen Differenzierung der aquatischen Vegetation. Es sind deshalb im Wesentlichen eine exponierte und eine geschützte Ausprägung der Vegetation zu unterscheiden.

Ausprägung der geschützten Ufer

- Charakteristisch für naturnahen Bedingungen ist die Ausbildung eines mehr oder weniger **geschlossenen, dichten Röhrichtgürtels**. Der Röhrichtgürtel fehlt nur an Uferabschnitten mit steil abfallendem Litoral, wenn die ausladenden Äste der Uferbäume über die Wasserfläche ragen und durch ihren Schatten die Entwicklung des Röhrichts unterdrücken. An Flachufern breitet sich das Röhricht im vorgelagerten Saum außerhalb des Schattenwurfs der Bäume aus. Hauptröhrichtbildner sind das Schilf (*Phragmites australis*) und die Gemeine Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*).

Rohrkolben-Arten (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) und Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*) sind im Wesentlichen auf aktuell oder ehemals gestörte Standorte beschränkt. Unter optimalen Bedingungen dringt das Röhricht bis in Tiefen von ca. 1,20 bis 1,5 m vor. Die Pflanzen stehen meistens so dicht, dass keine Makrophyten in ihrer Grundsicht wachsen können. Zwar sind die Röhrichte in den eutrophen Seen Norddeutschlands in der Regel noch besser entwickelt als in Süddeutschland. Im Zuge des anhaltenden Schilfrückgangs sind gesunde Schilfbestände allerdings in vielen Seen verschwunden. Die Seeseite der Röhrichte wird häufig von Stoppelfeldern aus abgestorbenem Schilf gesäumt, die in unnormal lockere, geschwächte Bestände übergehen. In diese Übergangszone dringen oft Makrophyten ein (z.B. *Potamogeton pectinatus*, *Zannichellia palustris*, *Chara aspera*, *Chara vulgaris*). Bedingt durch die Schwächung des Schilfs entsteht eine Durchdringung von Röhricht und submerser Vegetation, die ansonsten für nährstoffärmere Gewässer charakteristisch ist (s. Kap. 2: Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“). An gestörten Stellen wie Schneisen oder beweidungsbedingten Lücken an der Landseite des Röhrichtes können kleine Schwimmdecken aus Wasserlinsen und Froschbiss vorkommen.

- **See- und Teichrosenbestände** schließen sich seeseitig des Röhrichts an. Sie konzentrieren sich in Buchten und entlang von geschützten Abschnitten. Unter für sie optimalen Bedingungen auf tiefgründigen Sapropelböden bilden sie geschlossene Decken, die jegliche Entwicklung von submerser Bewuchs unterbinden.

Die Teichrose (*Nuphar lutea*), die den Wellenschlag besser verträgt und auch untergetauchte Blätter besitzt, dringt



häufig tiefer vor als die Weiße Seerose (*Nymphaea alba*). Dort, wo die Pflanzen lockerer stehen, finden sich in der Grundsicht u.a. Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*), Stumpfblättriges Laichkraut (*Potamogeton obtusifolius*), Spreizender Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) und Zerbrechliche Armeleuchteralge (*Chara globularis*). Unter mäßig eutrophen Bedingungen dringt der Schwimmblattgürtel bis in Tiefen von 2 m vor.

- Mit der allmählichen Auflockerung der See- und Teichrosenbestände verbessert sich die Lichtversorgung in der Wassersäule und mit ihr die Entwicklung des **Tauchblatt- oder Laichkrautgürtels**, der sich aus vollständig submersen Pflanzen zusammensetzt. Diese von breit- und schmalblättrigen Laichkräutern und weiteren Begleitarten (z.B. Tausendblatt, *Myriophyllum* spp., Wasserhahnenfuß, *Ranunculus* spp.) geprägte Zone wurde bereits bei der allgemeinen Vorstellung der Vegetation der Seen beschrieben (Kap. 3.4.1). Innerhalb des Tauchblatt- oder Laichkrautgürtels lässt sich in eutrophen Seen kein Zonierungsmuster erkennen. Tendenziell treten mit zunehmender Tiefe die schattentoleranten Arten (*Ranunculus circinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pusillus*, *P. pectinatus*) in den Vordergrund. Unter schwach bis mäßig eutrophen Bedingungen dringen einzelne höhere Pflanzen bis in Tiefen von 4 bis 5 m, selten 6 m vor. Geschlossene Pflanzenbestände kommen jedoch bis höchstens 4 m vor.

- Unterhalb des Tauchblattgürtels schließt sich unter naturnahen Verhältnissen eine von schattentoleranten Armeleuchteralgen beherrschte Zone an. Dieser Vegetationsgürtel ist heute nur noch in wenigen schwach eutrophen Seen als deutliche Zone erkennbar. In manchen Fällen lässt sie sich noch am sporadischen Auftreten von einzelnen Exemplaren von *Chara globularis* (Zerbrechliche Armeleuchteralge) und *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armeleuchteralge) in Tiefen um 5 m erkennen. In den meisten eutrophen Seen ist der Characeen-Gürtel heute vollständig verschwunden.

Ausprägung der exponierten Ufer

Da sich der Einfluss des Wellenschlags auf die oberen 2 m des Profils beschränkt, konzentrieren sich die wesentlichen Unterschiede zur Ausprägung der geschützten Ufer auf den Röhricht- und den Schwimmblattgürtel. Die Substrate sind in der Regel sandig bis kiesig. Gelegentlich sind Geröllsäume ausgebildet.

- An brandungsexponierten Stellen sind die Schilf- und Teichsimsenbestände schütterer ausgebildet. In ihrer Grundsicht können sich – ähnlich wie an mesotrophen Gewässern – Teppiche von brandungsresistenten Armeleuchteralgen (*Chara aspera*, *Chara vulgaris*) ansiedeln. Unter stärker belasteten Bedingungen dominieren allerdings dichte Matten aus Fadenalgen. Der Sumpf-Teichfaden (*Zannichellia palustris*) gehört zu den wenigen Pflanzen, die die Flachwasserzone der Brandungsufer bis 0,50 m Tiefe besiedeln. Einige Arten wie das Durchwachsene Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) bilden charakteristische gedrungene Flachwasserformen aus
- An exponierten Uferabschnitten fehlen die gegen mechanische Belastungen empfindlichen See- und Teichrosen. Vereinzelt sind die Teichrosen (*Nuphar lutea*) mit untergetauchten, sog. „Salatblätter“ im Flachwasser vertreten.

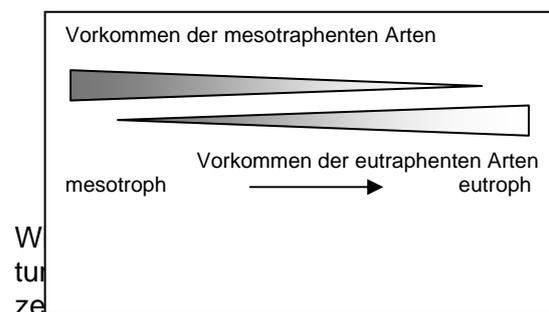


Ohne die Konkurrenz der Schwimmblattpflanzen besiedeln die Tauchblattpflanzen die Flachwasserzone ab einer Tiefe von 0,50 m. Bis ca. 1 m dominieren oft „zähe“ Pflanzen wie Sumpfteichfaden (*Zannichellia palustris*) und Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*). Ab 1 m können alle übrigen Arten der Tauchblattzone vorkommen.

3.5 Abgrenzung der Lebensräume 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ und 3150 "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion"

Viele Seen, die von Natur aus eutroph wären, befinden sich heute in einem polytrophen bzw. hypertrophen Zustand. Nur wenige Gewässer mit eutrophen Referenzzustand (Begriff nach LAWA 1999) sind heute noch als eutroph einzustufen. Für diese Gewässer stellt sich die Frage einer Zuordnung zum Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ in der Regel nicht.

Die Zuordnung der basenreichen mesotrophen und schwach eutrophen Seen kann dagegen Schwierigkeiten bereiten, da ihre submerse Vegetation ein Kontinuum bildet. In beiden Fällen können Armelechteralgen in verschiedenen Tiefenbereichen vorkommen. Auch die Mehrzahl der übrigen Wasserpflanzen wie Laichkräuter sind sowohl unter meso- als auch schwach eutrophen Bedingungen vertreten. Die Unterschiede sind graduell und am ehesten an den Mengenverhältnissen und an der Wüchsigkeit der Pflanzen zu erkennen, die sich vom kümmerlichen Wuchs bis zu luxurierenden Beständen wandelt.



wässer einen potenziell natürlichen oligo- bis mesotrophen Referenzzustand. Die Erprobung der Methode am Beispiel von 42 Seen in Schleswig-Holstein zeigte, dass alle untersuchten, heute schwach bis mäßig eutrophen Gewässer einen oligo- oder mesotrophen Referenzzustand haben (LANU 2000).



Im Zweifelsfall empfiehlt es sich zu prüfen, ob die Kriterien zur eindeutigen Zuordnung zum Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ erfüllt sind (vgl. Kap. 2.3). Insbesondere ist darauf zu achten, dass die charakteristische Tiefenzonierung der Characeen-Vegetation (Kap.2.3.1) ausgebildet ist.

- Wenn unterhalb von 4 m dominante Bestände von Armelechteralgen vorkommen, ist das Gewässer dem Lebensraum 3140 zuzuordnen, unabhängig davon, ob in den oberen Abschnitten gut ausgebildete Laichkrautbestände entwickelt sind.
- Wenn unterhalb von 4 m keine dominanten Bestände von Armelechteralgen vorkommen, ist der See dem Lebensraum 3150 zuzuordnen.

Um die durchaus gegebenen Unterschiede zwischen den beiden Lebensräumen nicht vollkommen zu verwischen, ist es nicht sinnvoll, Seen mit einer dominanten Laichkrautvegetation und ohne nennenswerten Armelechteralgenvorkommen als Characeen-Seen einzustufen. „Echte“ Characeen-Seen sind heute sehr selten. Dieses sollte auch in der Beschreibung des Bestands der NATURA 2000-Gebiete zum Ausdruck kommen.

Die Zuordnung zum Typ „eutrophe Seen“ bezieht sich zunächst auf den Ist-Zustand und bedeutet keine Entscheidung über Entwicklungsziele. Wenn ein eutropher See einen oligo- bis mesotrophen Referenzzustand aufweist, kann es angebracht sein, den Lebensraum 3140 als Entwicklungsziel festzulegen (s. Kap. 3.7).



Es wird empfohlen, zur Abgrenzung des Lebensraums 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ strenge Maßstäbe anzulegen. Eutrophe Degradationsstadien sind dem tatsächlichen Ist-Zustand entsprechend dem Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ zuzuordnen.

Da in manchen Regionen wie z.B. Schleswig-Holstein Characeen-Seen in einem hervorragenden Zustand nicht mehr vorkommen, ist häufig nicht bekannt, wie der Lebensraum in optimaler Ausprägung ausgebildet ist. Wer aus eigener Anschauung nur Degradationsstadien kennt, wird keine klare Wahrnehmung der durchaus vorhandenen Unterschiede zwischen den beiden Lebensraumtypen entwickeln können. Es wäre deshalb sinnvoll, Referenzgewässer – gegebenenfalls außerhalb der Region – zu benennen, an denen die Seelebensräume in verschiedenen Zustandsstufen ausgebildet sind. In anderen Mitgliedstaaten der EU (z.B. Frankreich) gehören Referenzstandorte zur standardmäßigen Beschreibung der Lebensräume des Anhangs I (s. Kap. 4: Exkurs).



3.6 Altwässer mit Vegetation des Magnopotamion und des Hydrocharicion

In Norddeutschland ist die Vegetation des Hydrocharicion charakteristisch für die natürlichen Stillgewässer der großen Flusslandschaften. In Altwässern der Ems (Niedersachsen) oder im Unteren Odertal (Mecklenburg-Vorpommern) finden sich große Bestände der Krebschere und des Gemeinen Wasserschlauchs. Dort kommen sie gemeinsam mit Teichrosen vor, die sich im Zuge der Sukzession langfristig durchsetzen.

In den Altwässern größerer Flüsse und Ströme sind auch Laichkrautgesellschaften ausgebildet.

3.6.1 Typische Pflanzengemeinschaft

Aufgrund ihrer Morphologie gehören Altwässer zu den nährstoffreicheren Gewässern. Sie neigen zur raschen Verlandung. Die Altwässer der Ströme sind der Größe des Fließgewässers entsprechend langlebiger und bieten der Pflanzenbesiedlung eine größere Standortdiversität. In der Regel ist jedoch die Zonierung schwach ausgeprägt.

Die Uferrohrichte werden von Arten aufgebaut, die für Fließgewässer charakteristisch sind. Neben dem Schilf (*Phragmites australis*) sind auch Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*), Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*), Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) und Schwanenblume (*Butomus umbellatus*) vertreten. Hochstaudensäume (Lebensraum 6430 „feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe“) aus u.a. Fluss-Ampfer (*Rumex hydrolapathum*), Wasser-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) und Behaartem Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*) wechseln sich mit den Röhrichten ab.

Teile der Wasseroberfläche sind mit Froschbiss oder Krebschere bedeckt, die meistens mit Teichrosen und Wasserlinsen vergesellschaftet sind. Von ihrer Gesamtdeckung hängt ab, ob sich Laichkrautgesellschaften entwickeln können.

In Flusslandschaften mit stark sinkenden Wasserständen kann im Sommer an der Wasserseite der Röhrichte ein schlammiger Ufersaum trockenfallen, auf dem sich einjährige Fluren aus Gänsefuß- und Zweizahnfluren entwickeln können (Lebensraum 3270 „Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des *Chenopodium rubri* p.p. und *Bidention* p.p.“).

Das typische Makrophyteninventar der Altwässer setzt sich aus Arten zusammen, die auch im benachbarten Fluss oder Strom vorkommen. Größere Altwässer sind im norddeutschen Flachland auf den Unterlauf der Gewässer beschränkt. Charakteristisch für den potamalen Aspekt der Fließgewässervegetation sind folgende Arten, die auch in Altwässern dominieren:

- breitblättrige Laichkräuter:
Potamogeton lucens, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton alpinus*, *Potamogeton nodosus* (an der Ems)
- schmalblättrige Laichkräuter:
u.a. *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton compressus*, *Potamogeton friessii*, *Potamogeton obtusifolius*
- sonstige Makrophyten:
u.a. *Nymphoides peltata*, *Nuphar lutea*, *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*
- Arten des Hydrocharicion:
Stratiotes aloides, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Utricularia vulgaris*, *Utricularia australis*

In der Definition des *Interpretation Manual* werden Altwässer nicht benannt. Sie werden im BfN-Handbuch (SSYMANK et al. 1998) erwähnt. Um die „Richtdefinition“ des *Interpretation Manual* nicht vollends außer Acht zu lassen, sollten nicht alle Altwässer berücksichtigt werden, sondern diejenigen „mit Vegetation des Hydrocharicion und des Magnopotamion“. Ebenso wie in Seen kommen in Altwässern Arten mit sehr großer ökologischer Amplitude vor. Dieses gilt u.a. für die Wasserlinsen. Zur Abgrenzung des Lebensraums ist eine ubiquitäre Art wie die Kleine Wasserlinse, die auch z.B. wasser-



führende Fahrspuren besiedelt, nicht geeignet. Nur die charakteristischen Arten der Laichkraut- bzw. Froschbiss-Gesellschaften sind für die Zuordnung eines Gewässers zum Lebensraumtyp entscheidend.

3.6.2 Ersatzlebensräume

In Fließgewässerlandschaften, die anthropogen stark überprägt wurden, sind Altwässer und Flachseen verschwunden. Die charakteristische Vegetation aus Laichkräutern, Froschbiss und Krebschere konnte sich dennoch gelegentlich in den Grabensystemen von extensiv genutzten Grünländereien erhalten. Dieses gilt u.a. für die Weser-Marschen bei Bremen (HANDKE et al. 2001) und die Eider-Treene-Sorge-Niederung in Schleswig-Holstein (KifL 2000).

Wenn eine Flusslandschaft mit dem Ziel der Renaturierung von naturnahen Auenlebensräume als Gebiet von Gemeinschaftlicher Bedeutung gemeldet wurde, kann es sinnvoll sein, die Grabensysteme als Relikt der verschwundenen Stillgewässer der Aue dem Lebensraum 3150 zuzuordnen. Von den Gräben aus können sich die charakteristischen Arten in die zu restaurierten Gewässer ausbreiten. Da in den meisten Fällen der Fluss stark ausgebaut wurde und ausgesprochen vegetationsarm ist, kann er kaum zur pflanzlichen Wiederbesiedlung der Auengewässer beitragen. Vor diesem Hintergrund kann die Erhaltung des Artenpotenzials in den Gräben die Entwicklung von naturnahen Gewässern des Typs "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" unterstützen. Wie im Kap. 3.3.6 erläutert, wurde in Südostengland in der Marschlandschaft der Broads Grabensysteme als NATURA 2000-Gewässer des Typs „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ gemeldet. Diese Vorgehensweise ist auch für Nordwestdeutschland zu empfehlen. In der atlantischen biogeographische Region sind Gräben häufig die einzigen Standorte des Vegetationstyps in den ansonsten

stillgewässerarmen Sander- und Altmoränengebieten.

3.6.3 Kontaktvegetation

Gut erhaltene Altwässer befinden sich häufig in naturnahen Flusslandschaften, in denen weitere Lebensräume des Anhangs I der FFH-Richtlinie vorkommen: Neben dem Fluss selbst können Auenwälder (*91EO „Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)“, 91FO „Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (Ulmenion menoris)“), Uferstaudenfluren (6430 „feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe“), Schlammuferfluren (3270 „Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des *Chepodion rubri* p.p. und *Bidention* p.p.“) oder verschiedene Grünlandlebensräume (z.B. 6440 „Brenndolden-Auenwiesen (*Cnidion rubri*)“) ausgebildet sein



3.7 Allgemeine Erhaltungsziele

Im Vergleich mit anderen Lebensräumen des Anhangs I ist der Lebensraum 3150 "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" in Norddeutschland insgesamt noch verbreitet, wobei starke regionale Unterschiede zu berücksichtigen sind.

Die Häufigkeit des Lebensraums in Norddeutschland hängt primär mit dem großen Seenreichtum der Jungmoränenlandschaften Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns zusammen. In Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sind große natürliche Seen sehr selten. Dagegen ist in Schleswig-Holstein die Ausprägung des Lebensraums als Auengewässer nur noch rudimentär ausgebildet, während sie im westlichen Niedersachsen in der Aue der Ems besser erhalten ist.

Zur Erhaltung bzw. Förderung der Biodiversität entsprechend der Forderung der FFH-Richtlinie sind in Norddeutschland für den Lebensraum "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" die Ausprägungen in Seen und in Altwässern gleichwertig zu berücksichtigen.

3.7.1 Seen und Flachseen

Der Lebensraum kann aktuell in Seen mit unterschiedlichem Referenzzustand (Begriff nach LAWA-Richtlinie 1999) ausgebildet sein:

- oligo- bis mesotrophe Seen, die im Ist-Zustand eutroph und somit degradiert sind
- von Natur aus eutrophe Seen

3.7.1.1 Eutrophe, ursprünglich mesotrophe Seen

Für eutrophe Seen, die aus degradierten nährstoffarmen Seen hervorgegangen sind, bietet sich an, eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands anzustreben. Dieses ist in erster Linie geboten, da nährstoffarme Seen bedeutend seltener und gefährdeter als nährstoffreiche sind.

Bei erfolgreicher Umsetzung des Entwicklungsziels ist allerdings damit zu rechnen, dass der Lebensraum "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" als im Standard-Datenbogen angegebener Schutzgrund für das Gebiet verschwindet. Als Ergebnis des Monitorings könnte sich herausstellen, dass sich ein schwach eutropher See in einem hervorragenden Erhaltungszustand (Stufe 1) in einem mesotrophen See in einem durchschnittlichen Erhaltungszustand (Stufe 3) verwandelt hat.

Diese Konsequenz ist bei der Festlegung der Erhaltungsziele für das Gebiet klar darzustellen und auch bei der Bewertung der Zielerfüllung im Rahmen der Berichtspflicht zu berücksichtigen.

Wenn die Hauptphase der Eutrophierung noch nicht weit zurückliegt und wenn im See Sonderstandorte ausgebildet sind, an denen empfindliche Pflanzen überdauern konnten, werden zwar mit geringen Mengenanteilen dennoch ein Teil der charakteristischen Arten der mesotrophen Gewässer in der Vegetation vertreten sein. Je weiter die Nährstoffanreicherung in die Vergangenheit reicht, umso unwahrscheinlicher ist es, dass reliktsche Vorkommen der ursprünglichen Vegetation noch vorkommen. Die Regenerationsaussichten sind dann bedeutend schlechter als wenn noch Reste der ursprünglichen Lebensgemeinschaft noch vorhanden sind.

Da innerhalb der Bandbreite der eutrophen Ausprägungen die schwach eutrophen Gewässer artenreicher sind, kann eine Senkung der Nährstoffbelastung



ein erstrebenswertes Entwicklungsziel sein, auch wenn ein mesotropher Zustand nicht mehr erreicht werden kann.

3.7.1.2 Von Natur aus eutrophe Seen

Für Seen, die von Natur aus eutroph wären und im Ist-Zustand eutroph sind, stellt die Erhaltung des Lebensraums "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" ein geeignetes Ziel dar. In den meisten Fällen kann eine Verbesserung des Erhaltungszustands durch Reduzierung der Nährstoffbelastung und Einschränkung von störenden Nutzungen erreicht werden. Für die charakteristische Vegetation des Lebensraums sind Verhältnisse, die der Trophiestufe e1 entsprechen, grundsätzlich günstiger als bei der Trophiestufe e2 (Abgrenzung gemäß LAWA-Richtlinie 1998). Von äußerst seltenen Ausnahmen abgesehen, in denen Ist-Zustand und Referenzzustand identisch sind, bedeutet dieses, dass auch in von Natur aus eutrophen Seen nicht nur die Erhaltung des Ist-Zustands, sondern auch seine Verbesserung als Ziel anzustreben sind.

3.7.1.3 Voraussetzungen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung

Eine Begrenzung bzw. eine Reduzierung der Wasserbelastung gehören zu den zentralen Voraussetzungen zum Schutz der submersen Vegetation des Lebensraums. Zur Verbesserung seines Erhaltungszustands sind deshalb Maßnahmen zur Reduzierung der Nähr- und Schwebstofffracht zu ergreifen. Die Erhaltung bzw. Schaffung von funktionsfähigen Pufferzonen um die Gewässer sowie die Senkung der Belastung über die Seezuflüsse gehören zu den Standard-Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstofffracht. In manchen Fällen können Einschränkungen der Freizeitnutzungen und der Fischerei erforderlich sein. Durch eine angepasste Fischerei kann insbesondere in eutrophen Gewässern eine wirksame Verbesserung der Wasserqualität erreicht werden.

Die Reduzierung der Nährstoffbelastung steht auch im Mittelpunkt der Ziele der WRRL. Ihre nach Flusseinzugsgebieten orientierte Vorgehensweise ist besonders dazu geeignet, Nährstoffeinträge aus dem Seeumland zu senken. Da viele eutrophe Gewässer ausgedehnte Einzugsgebiete besitzen, hängt die Erfüllung der Ziele nach FFH-RL in erster Linie von der Umsetzung der Ziele der WRRL ab.

3.7.1.4 Kompatible Erhaltungsziele

Mehrere Fischarten und Mollusken des Anhangs II der FFH-Richtlinie gehören zum typischen faunistischen Inventar der basenreichen Seen. Die Erhaltung und Förderung dieser Arten stellen für Gewässer des Lebensraums geeignete Ziele dar. Weitere Lebensräume des Anhangs I können in Norddeutschland mit dem Lebensraum "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" vergesellschaftet auftreten. Es handelt sich um natürliche Waldtypen, basenreiche Sümpfe bzw. Flachmoore und Uferstaudensäume. Zur Erhaltung und Förderung dieser Lebensräume ist im Einzelfall eine extensive Nutzung sinnvoll. Auf jeden Fall muss darauf geachtet werden, dass diese Nutzung mit keiner Belastung des Sees verbunden ist. Dieses gilt auch für die Forstwirtschaft.

3.7.1.5 Zielkonflikte

Das regelmäßige Vorkommen von größeren Wasservogelbeständen ist insbesondere in flachen Seen mit der Erhaltung von schwach bis mäßig eutrophen Bedingungen nicht kompatibel. Auch eine Rückkehr zu mesotrophen Verhältnissen ist unter diesen Bedingungen in der Regel nicht zu erreichen. Für flache Gewässer von geringer Ausdehnung sind Zielkonflikte vorprogrammiert, wenn sie auch als Vogelschutzgebiete gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie gemeldet werden.

Veränderungen der Wasserstände sind zu vermeiden. Dieses gilt auch für Anstaumaßnahmen zur Wiedervernässung von



entwässerten Teilen der Verlandungszone. Die Zersetzung der absterbenden emersenen Vegetation kann einen starken Eutrophierungsschub auslösen.

Die Empfindlichkeit der eutrophen aquatischen Lebensräume gegenüber Nährstoffbelastungen ist zwar prinzipiell geringer als diejenige der oligo- bis mesotrophen Ausprägungen. Wenn eine Reduzierung der Nährstoffeinträge als Entwicklungsziel formuliert wurde, sind auch die möglichen negativen Auswirkungen von Maßnahmen des Naturschutzes hinsichtlich ihrer Kompatibilität mit den Erhaltungszielen eines Gewässerökosystems kompatibel kritisch zu prüfen.

Es ist im Einzelfall zu prüfen, ob die Einbeziehung der Uferzonen eines eutrophen Sees in eine halboffene Weidelandschaft mit den für das Gewässer gesetzten Zielen kompatibel ist. Hinsichtlich der Entwicklung des aquatischen Lebensraums selbst ergeben sich keinerlei Vorteile aus einer extensiven Beweidung der Uferzonen. Ein optimal gestaltetes Beweidungskonzept kann höchstens erreichen, dass Schäden minimiert werden.

In Gebieten von Gemeinschaftlicher Bedeutung, die wegen des Vorkommens des Lebensraums "natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion" gemeldet wurden, hat entsprechend den Vorgaben der FFH-

Richtlinie der Schutz dieses Lebensraums im Vordergrund zu stehen:

„Für die besonderen Schutzgebiete legen die Mitgliedsstaaten die nötigen Erhaltungsmaßnahmen fest, die gegebenenfalls geeignete, eigens für die Gebiete aufgestellte oder in andere Entwicklungspläne integrierte Bewirtschaftungspläne und geeignete Maßnahmen rechtlicher, administrativer oder vertraglicher Art umfassen, die den ökologischen Erfordernissen der natürlichen Lebensraumtypen nach Anhang I und der Arten nach Anhang II entsprechen, die in diesen Gebieten vorkommen.“

Art. 6(1) FFH-Richtlinie

Gegebenenfalls müssen in NATURA 2000-Gebieten andere Ziele des Naturschutzes zurückgestellt werden, wenn sie mit der Erhaltung von Lebensräumen des Anhang I bzw. Arten des Anhang II nicht kompatibel sind.



3.7.2 Altwässer

Altwässer sind Elemente von naturnahen Fließgewässerlandschaften. Eine sinnvolle Erhaltung des Lebensraums setzt deshalb ein Entwicklungskonzept auf der Ebene der gesamten Auenlandschaft voraus.

Altwässer sind Lebensräume von sehr langer Entstehungszeit und sehr kurzer Lebensdauer. Ein vollständiger Mäanderzyklus von der Entstehung des Mäanders bis zum spontanen Schlingendurchstich nimmt im Flachland über 500 Jahre in Anspruch (KERN 1994). Einmal entstanden neigen sie dazu, rasch zu verlanden.

Die langfristige Erhaltung des Typs hängt deshalb davon ab, dass die sukzessions-

bedingten Verluste durch die Entstehung von neuen Gewässern kompensiert werden.

Maßnahmen des Gewässerausbaus haben diesen natürlichen Prozess in Mitteleuropa seit langem zum Erliegen gebracht. Selbst wenn umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt werden, wird die spontane Neuentstehung von Auenengewässern sehr lange Zeiträume benötigt. Vor diesem Hintergrund kann es sinnvoll sein, in Auenlandschaften künstliche Gewässer zu schaffen, die die Erfordernisse des Lebensraums „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ erfüllen.



3.8 Spezifische Empfindlichkeit des Lebensraums

Von den insgesamt 22 in Norddeutschland vorkommenden Laichkrautarten werden nur 2 Arten (Kamm-Laichkraut, *Potamogeton pectinatus*, Krauses Laichkraut, *Potamogeton crispus*) in keiner der regionalen Roten Listen geführt. Alle übrigen Arten werden in mindestens einem Bundesland als mindestens gefährdet eingestuft (BfN 1996). Das Gleiche gilt für die charakteristischen Arten der Froschbiss-Gesellschaften. Die vier wichtigsten Charakterarten (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Stratiotes aloides*, *Utricularia vulgaris*, *Utricularia australis*) werden bundesweit als gefährdet eingeschätzt (BfN 1996). Diese schlichten Zahlen belegen, dass nicht nur – wie allgemein bekannt – die typische Vegetation der oligo- bis mesotrophen Gewässer als gefährdet einzustufen ist, sondern auch diejenige der eutrophen Lebensräume.

Im Zusammenhang mit der Vorstellung der spezifischen Empfindlichkeit des Lebensraums 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechtralgen“ wurde bereits auf die wesentlichen Gründe eingegangen, aus denen sich die Empfindlichkeit der Armelechtralgen ergibt. Prinzipiell gelten diese Ausführungen auch für die Laichkräuter und Makrophyten der eutrophen Gewässer. Bezüglich der Belastbarkeit der einzelnen Arten bestehen zwar graduelle Unterschiede, jedoch sind es die gleichen Faktoren, die auch für den Rückgang der Vegetation der eutrophen Gewässer verantwortlich sind.

Submerse Wasserpflanzen benötigen zur Assimilation Licht, sodass sie bei zu starker Trübung des Wassers und durch den Schattenwurf von anderen Wasserpflanzen (insbesondere der Schwimmblattpflanzen) verdrängt werden. Trübung wird durch Schwebstoffe und durch Plankton hervorgerufen. Sie kann sich u.a. als Folge einer Einschwemmung von Bodenmaterial, einer Aufwirbelung des feinen Seegrundsediments durch Freizeitaktivitäten und Bootsverkehr sowie bei einer steigenden Nährstoffbelastung und der damit verbundenen stärkeren Planktonentwicklung ergeben.

Eine Schwächung der Pflanzen kann dazu führen, dass sie steril bleiben und keine Nachkommen bilden. Die Mehrheit der Laichkräuter ist darauf angewiesen, während der Vegetationsperiode Reservestoffe in Rhizome oder Überwinterungsknospen einzulagern. Diese Reserven werden in Frühling von den jungen Trieben benötigt, um von den grundnahen, schlecht mit Licht versorgten Wasserschichten bis in hellere, oberflächennahe Bereiche emporzuwachsen. Wenn die Pflanzen im Vorjahr geschwächt wurden und nicht genügend Reserven speichern konnten, verkümmern die Jungtriebe im Folgejahr. Dadurch kann die Population nach einem einmaligen Eingriff über einen längeren Zeitraum hinweg geschwächt werden. Im Extremfall können die Pflanzen absterben. Da bei den meisten Laichkräutern die Reproduktion mit Samen keine bzw. nur eine sehr geringe Rolle spielt, kann das Ausfallen einer Pflanzengeneration zum endgültigen Erlöschen der Population führen. Davon sind wurzelnde, submerse Makrophyten besonders betroffen, da sie sich jedes Jahr „von dem Grund auf“ neu entwickeln müssen.



Nicht wurzelnde Arten wie das Gemeine Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) oder Wasserlinsen, deren Überwinterungsprossen im Winter auf den Grund sinken und im Frühling wieder hinaufschweben, sind auf eine Entwicklungsphase in tieferen Wasserschichten nicht angewiesen. Nicht zufälligerweise kommen sie auch in stark belasteten Gewässern vor. Schwimmblattpflanzen sind bezüglich ihrer Lichtversorgung ebenfalls weitgehend unabhängig von der Wassertrübung. See- und Teichrosen lagern in armdicken Rhizomen reichlich Reservestoffe ein, die eine Entwicklung der Blätter bis zur Wasseroberfläche ermöglicht, wo eine positive Assimilationsbilanz immer gewährleistet ist.

Schwebstoffe

Schwebstoffe können u.a. über Zuflüsse und durch Einspülung aus angrenzenden bewuchsarmen Flächen in einen See gelangen. Schwebstoffe werden u.a. durch die Aufwirbelung von feinkörnigen See- und Grundsedimenten freigesetzt. Sie wirken sich auf submerse Wasserpflanzen negativ aus, auch wenn sie keine Nährstofffracht besitzen. Sie verursachen eine Zunahme der Trübung und lassen die Lichtmengen sinken, die bis in tiefere Zonen des Sees eindringen.

Selbst wenn die Trübung nach einer gewissen Zeit augenscheinlich zurückgeht, bleibt die Beeinträchtigung für submerse Pflanzen für längere Zeit wirksam, da sich die aufgewirbelten Schwebstoffe auf den Blättern ablagern. Insbesondere in tieferen Wasserzonen, in denen kaum eine Wasserbewegung stattfindet, verbleiben die feinen Partikel länger in der Schwebelage und werden nicht durch Strömungen von den Pflanzen „abgeschüttelt“. Der Schlamm- und Schwebstoffschleier bleibt somit für die gesamte Vegetationsperiode erhalten. Bakterienfilme und Aufwuchsalgen fördern den Verbleib der Schwebstoffpartikel auf der Sprossoberfläche.

In Gewässern, in denen die Belastung hoch ist, beschränken sich die Vorkommen der submersen Makrophyten auf die Flachwasserzone, da dort das Lichtangebot günstiger ist. Freizeitaktivitäten kon-

zentrieren sich ebenfalls auf diesen Bereich. Im Umfeld von Badestellen führt die Aufwirbelung der Feinsedimente zur Entstehung von makrophytenfreien Höfen weit über den Bereich hinaus, in dem die Pflanzen durch direkte Tritteinwirkung zerstört werden.



Die Problematik der Schwebstoffe für Wasserpflanzen wird bei den überwiegend auf eine Reduktion der Nährstoffe konzentrierten Bemühungen zum Gewässerschutz häufig nicht ausreichend berücksichtigt

Nährstoffe

Über die Einträge aus dem Seeumfeld hinaus kommen bei der Aufwirbelung von Grundsedimenten Nährstoffe, die normalerweise im Boden festgelegt sind, mit dem Wasserkörper in Kontakt und werden somit verfügbar. Störungen des Seebodens sind somit indirekt mit einem Eutrophierungsschub verbunden, der sich negativ auf den Nährstoff- und Sauerstoffhaushalt des Sees auswirken kann. Der Rückgang der Schilfröhrichte fördert deshalb in doppelter Hinsicht die Nährstoffbelastung. Zum einen nimmt die Ufererosion zu. Zum anderen schwindet die puffernde Wirkung gegen Einträge aus dem Umland. Die Zunahme der im Wasser verfügbaren Pflanzennährstoffe fördert das Wachstum von Planktonalgen. Diese im Wasser schwebenden, mikroskopischen Algen lassen die Lichtmenge sinken, die den Seegrund erreicht. Sie wirken sich somit ähnlich wie die aufgewirbelten mineralischen Partikel aus. Da beide Vorgänge gleichzeitig eintreten, ist mit kumulierten Auswirkungen zu rechnen.



Bei hohen Nährstoffgehalten des Wassers siedeln sich raschwüchsige Algen auf die Makrophyten an (sog. Aufwuchsalgen), die sie mit einem dichten Mantel umhüllen und die eintreffende Lichtmenge stark sinken lassen. Die kombinierte Wirkung von Plankton- und Aufwuchsalgen kann bei hoher Nährstoffbelastung submerse Makrophyten durch Lichtmangel zum Absterben bringen.

mechanische Schädigungen

Mit Ausnahme der freischwebenden Arten und der Arten, die auch unter starken mechanischen Beanspruchungen in der Brandungszone wachsen können, sind submerse Makrophyten sehr empfindlich gegen mechanische Schädigungen durch Tritt, Schleifen von Booten auf dem Seegrund und Paddelschlägen im Flachwasser.

Breitblättrige Laichkräuter bilden einen langen Spross aus, der sich knapp unter der Wasseroberfläche baldachinartig ausbreitet. In diesem Bereich befindet sich der größte Teil des Blattwerks, während die aufrechten Stängelabschnitte nur spärlich beblättert sind. Motorschrauben können deshalb den Pflanzen große Schäden zufügen.

In dichten See- und Teichrosen-Beständen können leichte Fahrzeuge kaum eindringen, sodass sich Schäden auf den äußeren Saum der Bestände beschränken.

Lebensstrategien der Makrophyten der eutrophen Seen

Die charakteristische Vegetation der eutrophen Seen setzt sich aus Arten zusammen, die entsprechend der Einteilungen der Lebensstrategien (GRIME 1979, KAUTSKI 1988) als C-Strategen eingestuft werden. Dieses bedeutet, dass sie aufgrund ihrer wirksamen Nährstoffverwertung wuchs- und konkurrenzkräftig sind. Die vegetative Vermehrung überwiegt. Die Pflanzen sind in der Lage, Nährstoffreserven zu speichern. Diese Strategie ist in Gewässern vorteilhaft, in denen nur selten bzw. nur geringe Störungen eintreten. Umgekehrt sind Makrophyten der eutrophen Gewässer besonders empfindlich gegen starke Störungen, auch wenn diese nur kurzzeitig eintreten.



- Bezüglich der Belastbarkeit der Vegetation der nährstoffarmen und nährstoffreichen Gewässer bestehen graduelle Unterschiede, jedoch sind es die gleichen Faktoren, die für den Rückgang der typischen Vegetation verantwortlich sind: **Nährstoffbelastung, Schwebfracht, mechanische Schädigungen.**

Die Folgen von Eingriffen, deren Umsetzung zeitlich begrenzt ist (z.B. Baumaßnahmen), werden häufig unterschätzt. Es wird davon ausgegangen, dass die Standortbedingungen (in erster Linie die Wasserqualität) nach kurzer Zeit wiederhergestellt sind und dass die Folgen des Eingriffes reversibel sind. Diese standortorientierte Betrachtungsweise vernachlässigt das spezifische Verhalten vieler Wasserpflanzen, die aufgrund ihrer Lebensstrategie nach heftigen, auch kurzzeitigen Störungen erhebliche **Regenerationsprobleme** haben können.



3.9 Besondere Gefährdungsfaktoren

3.9.1 Seen und Flachseen

Prinzipiell sind die allgemein als gewässergefährdend bekannten Eingriffe und Nutzungen zu berücksichtigen. Vorrangig zu berücksichtigen sind Nutzungen und Vorhaben, die mit einer auch nur zeitweiligen Zunahme der Trübung durch Nähr- und Schwebstoffe bzw. mit mechanischen Schäden der Vegetation verbunden sein können.

Von Relevanz ist eine vergleichsweise überschaubare Anzahl von Faktoren (Zunahme der Nährstoffe, der Schwebstoffe und der mechanischen Belastung). Diese werden allerdings durch eine Vielzahl von einzelnen Vorgängen ausgelöst, sodass **Kumulationseffekte** fast immer zu erwarten sind. Wie aus den folgenden Übersichten deutlich wird, handelt es sich häufig um Maßnahmen, die isoliert betrachtet zunächst harmlos wirken und deren Tragweite sich erst in der Gesamtzusammenschau aller Belastungen offenbart.

Da nach Art. 6(3) der FFH-RL eine erhebliche Verschlechterung des Erhaltungszustands der Lebensräume des Anhangs I und der Arten des Anhangs II primär nicht zulässig ist, ist bei hoher Vorbelastung das Ausmaß einer noch zulässigen, zusätzlichen Beeinträchtigung bedeutend geringer als bei geringer Vorbelastung. Im Gegensatz zur üblichen Präzedenzpraxis ist die Ausübung einer potenziell gewässergefährdenden Nutzung (z.B. vorhandene Badestellen) tendenziell ein Argument **gegen** die Genehmigung einer zusätzlichen vergleichbaren Nutzung.

Die zu berücksichtigenden Nutzungen und Vorhaben sind auf verschiedene Planungs- und Zuständigkeitsbereiche verteilt, sodass geplante Maßnahmen häufig einzeln betrachtet und Kumulationseffekte nicht berücksichtigt werden. In dieser Hinsicht bietet der querschnittorientierte Ansatz der WRRL eine Chance, den Schutz der Gewässerlebensräume von NATURA 2000 zu optimieren. Gebiete von Gemeinschaftlicher Bedeutung gemäß FFH-RL unterliegen *per se* dem strengeren Schutz nach WRRL.

In den folgenden Übersichten sind die wesentlichen Maßnahmen und Nutzungen zusammengestellt, die für nährstoffreiche Seen von Relevanz sind.

Eingriffe oder Nutzungen, deren Schädlichkeit allgemein bekannt ist (z.B. Ackerbau direkt am Seeufer, Fischzucht mit Schwimmgehegen) sind in den Tabellen nicht aufgeführt, da davon ausgegangen wird, dass sie grundsätzlich mit den Zielen von FFH-RL und WRRL nicht kompatibel sind.



Maßnahmen und Nutzungen des Sees (Teil 1)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
<p>sämtliche Baumaßnahmen in der Wasserwechselzone des Sees z.B. Aufschüttungen, Rückbau von naturfremden Strukturen wie Spundwänden</p> <p>Bau- oder Neubau von Anlegern, Ausbaggerung von Fahrrinnen zu Schiffsanlegern</p> <p>Hafenerweiterungen, sonstige Fremdenverkehrseinrichtungen und -nutzungen des Sees</p>	<p>Vorhaben zur Uferrenaturierung werden häufig viel zu unkritisch bewertet. In manchen Fällen überwiegen für ein Gewässer die umbaubedingten Schäden, da ein unästhetisch aussehender Uferabschnitt für den Stoffhaushalt des Sees keine Belastung bedeutet, wenn sichergestellt ist, dass landeinwärts eine ausreichende Pufferzone vorhanden ist.</p>
<p>Behandlung von Stegen und sonstigen ins Wasser ragenden Infrastrukturen (z.B. Spielinseln, Rutschen) mit Holzschutzmitteln oder Korrosionsschutzanstrichen</p>	<p>Insbesondere für Privatstege sind die Kontrollmöglichkeiten eingeschränkt.</p> <p>Antifowlinganstriche werden auch von manchen Binnenseglern benutzt (eigene Beobachtungen am Ratzeburger See)</p>
<p>Befahren des Sees mit Fahrzeugen</p>	<p>Beeinträchtigung der Röhrichte</p> <p>Fahrzeuge, die ins Flachwasser vordringen, können größere Schäden auslösen als solche mit großem Tiefgang, die deshalb nur in ausreichender Entfernung vom Ufer verkehren: Tretboote können prinzipiell mehr Schäden verursachen als ein großes Ausflugsschiff oder als die Wasserski-Anlage, die über tiefem Wasser und in ausreichender Entfernung des Ufers betrieben wird.</p>
<p>Badenutzung</p>	<p>Einträge von Urin und Fäkalien, Zunahme der Trübung durch Störung des Seegrundes, direkte Zerstörung durch Tritt</p> <p>Beispiel: alle Seen des Typs in Schleswig-Holstein</p> <p>Die Erheblichkeit der Belastung hängt von der Belastbarkeit des Sees ab. In einem schwach eutrophen See ist diese prinzipiell deutlich geringer als in einem mäßig bis stark eutrophen Gewässer.</p>
<p>Reiten am Ufer und im Wasser</p> <p>Hundeführen im und am Wasser</p>	<p>Eintrag von Fäkalien, Aufwirbelung des Seegrunds, Tirttschäden</p> <p>Ein Problembewusstsein ist meistens nicht vorhanden. Tierliebe wird mit Naturschutz gleichgesetzt.</p>
<p>Einleitungen aus der Drainage von landwirtschaftlichen Flächen</p>	<p>Alte Rohre sind oft sehr schwierig zu entdecken und gerade sie sind meistens defekt.</p> <p>Beispiel: wahrscheinlich fast alle Seen in Schleswig-Holstein</p>
<p>Beweidung des Ufers und des Seegrunds</p>	<p>Rinder und Pferde halten sich sehr gerne im Wasser auf.</p> <p>Die Abzäunung muss mit ausreichendem Abstand oberhalb des Höchstwasserstands des Sees gezogen werden.</p>
<p>Angelnutzung</p>	<p>Manche Angler und Angelvereine sind weniger sachkundig als ausgebildete Binnenfischer. Fehlbesatz und Fehlfütterung können die Folge sein.</p> <p>Trampelpfade und Stege durch Verlandungszonen und Röhrichte: Die häufige Vermüllung (z.B. Getränkedosen) und die Lagerfeuer führen in der Regel nicht zu Beeinträchtigungen der submersen Vegetation. Davon können allerdings die Röhrichte stark betroffen sein.</p>



Maßnahmen und Nutzungen des Sees (Teil 2)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
unsachgemäße fischereiliche Bewirtschaftung	Eutrophierung durch Fischfütterung Eutrophierung durch Störung der Lebensgemeinschaft (gestörtes Verhältnis von Weißfischen und Raubfischen)
gefährdende Fischfangmethoden	hoffentlich ein Einzelfall! Ein Verband von Sportfischern stellte im Sommer 2000 einen Antrag zur Befischung des Suhrer Sees mit Schleppnetz (sog. dredging) zur Überprüfung des Vorkommens der vermuteten Sibirischen Groppe. Die Maßnahme hätte ein „Abpflügen“ der benthischen Vegetation bedeutet. Der Antrag wurde abgelehnt.
Guanotrophierung durch Wasservogel	schwer zu lösendes Problem insbesondere, wenn ein See sowohl nach FFH-Richtlinie als nach Vogelschutzrichtlinie gemeldet ist. Beispiel: Lanker See (Kreis Plön)

Maßnahmen und Nutzungen der Seeufer und im Einzugsgebiet (Teil 1)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
Campingplätze	Beeinträchtigung der Pufferzonen des Sees und der Ufervegetation „individuelle“ Gestaltung des Ufers durch Pächter der Stellplätze am Wasser mitunter unter Einsatz von Rasendünger und Herbiziden, obwohl ausdrücklich von der Campingplatzverordnung verboten
Pflege und Gestaltung von Grünanlagen und privaten Gartenflächen in Ufernähe	Aufrechterhaltung von Flächen mit geringer Pufferwirkung, Förderung der Freizeitaktivität am Ufer. Mitunter findet eine gezielte Beseitigung von Ufergehölzen zur Wahrung des Seeblicks für Anwohner In privaten Gärten auch Entsorgung von Gartenabfällen, Dünger- und Pestizideinsatz am Ufer Manche Besitzer von kleinen Seegrundstücken versuchen durch stückweise Aufschüttung ihre Grundstücke zu vergrößern.
Forstwirtschaftliche Nutzung auf den seezugewandten Hängen	Kahlschläge und Einsatz von schweren Fahrzeugen führen zu Bodenschäden und –einspülungen in den See
Unterhaltung von Wirtschafts- und Wanderwegen mit Einsatz von schweren Fahrzeugen	Einsatz von Baufahrzeugen führen zu Bodenschäden und –einspülungen in den See In der Regel werden sumpfige Stellen verfüllt, die Wege auf Dämme geführt und wegparallele Entwässerungsgräben gezogen, die meistens direkt in den See abfließen Beispiel: mehrere Stellen am Großen Plöner See
Staubförmige Einträge von Nähr- und Trübstoffen durch Winderosion aus angrenzenden Flächen	Kiesabbau, Ackerflächen ohne Windschutzstreifen große Baustellen insbesondere mit Abbruch alter Bausubstanz. Die Auswirkungen sind auch in Entfernungen von über 100 m bemerkbar. In der Regel werden die Naturschutzbehörden nicht eingeschaltet, weil kein Problembewusstsein vorliegt.



Maßnahmen und Nutzungen der Seeufer und im Einzugsgebiet (Teil 2)

Nutzungen, Maßnahmen	Anmerkungen
unsachgemäße Führung von Wanderwegen Schaffung neuer Wanderwege	Insbesondere in Siedlungsnähe sind Gesamtkonzepte zur Lenkung der Besucher (samt Hunde) notwendig. Seenahe Rundwanderwege, die eine Umrundung eines Sees in wenigen Stunden ermöglichen, stellen in Schleswig-Holstein eine Seltenheit dar. Sie sind deshalb äußerst beliebt und steigern den Nutzungsdruck auf den See (Beispiel: Bordesholmer See). An sensiblen Gewässern ist es deshalb angebracht, die Seezugänge als Stichwege zum Ufer und ohne Rundwanderweg zu gestalten. Der See bleibt für Interessierte zugänglich und ist für die Mehrheit der Erholungssuchenden nicht attraktiv.
Einleitung von belastetem Oberflächenwasser aus Regenrückhaltebecken	Oberflächenabfluss aus versiegelten Flächen (Straßen, Wohngebieten, Gewerbegebiete)
Einleitung aus Klärwerken	Bei Störfällen ist eine extreme Belastung möglich. Auch die Restbelastung im Normalbetrieb kann für einen schwach eutrophen See zu viel sein.
Einleitung aus Fischteichen über Zuflüsse	Einleitung ohne Vorklärung als absolutes Tabu, wenn für Gewässer als Erhaltungsziel eine Senkung der Belastung festgelegt wurde.
unausreichende Pufferzonen an Zuflüssen	hohe Nährstoff- und Schwebstofffrachten möglich
Entwässerungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Zuflüsse	Nährstoffeinträge Ein verändertes Fließverhalten kann eine Zunahme der Schwebfracht nach sich ziehen.
Gewässerunterhaltung, Grabenunterhaltung in der Zuflüssen	schubweise sehr hohe Nährstoff- und Schwebstofffrachten möglich
Änderungen der Wasserstände	
Wasserentnahmen (z.B. zu landwirtschaftlichen Zwecken, Zunahme der Fördermengen von Trinkwasserbrunnen)	Störungen der Röhrichte und der Ufervegetation, darunter auch Lebensräume des Anhangs I. Der prioritäre Lebensraum 7210 *kalkreiche Sümpfe mit <i>Cladium mariscus</i> und Arten des Caricion <i>davalliana</i> “ ist gegenüber Wasserstandsabsenkungen extrem empfindlich.
Unterhaltungsmaßnahmen am Seeausfluss	Gefahr der schleichenden Vertiefung Wenn der Seeausfluss über eine längere Zeit nicht unterhalten wird, ist es möglich, dass die Ufervegetation auf den Wasserstand bei nicht unterhaltenem Ausfluss eingestellt ist.
Anstaumaßnahmen (in der Regel zu Naturschutzzwecken)	Eine Erhöhung des Wasserstands kann zum Absterben eines Teils der Ufervegetation führen. Das sich im Wasser zersetzende Pflanzenmaterial kann eine zwar kurzzeitige erhebliche Zunahme der Belastung nach sich ziehen. (auch Anstaumaßnahmen im Einzugsgebiet der Zuflüsse berücksichtigen!)



Die Liste der potenziell beeinträchtigenden Maßnahmen und Nutzungen ist sicherlich nicht vollständig. Bei Kartierungen und Verträglichkeitsprüfungen muss gelegentlich festgestellt werden, dass manche beantragte Vorhaben die eigene Vorstellungskraft übersteigen. Der Antrag zur Befischung des Suhrer Sees mit Schleppnetz fällt in diese Kategorie, auch wenn er zu „wissenschaftlichen“ Zwecken zur Überprüfung des Vorkommens der vermuteten Sibirischen Groppe gestellt wurde. In diesem Fall war die Sachlage eindeutig und der Antrag wurde abgelehnt. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass in weniger klaren Fällen manche Probleme und Rückkopplungen unerkannt bleiben.

Anmerkungen zu quantifizierbaren Schwellenwerten der Belastung

Ein sicherer Nachweis für eine Beeinträchtigung lässt sich in manchen Fällen nicht im Voraus erbringen. Erst ein langfristiges Monitoring gibt darüber Aufschluss, ob eine Schädigung eingetreten ist oder nicht. Nachweisschwierigkeiten können prinzipiell im Zusammenhang mit einzelnen Wirkprozessen auftreten. Mit hoher Stetigkeit sind sie allerdings bei Kumulationseffekten zu erwarten. Kumulationseffekte in Ökosystemen verhalten sich in der Regel nicht linear. Gravierende Zustandsänderungen treten beim Überschreiten bestimmter Schwellen auf, die oft weder quantitativ zu erfassen noch im Voraus exakt prognostizierbar sind.

Zur Bewertung der Trophie eines Gewässers können Grenzwerte (z.B. von Gesamt-Phosphor, Sichttiefe, Chlorophyll a) angegeben werden. Zur Prognose einer möglicherweise zukünftigen Überschreitung dieses Grenzwertes, wenn z.B. der Bootsverkehr oder die Badenutzung an einem Gewässer intensiviert werden, stehen keine einfachen Modelle zur Verfügung. Ferner sind Grenzwerte zur Belastbarkeit von seltenen Wasserpflanzen gänzlich unerforscht. Ebenso wenig lässt sich sicher quantitativ abschätzen, wie

sich eine Abnahme oder eine Einstellung dieser Nutzungen auswirken würden.

Ein Schwerpunkt der limnologischen Forschung der letzten Jahrzehnte lag in der Entwicklung von Modellen zur Beschreibung und Prognose der Trophie von Gewässern. Dabei wurde klar, dass die Zuverlässigkeit der Aussagen sehr stark schwanken kann, dass der Datenhunger solcher Modelle sehr hoch ist und dass die Übertragbarkeit über das Gewässer hinaus, für welches das Modell entwickelt wurde, oft eingeschränkt ist. Wie die Ergebnisse der Ökosystemforschung und die wissenschaftliche Diskussion um Schwellenwerte (sog. „critical loads“) gezeigt haben, ist zu ihrer näherungsweisen Ermittlung ein Aufwand erforderlich, der in der Naturschutzpraxis nicht geleistet werden kann. Allen Forschungsbemühungen zum Trotz wird es voraussichtlich auch in Zukunft nicht möglich sein, leicht ermittelbare Schwellenwerte der Belastbarkeit von Ökosystemen zu benennen. Für die Naturschutzpraxis bedeutet dieses, dass nach wie vor nicht **mit Sicherheit** prognostiziert werden kann, ob z.B. die Röhrichte eines Gewässers, die bislang Störungen durch 100 Boote schadlos ertragen haben, auch 200 Boote verkraften würden.

Im Hinblick auf diese grundsätzliche Unsicherheit ist der Kommentar der EU-Kommission zur Formulierung des Art. 6, Abs. 3 in Bezug auf Pläne und Projekte zu beachten, die ein Gebiet beeinträchtigen *könnten*. Aus der Formulierung im Konjunktiv zieht die Kommission folgende Schlussfolgerung:



„Dem in Artikel 6 Absätze 3 und 4 vorgesehenen Verfahren liegt nicht die **Gewißheit**, sondern die **Wahrscheinlichkeit** von erheblichen Auswirkungen zugrunde, die nicht nur von Plänen und Projekten innerhalb, sondern auch von denen außerhalb eines Schutzgebiets ausgehen können.“
(EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000, S. 37)

In Abs. 2 desselben Artikels, auf den sich der eben zitierte Kommentar zwar nicht ausdrücklich bezieht, wird mit einer ähnlichen Formulierung auf die Verpflichtung zur Vermeidung von Störungen hingewiesen, die sich „im Hinblick auf die Ziele dieser Richtlinie erheblich auswirken *können*.“

Es wird deshalb davon ausgegangen, dass in Fällen, in denen sich trotz gründlicher Prüfung kein eindeutiger Nachweis erbringen lässt, dennoch eine begründbare Vermutung auf eine erhebliche Beeinträchtigung ableiten lässt, im Sinne der EU-Kommission die **Wahrscheinlichkeit** der Beeinträchtigung entscheidend ist.

Berücksichtigung von Vorbelastungen

Die von der FFH-RL auferlegte Verpflichtung, in Schutzgebieten eine Verschlechterung des Zustands der Erhaltungsziele nach FFH-RL und VSchRL zu vermeiden (Art. 6, Abs. 2 FFH-RL) gilt auch, wenn ihr aktueller Erhaltungszustand noch ungünstig ist und wenn eine Verbesserung des Erhaltungszustands anzustreben ist:

„Die aufgrund dieser Richtlinie getroffenen Maßnahmen zielen darauf ab, einen günstigen Erhaltungszustand der natürlichen Lebensräume und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten von Gemeinschaftlichem Interesse zu bewahren und wiederherzustellen.“
Art. 2, Abs. 2 FFH-Richtlinie

Dieses bedeutet, dass ein ungünstiger Erhaltungszustand und der Hinweis auf bestehende Beeinträchtigungen (z.B. durch vorhandene störende Nutzungen) nicht herangezogen werden dürfen, um – im Sinne einer Präzedenz – **zusätzliche** Beeinträchtigungen zu dulden, die eine **weitergehende Verschlechterung** des Erhaltungszustands nach sich ziehen würden.

Dieser Aspekt ist bei der Abschätzung der Verträglichkeit von Vorhaben in solchen Schutzgebieten von besonderer Bedeutung, die bereits unter vielfältigem Nutzungsdruck stehen. Folglich ist in der Bewertung von Beeinträchtigungen der Vorbelastung des Gebiets Rechnung zu tragen.



Wenn die Möglichkeit gewahrt werden soll, einen günstigen Erhaltungszustand wiederherzustellen, ist bei einer hohen Vorbelastung das Ausmaß einer noch zulässigen, zusätzlichen Beeinträchtigung bedeutend geringer als bei einer niedrigen Vorbelastung.

Nur wenige Gewässer befinden sich zurzeit in einem problemlosen Zustand. Bezogen auf die Trophie lässt sich diese Behauptung überzeugend anhand der Seebewertung belegen, die im Rahmen der Erprobung der LAWA-Richtlinie durchgeführt wurde (LANU 2000). Für viele heute eutrophen Seen wurde ein oligo- bzw. mesotropher Referenzzustand ermittelt. Selbst wenn dieser Zustand in manchen Fällen nicht mehr vollständig erreichbar ist, zeigt diese gravierende Abweichung, dass der Ist-Zustand der Seen eindeutig verbesserungswürdig ist. Diese Feststellung gilt auch für eutrophe Gewässer der Stufe e2 mit einem e1-Referenzzustand.



Bei der Bewertung der Erheblichkeit von geplanten Maßnahmen bietet sich für die Mehrheit der schleswig-holsteinischen Seen– neben der Berücksichtigung der von der EU-Kommission formulierten Wahrscheinlichkeitsklausel – unter Würdigung vorhandener Vorbelastungen folgender Argumentationsansatz an:



Auch wenn die beantragte Maßnahmen (z.B. Intensivierung einer Nutzung) nicht nachweislich eine zusätzliche Schädigung eines Sees nach sich ziehen würden, kann vor dem Hintergrund der festgestellten Verpflichtung zur Verbesserung darauf hingewiesen werden, dass die notwendige Verbesserung des Ist-Zustands nur ohne zusätzliche Belastungen erreicht werden kann.

Voraussetzung für eine für Dritte nachvollziehbare Argumentation ist allerdings eine eindeutige und präzise Formulierung des anzustrebenden Zustands des Sees. Deshalb reicht für einen eutrophen See der Verweis auf die Erhaltung des Typs 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ nicht aus. Als Erhaltung- bzw. Entwicklungsziel ist dann – wie in der vorliegenden Studie empfohlen – der artenreiche, schwach eutrophe Zustand unmissverständlich zu benennen.

In manchen Fällen kann eine noch weitergehende Senkung der Nährstoffbelastung und eine Restauration des Lebensraums 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armeleuchteralgen“ als Entwicklungsziel in Frage kommen.

3.9.2 Altwässer

Altwässer sind in der Vergangenheit in erster Linie durch Maßnahmen des Fließgewässerausbaus zerstört worden. Heutzutage ist in Norddeutschland die Begräbigung der Gewässer weitgehend abgeschlossen, sodass dieser Gefährdungsfaktor nicht mehr im Vordergrund steht.

Die verbliebenen Altwässer sind durch Verfüllung und Senkung der Wasserstände in der Aue gefährdet. Natürliche Sukzessionsvorgänge beschleunigen die Verlandung und das Verschwinden der Auen Gewässer. Da ausgebaute Flüsse und Ströme von ihrer Aue abgeschnitten sind, entstehen keine neuen Stillgewässer. Der Verlust der alternden Gewässer wird nicht mehr durch Neubildung kompensiert. Auch ohne neuen Eingriffe in die Auenlandschaft setzt sich somit der Schwund dieses Standorttyp fort. Nur umfangreiche Renaturierungen der Flusslandschaften könnten diesen Trend langfristig umkehren.

In Nordwestdeutschland ist in manchen Flussniederungen (Eider, Treene, Weser) die ursprüngliche Vegetation der Auengewässer in extensiv unterhaltenen Grünlandgräben erhalten. Wenn verlandete oder trockengelegte Auengewässer restauriert werden, können diese Pflanzenbestände als Wiederbesiedlungszellen fungieren.

Die Vegetation der naturnahen Gräben wird durch eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung gefährdet, die häufig mit einer Verfüllung der Gräben und ihrem Ersatz durch unterirdische Drainage einhergeht. Auf der anderen Seite wird die Makrophytenvegetation ebenso akut durch die Aufgabe der Grabenpflege bedroht, die durch Röhrichtausbreitung Verlandung zum Verlust der aquatischen Standorte führt (KifL 2000, Band C: Gräben).



3.10 Lebensraum 3150 „Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in Schleswig-Holstein

3.10.1 Übersicht über Standorttypen

Der Lebensraum kommt in Schleswig-Holstein in zwei Ausprägungen vor:

- eutrophe Seen und Flachseen
- Auengewässer und Ersatzlebensräume

eutrophe Seen und Flachseen

Aus geologischen Gründen kommen Seen in Schleswig-Holstein überwiegend in der Jungmoränenlandschaft des Östlichen Hügellands vor. Die Mehrheit der ca. 400 Stillgewässer Schlesiens sind eutrophe Seen.

Der Typ wird durch Seen unterschiedlicher Morphologie und Ausdehnung vertreten. Die Bandbreite der Ausprägungen reicht vom 1.524 ha großen und 71,5 m tiefen Schaalsee bis 3,9 ha großen und 2 m tiefen Kleinen Madebrökensee bei Plön.

Aus hydrologischer Sicht bestehen große Unterschiede zwischen Seen, die von einem durchfließenden Fluss geprägt werden (z.B. Barkauer See im Oberlauf der Schwartau) und Seen, keine Zuflüsse besitzen (z.B. Kolksee bei Kasseedorf). Auch die Größe der Einzugsgebiete kann erheblich variieren.

In Abhängigkeit von ihren hydromorphologischen Eigenschaften und den Belastungsquellen kommen schwach eutrophe bis polytrophe Seen vor. Die ungeschichteten Flachseen sind in der Regel stärker belastet als die geschichteten tieferen Seen.

Auengewässer und Ersatzlebensräume

Aufgrund der geringen Ausmaße der schleswig-holsteinischen Fließgewässer sind natürliche Altarme nicht mehr vorhanden. Solche Altarme, die nur so breit und so tief sein können wie das Fließgewässer selbst, sind längst der Verfüllung und der Verlandung zum Opfer gefallen. Vereinzelt sind noch ehemalige Flussabschnitte erhalten, die bei Laufkorrekturen abgeschnürt wurden. Darüber hinaus finden sich in den Auen einiger Fließgewässer künstliche Stillgewässer (z.T. Viehtränken, Fischteiche, Zierteiche), die keinen Kontakt mit dem Fließgewässer haben und zwar „Gewässer in der Aue“, jedoch keine Auengewässer im eigentlichen Sinne sind.

Größere Auengewässer kamen in der Vergangenheit schwerpunktmäßig in den großen Flussniederungen von Eider, Treene und Sorge vor. Diese Gewässer wie der Börmer See, der Meggersee und der Norderstapler See (Dacksee) sind heute seit langem trockengelegt und werden als Grünland genutzt. Diese landschaftstypische Ausprägung des Lebensraums ist vollständig verschwunden.

Abgrenzung zum Typ Strandsee

Entlang der Ostseeküste sind einige Flachseen ausgebildet, die durch die Abschnürung von Buchten durch Strandwälle entstanden sind. Wenn ein Austausch mit der Ostsee z.B. bei Sturmfluten stattfinden, gehören Strandseen zum prioritären Lebensraumtyp *1150 „Lagunen des Küstenraumes (Strandseen)“.



Gewässer mit brackigem Wasser lassen sich leicht anhand ihrer Makrophyten von Seen des Typs 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ abgrenzen. Charakteristisch ist das Auftreten der Strand-Salpe (*Ruppia cirrhosa*) und des Zarten Hornblatts (*Ceratophyllum submersum*). Zu diesem Typ gehört z.B. der Schwansener See (Kreis Rendsburg-Eckernförde). Durch das natürliche Wachstum der Strandwälle, aber in erster Linie durch anthropogene Überformung, wird der Wasseraustausch mit der Ostsee unterbrochen und die Strandseen süßen vollständig aus. Ihre submersive Vegetation setzt sich dann ausschließlich aus Arten zusammen, die auch in binnenländischen Gewässern vorkommen (z.B. Kamm-Laichkraut, *Potamogeton pectinatus*).

Alle schleswig-holsteinischen ehemalige Strandseen sind stark belastet. Es ist kein Standort bekannt, an dem eine gut entwickelte Vegetation des „Magnopotamion“ oder des Hydrocharicion vorkommt. Die ehemaligen Strandseen erfüllen zurzeit weder aus der Sicht der Vegetation noch aus der Sicht der Belastung die Kriterien zur Zuordnung zum Lebensraumtyp 3150. Wenn eine Renaturierung unternommen wird, sollte sie das Ziel haben, den früheren Strandseecharakter zu restaurieren und die Gewässer wieder zum prioritären Lebensraum *1150 „Lagunen des Küstenraumes“ zu entwickeln.

Eine Zuordnung von ausgesüßten Strandseen zum Typ „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ ist deshalb nicht sinnvoll.

Übersicht über gemeldete Standorte des Lebensraums in Schleswig-Holstein

Im Zuge der ersten und der zweiten Melde-tranche sind folgende Gewässer als Vertreter des Typs 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ vom Land Schleswig-Holstein gemeldet worden.

In der folgenden Tabelle sind die bislang gemeldeten NATURA 2000-Gebiete zusammengestellt worden, in denen laut Standard-Datenbogen der Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ vorkommt.



Tab. 7: gemeldete Vertreter des Typs 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in Schleswig-Holstein (Teil 1)

Melde-Nummer	Gebietsname	Anmerkungen	Fläche *
1322-302	Treene und Bollingstedter Au	Winderatter See: Der See ist hypertroph und weist keine submerse Vegetation auf (VOSS 2002, mündl. Mitt.).	50 ha
1423-303	Idstedtwege / Langsee	Der See weist keine submerse Vegetation auf (STUHR 2001) und ist wahrscheinlich polytroph. Es wurde nur eine Teilfläche des Sees gemeldet.	42 ha
1725-301	NSG Ahrensee und nordöstlicher Westensee	Ahrensee (65,50 ha): als Armelechteralgen-See (Typ 3140) gemeldet, jedoch nicht dem Typ zugehörig; eutroph 1 und max. Eindringtiefe der Makrophyten ca. 3 m. Submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vorhanden (SCHÜTZ et al. 1993) Westensee: eutroph 2, mit Gebiet 1725-302: 766,80 ha Submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vorhanden (SCHÜTZ et al. 1993)	320 ha
1725-302	Westensee und Bossee	Westteil des Westensees: eutroph 2 (mit Gebiet 1725-301: 766,80 ha, davon Bossee 45,34 ha) submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vorhanden (SCHÜTZ et al. 1993)	445 ha
1727-302	NSG Halbinseln und Buchten im Lanker See	Trophie: polytroph 1 Submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vorhanden (KifL 2002) Es wurde nur eine Teilfläche des Sees gemeldet.	70 ha
1729-301	NSG Dannauer See und Umgebung	Daten zur submersen Vegetation liegen nicht vor. Trophie (geschätzt): polytroph	18 ha
1827-302	Kronsee, Fuhlensee	Ausreichende Daten zur submersen Vegetation liegen nicht vor. Trophie: stark eutroph bis polytroph Seeflächen: Kronsee 30,54 ha, Fuhlensee 23,42 ha. Die für den Lebensraum angegebene Fläche ist nicht nachvollziehbar.	107 ha
1828-301	Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung	Gebietsteil Dieksee (385,78 ha) Trophie (geschätzt): eutroph 2 submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vorhanden (KifL 2002)	395 ha
1829-301	Keller- und Ukleiseegebiet	Trophie: schwach eutroph (Ukleisee, 39,90 ha), eutroph (Kellersee 559,78 ha) submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vorhanden (STUHR 2002)	635 ha
2230-301	NSG Mechower Seeufer	Daten zur submersen Vegetation liegen nicht vor. Trophie: ? Es wurde nur eine Teilfläche des Sees gemeldet.	6 ha
2231-301	NSG Culpiner See	Daten zur submersen Vegetation liegen nicht vor. Trophie: hypertroph Fläche: 18,61 ha	22 ha
2231-302	NSG Lankower Seeufer, Grammsee und Umgebung	Grammsee: eutroph 2 (19,53 ha) Es wurde nur eine Teilfläche des Lankower Sees gemeldet. Ausreichende Daten zur submersen Vegetation liegen nicht vor.	30 ha

*: Flächenangabe für den Lebensraum 3150 im Standard-Datenbogen des Gebiets



Tab. 7: gemeldete Vertreter des Typs 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in Schleswig-Holstein (Teil 2)

Melde-Nummer	Gebietsname	Anmerkungen	Fläche *
2330-303	Salemer Moor	„See beim Salemer Moor“ (6,93 ha) Daten zur submersen Vegetation liegen nicht vor.	8 ha
2331-301	NSG Goldenseeufer und Umgebung	Daten zur Vegetation liegen nicht vor. Trophie? Es wurde nur eine Teilfläche des Sees gemeldet.	5 ha
2430-301	NSG Hellbachtal mit Lottsee, Krebssee und Schwarzsee	Es ist unklar, welches Gewässer dem Lebensraum 3150 zugeordnet wurde, da die Eigenschaften der Seen des Schutzgebiets dem Lebensraum nicht entsprechen. Auch die Flächen der einzelnen Gewässer decken sich nicht der im Standard-Datenbogen angegebenen Fläche des Lebensraums: Lottsee (2,5 ha), Schwarzsee (2,8 ha) Krebssee (10,64 ha)	8 ha

*: Flächenangabe für den Lebensraum 3150 im Standard-Datenbogen des Gebiets

Der gesamte Schaalsee (NATURA 2000-Gebiet DE 2331-302 „NSG Schaalsee mit Niendorfer Binnensee, Priestersee etc u. Umgebung“) ist als Armelechteralgen-See (Lebensraumtyp 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“) gemeldet worden. Aus vegetationskundlicher Sicht trifft es nur für die Teilfläche Schaalsee i.e.S zu. Im Niendorfer Binnensee (157 ha), im Priestersee (14 ha) und im Küchensee (84 ha) kommt kein Tiefengürtel aus Armelechteralgen, jedoch eine typische submerse Vegetation des „Magnopotamion“ vor (GRUBE 1991). Von der dem Lebensraum 3140 zugeordneten Fläche gehören ca. ca. 255 ha zum Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“. Der Schaalsee ist mäßig eutroph (Stufe e1, LANU 2000).

Darüber hinaus sind einige Teiche als Vertreter des Lebensraums 3150 gemeldet worden. Da diese Flachgewässer bedeutende Wasservogelbestände beherbergen, sind sie auch als Vogelschutzgebiete gemeldet worden.

Aufgrund der Guantrophierung ist eine Erhaltung der Vegetation des Lebensraums „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ nur beim regelmäßigen Ablassen der Teiche möglich (vgl. GARNIEL 1993), was sich für einige Tiergruppen des Lebensraums (z.B. Fische) sehr negativ auswirken kann. Um erhebliche Zielkonflikte zu vermeiden, wird empfohlen, den Lebensraum 3150 für die gemeldete Vogelschutzteiche als nicht-signifikant einzustufen. Davon betroffen sind folgende Gebiete:

1728-304	NSG Rixdorfer Teiche und Umgebung
1728-305	NSG Vogelfreistätte Lebrader Teich
1827-303	NSG Kührener Teich und Umgebung

Wenn man die Vogelschutzteiche und die polytrophen Gewässer abzieht, in denen keine submerse Vegetation vorkommt, wird deutlich, dass der Lebensraum „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in der Gebietskulisse Schleswig-Holstein bislang schwach vertreten ist.



Der Lebensraum wird zwar relativ häufig benannt, er ist jedoch nicht der ausschlaggebende Schutzgrund für die Meldung (z.B. NATURA 2000-Gebiete „Salemer Moor“ mit 8 ha, NSG „Goldenseeufer und Umgebung“ mit 5 ha). Insbesondere die schwach bis mäßig eutrophen Seen (Trophiestufe e1 nach LAWA 1999), in denen der Lebensraumtyp im besten Erhaltungszustand ausgebildet sein kann, sind in der Gebietskulisse deutlich unterrepräsentiert. Hierzu gehören Seen mit bedeutsamen Makrophytenvorkommen wie der Große Plöner See, der Wittensee oder der Große Benzer See.

Folgende, nicht gemeldete Seen gehören zu den geeignetsten Vertretern des Lebensraums „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in Schleswig-Holstein. Neben diesen 6 Gewässern, die aus vegetationskundlicher Sicht zwingend gemeldet werden müssten, sind weitere Seen mit reichhaltiger Makrophytenvegetation für eine Meldung geeignet.

Für den Schutz und die Entwicklung von aquatischen Lebensräumen spielt die Lage im Gewässerverbund eine zentrale Rolle. Viele Seen Schleswig-Holsteins gehören zu Seenketten. Ihr Zustand und ihr Entwicklungspotenzial sind in starkem Maße von Zustand der anderen Gewässern im Oberlauf abhängig. Solche funktionale Zusammenhänge sind ebenfalls bei der Auswahl von Natura 2000-Gebieten entscheidend. Ferner ist zu berücksichtigen, dass einige Gewässer aufgrund ihrer Verbundeigenschaften für andere Organismengruppen (z.B. Fische) eine sehr hohe Bedeutung besitzen. Bei der folgenden Aufzählung handelt es sich deshalb nicht um eine abschließende Vorschlagsliste.

- Großer Segeberger See
(Seeprogramm LANU 1995)
- Großer Benzer See
(Seekurzprogramm, LANU 1996)
- Grebiner See
(Seekurzprogramm LANU 1997)
- Stocksee
(Seekurzprogramm LANU 1997)
- Großer Plöner See
(Seeprogramm LANU 2001a)
- Wittensee
(Seekurzprogramm LANU 2001b)

3.10.2 Regionale Ausprägung der eutrophen Seen

Die umfassendste Monographie zur Vegetation der Seen Schleswig-Holsteins ist die Dissertation von SAUER 1937, der schwerpunktmäßig die Seen der Plöner Region, jedoch mit Hinweisen auf die Vegetation weiterer Seen Schleswig-Holsteins, beschrieben hat.

SONDER 1893 hat in erster Linie die Armleuchteralgen-Flora bearbeitet. Aus seinen Angaben zu den Begleitarten der Characeen lassen sich indirekte Hinweise auf die damalige Zusammenstellung der Laichkrautgesellschaften gewinnen. Auch ältere lokale Florenwerke liefern Informationen über das Vorkommen von bemerkenswerten Arten. Darüber hinaus liegen wenige Diplomarbeiten und Darstellungen der Vegetation einzelner Gewässer vor. Die Mehrzahl der rezenten Untersuchungen wurden im Rahmen des Seekurzprogramms und des Seeprogramms des Landes durchgeführt.



Die Auswertung der verfügbaren historischen Daten (z.B. alte Florenwerke) zeigt deutlich, dass die submerse Vegetation der damals schwach eutrophen bis eutrophen Gewässer einen starken Rückgang erfahren hat.

Dieses macht sich sowohl am Arteninventar als auch an der Eindringtiefe und an der Dichte der Pflanzenbestände bemerkbar.

Für die schleswig-holsteinischen Seen stellt SAUER 1937 eine vierteilige Typologie aus vegetationskundlicher Sicht auf:

1. Dy-Seen	2. <i>Potamogeton</i> -Seen
3. <i>Lobelia</i> -Seen	4. <i>Chara</i> -Seen

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass die charakteristische Vegetation des Lebensraums „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ dem Typ „*Potamogeton*-Seen“ entspricht.

Da die Begriffe Trophie und Nährstoffbelastung in älteren Arbeiten anders verwendet wurden, ist im Einzelnen unklar, ob einige Vegetationsausprägungen einem mesotrophen oder eutrophen Zustand zuzuordnen sind.

Da das Östliche Hügelland seit langem dicht besiedelt und landwirtschaftlich genutzt wurde, lässt sich die idealtypische Ausprägung des Lebensraums „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ nicht mehr genau ermitteln. Der von SAUER in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts beschriebene Zustand ist mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht identisch mit dem gänzlich unbeeinflussten Zustand, der für Referenzgewässer nach WRRL verlangt wird.

3.10.2.1 Typische Zonierung unter naturnahen Verhältnissen

Auf der Grundlage der für Schleswig-Holstein verfügbaren Daten und Literatur sowie eigener Geländeerfahrungen wurde die für eutrophe Seen Schleswig-Holsteins typische Artengemeinschaft und Zonierung rekonstruiert. Die Ergebnisse dieser Auswertung werden in Tab. 8 (S. 95ff.) vorgestellt.



Als „naturnah“ und „typisch“ wird die **Ausprägung der schwach eutrophen Seen** angenommen.

Dieses ist aus folgenden Gründen zu rechtfertigen:

- Für viele Gewässer, die einen oligo- bis mesotrophen Referenzzustand besitzen, stellt die Wiederherstellung der Lebensgemeinschaft der schwach eutrophen Bedingungen ein erstes, realistisches Entwicklungsziel dar.
- Nur wenige Gewässer besitzen nach dem Bewertungsverfahren von LAWA 1999 einen stark eutrophen Referenzzustand. Für die Mehrheit der von Natur aus eutrophen Seen dürfte als Leitzönose die Ausprägung der schwach eutrophen Bedingungen gelten.
- Die Leitzönose der wenigen von Natur aus stark eutrophen Flachseen ist identisch mit Degradationsstadien des schwach eutrophen Zustands, die im Kap. 3.10.2.2 (Stufen des Erhaltungszustands) vorgestellt werden.



Erläuterungen zu Tab. 8

Exposition

In eutrophen Seen verursacht die Exposition eine deutliche Differenzierung der submersen Vegetation. Aufgrund der Produktivität der Gewässer entstehen sehr nährstoffreiche submersen Böden, die bei entsprechender Litolandmorphologie die Entwicklung von dichten und breiten Röhrichten ermöglicht. Eine makrophytische Besiedlung der Flachwasserzone ist deshalb nur an Störstellen und an windexponierten Ufern von großen Seen möglich. In geschützten Buchten sammeln sich mächtige Sapropelböden an, die von See- und Teichrosen bewachsen werden. Es werden deshalb zwei charakteristische Aspekte der Zonierung vorgestellt.

Tiefenstufen

Es werden 3 Tiefenstufen unterschieden (vgl. Kap. 3.4.3: Zonierung):

- Flachwasserzone bis 1 m
- mittlere Stufe von 1 bis 3 m
- Stufe 3 m bis Untergrenze der Makrophytenbesiedlung

Die Tiefenangaben richten sich nach dem mittleren Wasserstand des Sees. Die Einteilung der Tiefenstufen ist deshalb als Orientierung und nicht als absolute Skala anzusehen.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Ausprägung der Vegetation durch eine Vielzahl anderer Faktoren wie die Uferbeschattung und die Morphologie des Unterwasserhangs beeinflusst wird. In den meisten Gewässern ist deshalb die vollständige Zonierung selten entlang eines einzigen Transektes ausgebildet. So kann an einem beschatteten, steil abfallenden Uferabschnitt der charakteristische Aspekt der Flachwasserzone fehlen, während

auf einer Verebnungsfläche um 2 m Tiefe optimale Bedingungen zur Entwicklung der Vegetation der mittleren Tiefenzone vorhanden sind. An anderen Uferabschnitten sind dagegen ausgedehnte Flachwasserzonen ausgebildet, die anschließend steil unter 10 m abfallen.

Die Seegrundmorphologie der Gewässer der Jungmoränenlandschaft ist häufig sehr bewegt, da die Seen ihre Entstehung großen Toteisblöcken verdanken. Dieses gilt insbesondere für die Vertreter des Lebensraums in Schleswig-Holstein, deren Umfeld überwiegend durch Endmoränengebiete geprägt sind. Diese Bereiche der Jungmoränenlandschaft sind sowohl über als auch unter dem Seespiegel durch eine ausgeprägte Toteisdynamik gekennzeichnet. Große Zungenbeckenseen mit gleichmäßiger Unterwassermorphologie wie der Selenter See stellen in Schleswig-Holstein Ausnahmen dar.



Das idealtypische Vegetationsprofil setzt sich häufig aus Versatzstücken von Profilen aus mehreren Uferabschnitten zusammen.

Pflanzenarten

Das gesamte aufgelistete Arteninventar ist in einem konkreten Gewässer so gut wie nie vorhanden.

Die angegebenen Arten werden in 3 Hauptkategorien eingeteilt:

- **kennzeichnende Arten**

Die kennzeichnenden Arten besitzen einen hohen diagnostischen Wert und können zur Abgrenzung des Lebensraumtyps herangezogen werden.



Die genannten Arten sind für den angegebenen Tiefenbereich charakteristisch, jedoch nicht zwangsläufig dominant.

- **Arten ohne diagnostischen Wert**

Diese Arten treten sehr häufig im angegebenen Tiefenbereich und nicht selten dominant auf. Es handelt sich um „Allerweltsarten“, die in einer Vielzahl von verschiedenen Gewässertypen vorkommen und deshalb keinen diagnostischen Wert für die Abgrenzung des Lebensraumtyps besitzen.

- **qualitätsbestimmende Arten**

Die Rote Liste der höheren Pflanzen Schleswig-Holstein stammt aus dem Jahr 1990 und basiert insbesondere für Makrophyten auf z.T. veralteten Verbreitungsangaben. Wie Untersuchungen aus den letzten Jahren gezeigt haben, sind manche Arten wie das Stachelspitzige Laichkraut (*Potamogeton friesii* **RL 2**), obwohl es als stark gefährdet angegeben wird, in eutrophen Seen sehr häufig. Andere Arten wie der Tannenwedel (*Hippuris vulgaris* **RL 3**) kommen in Seen nur vereinzelt, jedoch in anderen Lebensräumen wie Fließgewässern häufiger vor.

Die Bedeutung einer Art für den Erhaltungszustand des Lebensraums lässt sich deshalb nicht unmittelbar aus ihrem Status in der regionalen Roten Liste ableiten. Um eine Charakterisierung zu ermöglichen, die die Verhältnisse in eutrophen Seen adäquat wiedergibt, wurde eine Liste von qualitätsbestimmenden Arten zusammengestellt. Diese Arten werden zur Abgrenzung der verschiedenen Stufen des Erhaltungszustands herangezogen (vgl. Kap. 3.10.2.2).

relativ häufige Begleitarten

Die angegebenen Begleitarten vermitteln einen Überblick über die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften. Sie können in unterschiedlichen Mengen- und Dominanzverhältnissen auftreten.

Es ist zu beachten, dass die Einstufung „relativ häufig“ sich auf die als Leitzönose angenommene schwach eutrophe Ausprägung des Lebensraums bezieht. Arten wie das Faden-Laichkraut (*Potamogeton filiformis*) und das Grasblättrige Laichkraut (*Potamogeton gramineus*) sind keineswegs in allen eutrophen Seen häufig.

seltene Begleitarten

Die angegebenen Arten treten in Schleswig-Holstein im Lebensraum „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ nur selten auf. Ihr Vorkommen deutet auf eine hohe Artenvielfalt und eine besondere Bedeutung für den Artenschutz hin.

In schwach eutrophen Seen können sehr selten auch charakteristische Arten der oligo- und mesotrophen Seen vorkommen (z.B. Großes Nixkraut, *Najas marina*). Da dieses äußerst selten der Fall ist, werden diese Arten nicht namentlich in Tab. 8 aufgelistet.

Tab.8: naturnahe Zonierung der submersen Vegetation in schwach eutrophen Seen Schleswig-Holsteins

Teil 1: Ausprägung der windexponierten Ufer

Tiefenstufe	kennzeichnende Arten	Arten ohne diagnostischen Wert	qualitätsbestimmende Arten	
			relativ häufige Begleitarten	seltene Begleitarten
0 – 1 m	<i>Zannichellia palustris</i> <i>Chara vulgaris</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Schoenoplectus lacustris f. natans</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Potamogeton pusillus</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Chara globularis</i> <i>Chara delicatula</i>	<i>Potamogeton gramineus</i> <i>Potamogeton filiformis</i> <i>Chara aspera</i> <i>Eleocharis acicularis</i> <i>Tolypella glomerata</i>	äußerst selten Arten der oligo- bis mesotrophen Gewässer
1 – 3 m	<i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Potamogeton friesii</i>	<i>Zannichellia palustris</i> <i>Potamogeton pusillus</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Elodea canadensis</i> <i>Elodea nutallii</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Chara globularis</i>	<i>Chara contraria</i> <i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Callitriche hermaphroditica</i> <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Hippuris vulgaris</i>	<i>Potamogeton acutifolius</i> <i>Potamogeton x angustifolius</i> <i>Potamogeton x nitens</i> <i>Potamogeton x salicifolius</i> <i>Potamogeton praelongus</i> <i>Potamogeton alpinus</i> <i>Potamogeton trichoides</i> <i>Utricularia vulgaris</i>
3 m bis Untergrenze (4 - 6 m)	<i>Potamogeton friesii</i> <i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Potamogeton pusillus</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Elodea canadensis</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Hippuris vulgaris</i>	

Tab.8: naturnahe Zonierung der submersen Vegetation in schwach eutrophen Seen Schleswig-Holsteins

Teil 2: Ausprägung der windgeschützten Ufer

Tiefenstufe	kennzeichnende Arten	Arten ohne diagnostischen Wert	qualitätsbestimmende Arten	
			relativ häufige Begleitarten	seltene Begleitarten
0 – 1 m	Röhrichte <i>Nymphaea alba</i> <i>Nuphar lutea</i>	<i>Lemna minor</i> <i>Spirodela polyrhiza</i> <i>Lemna trisulca</i> <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Persicaria amphibia</i>	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	<i>Stratiotes aloides</i> <i>Myriophyllum verticillatum</i> <i>Nitella flexilis</i> <i>Alisma gramineum</i>
1 – 3 m	Röhrichte <i>Nuphar lutea</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Potamogeton friesii</i>	<i>Potamogeton pusillus</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Ranunculus aquatilis</i> agg. <i>Elodea canadensis</i> <i>Elodea nutallii</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Chara globularis</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Hippuris vulgaris</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i> <i>Utricularia vulgaris</i>
3 m bis Untergrenze (4 - 6 m)	<i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Potamogeton friesii</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Potamogeton pusillus</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Elodea canadensis</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Hippuris vulgaris</i>	



3.10.2.2 Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur in Schleswig-Holstein

Wie im Teil I der Studie erläutert (vgl. Teil I, Kap. 4.2), beruht die Einschätzung des Erhaltungszustands von Arten und Lebensräumen nach dem Bewertungssystem des Standard-Datenbogens auf der Kombination mehrerer Kriterien. Nur das Kriterium „Erhaltungsgrad der Struktur“ lässt sich allgemein gültig, unabhängig von einem konkreten Gewässer formulieren. Die übrigen Kriterien „Erhaltungsgrad der Funktionen“ und „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ werden anhand einer individuellen Bewertung der Situation des Gewässers bewertet.



Die folgenden Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf das Kriterium „Erhaltungsgrad der Struktur“.

Abgrenzung eines regionalen Referenzzustands für Lebensräume des Anhangs I

Im Unterschied zum Lebensraum 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ ist davon auszugehen, dass das gesamte Spektrum der Ausprägungen des Lebensraums 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ ausgebildet ist. Die Problematik einer regionalen Bewertungsskala, die in angrenzenden Gebiete nicht anwendbar wäre (vgl. Kap. 2.8.2.2), stellt sich für eutrophe Seen nicht. Leichte Abweichungen des Arteninventars sind möglich, jedoch nicht von grundsätzlicher Relevanz. Eine anhand der Verhältnisse in Schleswig-Holstein entwickelte Skala dürfte deshalb auch auf die eutrophen Seen Mecklenburg-Vorpommern übertragbar sein.

Da die Ostgrenze Schleswig-Holsteins von Seen (Ratzeburger See, Mechower See, Lankower See, Grammsee, Culpiner See, Goldensee, Schaalsee) gesäumt wird, ist diese Frage von großer praktischer Bedeutung.

Geeignete Kriterien

Der Lebensraum „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ wird anhand der Trophie des Gewässers und seiner charakteristischen Vegetation definiert (vgl. Definition des *Interpretation Manual*, S. 51). Es ist deshalb naheliegend, diese Kriterien zur Bewertung des Erhaltungsgrads der Struktur heranzuziehen.

- **maximale Eindringtiefe der Makrophyten**

Die Vegetation der eutrophen Seen zeigt in der Regel gute Korrelationen mit dem Belastungszustand der Gewässer. Die maximale Eindringtiefe der Makrophyten ist dieser Hinsicht ein sehr aussagekräftiges Kriterium. In manchen Seen drängt sich die submerse Vegetation in den beiden oberen Metern des Profils (z.B. Lanker See bei Preetz, KifL 2002), während in anderen einzelne Pflanzen bis in 6 m Tiefe vordringen (z.B. Großer Plöner See KifL 1997, Behler See (STUHR 2002, mündl. Mitt.).

- **Artenzahlen**

Zwischen Artenzahlen und Belastungszustand besteht keine zwangsläufige Korrelation. So können manche stark belastete Seen sehr artenreich sein: Im Sommer 2002 wurden im Lanker See 27 Makrophyten (darunter 8 Armleuchteralgen) gefunden. Die maximale Eindringtiefe der Makrophyten betrug allerdings nur 2,8 m.



Im Ratzeburger See, in dem einzelne Pflanzen bis 5,2 m Tiefe vordringen, wurde eine geringere Artenzahl von 23 Makrophyten (darunter 3 Armleuchteralgen) festgestellt (KifL 2000). Zur Auswertung von Artenzahlen muss deshalb die Eindringtiefe der Makrophyten berücksichtigt werden.

Das Arteninventar liefert jedoch wertvolle Hinweise über das Entwicklungspotenzial des Sees und seine Wiederherstellungsmöglichkeiten. Wenn im Lanker See eine Verbesserung der Wasserqualität erreicht wird, ist eine spontane Regeneration der Vegetation durch die Wiederausbreitung der im See vorkommenden Arten in die tieferen Zonen wahrscheinlich. Anders sieht es für Seen aus, die zwar aktuell vergleichbar belastet sind, aber kaum noch Arten aufweisen, die sich in Zukunft wiederausbreiten könnten. Auch vor diesem Hintergrund ist die Meldung von polytrophen und weitgehend vegetationsfreien Seen als NATURA 2000-Gebiete wenig sinnvoll. Wenn stark belastete Gewässer gemeldet werden, sollten mindestens realistische Wiederherstellungsmöglichkeiten gegeben sein.

- **Ufer- und Kontaktvegetation**

FARTMANN et al. 2001 gehen unter dem Punkt Bewertungskriterien (ebd. S. 486) auf die Ufer- und Kontaktvegetation ausführlich ein und betonen die Bedeutung einer „vollständigen Verlandungszonation“.

Diese Einschätzung deckt sich nur partiell mit den eigenen Erfahrungen. Wie im Zusammenhang mit dem Lebensraum „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ dargestellt wurde, ist die Ausbildung der Ufervegetation nicht immer entscheidend für den Erhaltungszustand der submersen Vegetation (vgl. Kap. 2.8.2.2.).

Auch für eutrophe Seen lassen sich Beispiele für Seen mit stark verarmter submerser Vegetation und überwiegend naturnaher Kontaktvegetation nennen (z.B. Großer Kuchensee bei Ratzeburg, vgl. KifL 2000). In solchen Fällen kann sich die Belastung z.B. aus Zuflüssen ergeben. Die Ausbildung der Kontaktvegetation stellt somit kein zuverlässiges Merkmal zur Kennzeichnung des Erhaltungsgrads des Gewässerlebensraums dar.

Obwohl Röhrichte in der Definition des *Interpretation Manual* nicht ausdrücklich genannt werden, erscheint es sinnvoll, die im Wasser wachsenden Röhrichte als Strukturelement des Lebensraums „eutrophe Seen“ einzustufen (vgl. SSYMANK et al. 1998, FARTMANN et al. 2001). Eine Berücksichtigung der Röhrichte bei der Bewertung des Erhaltungszustands des Lebensraums ist jedoch aus folgenden Gründen problematisch:

- a) Aufgrund der Litoralmorphologie und der Windexposition würden Röhrichte an manchen Seeufnern auch unter naturnahen Bedingungen nicht wachsen. Vor dem Hintergrund des in manchen Regionen schon Jahrzehnte zurückliegenden Schilfrückgangs ist es im Einzelfall äußerst schwierig nachzuweisen, welche Uferabschnitte potenziell mit Röhrichten von welcher Breite bewachsen wären. Dieses gelingt nur, wenn historische Photographien oder Zeichnungen vorliegen. Da in der Vergangenheit die Beweidung der Ufer weit verbreiteter war als heute, liefern auch solche Zeugnisse häufig keine brauchbaren Hinweise. Die Einschätzung darüber, ob ein windexponierter Uferabschnitt unter naturnahen Bedingungen mit einem Röhricht bewachsen wäre oder nicht, bleibt in manchen Fällen spekulativ.



Als Fazit kann festgehalten, dass eine pauschale negative Bewertung von Uferabschnitten ohne Röhrichte aus fachlichen Gründen nicht zulässig wäre.

- b) In manchen belasteten Seen ist das zur Regeneration notwendige Artenpotenzial nur noch vorhanden, weil die submerse Vegetation in die röhrichtfreie Flachwasserzone ausweichen konnte, als die zunehmend trüben tiefen und mittleren Wasserbereiche nicht mehr besiedelbar wurden (z.B. Lanker See). Solange keine merkliche Verbesserung der Sichttiefen erreicht wird, stellen deshalb Röhrichtausbreitung und Makrophytenschutz konträre Ziele dar. Es stellt sich somit die Frage, wie ein intaktes Röhricht im Verhältnis zu einer verarmten Makrophytengemeinschaft (z.B. Schmalensee bei Bornhöved, Schulensee bei Kiel) – bzw. ein beeinträchtigtes Röhricht vs. eine artenreiche Makrophytengemeinschaft – zu bewerten wären. Solche Fragen können nur anhand der konkreten Situation eines Gewässers u.a. bei der Einschätzung der Wiederherstellungsmöglichkeiten des Lebensraums beantwortet werden.
- c) Auch für andere Lebensräume wie Wälder werden zur Charakterisierung keine Randstrukturen, sondern Kernbereiche herangezogen (vgl. FARTHMAN et al. 2001, S. 599ff), obwohl intakte Waldsäume als Pufferzonen zur Qualität der Waldlebensräume entscheidend beitragen können. Es gibt keine Gründe, für aquatische Lebensräume anders zu verfahren.

Auf diesen Punkt wird an dieser Stelle ausdrücklich hingewiesen, da die Erfassung der submersen Vegetation aufwendiger ist als diejenige der Ufervegetation. Die Versuchung mag deshalb groß sein, die Abschätzung des Gewässerzustands auf den unmittelbar sichtbaren Uferbereich der Ufervegetation zu konzentrieren, was aber zu Fehleinschätzungen führen kann.



Fazit

Röhrichte und submerse Vegetation können unabhängig voneinander vorkommen und gegensätzliche Entwicklungstrends zeigen. Röhrichte stellen kein Strukturmerkmal der Makrophytengesellschaften dar. Aus vegetationskundlicher Sicht handelt es sich um zwei strukturell völlig verschiedene Habitate, die sich nicht gemeinsam bewerten lassen.

Für den aquatischen Lebensraum besitzen die Röhrichte eine **Funktion** als Pufferzone. Deshalb ist eine Berücksichtigung auf der Ebene der Merkmale „Erhaltungsgrad der Funktionen“ bzw. „Wiederherstellungsmöglichkeiten“ sinnvoll, jedoch nicht bei der Bewertung des Erhaltungsgrads der Struktur des Lebensraums.



Vorschlag zur Abgrenzung der Stufen des Erhaltungszustands der Struktur

Die vorgeschlagene Einteilung beruht auf zwei Kriterien:

- Eindringtiefe der Makrophyten
- Anzahl der qualitätsbestimmenden Arten (vgl. Tab. 8)

Bei der Abfrage der qualitätsbestimmenden Arten sind die Ausprägungen der windexponierten und windgeschützten Ufer gleichermaßen zu berücksichtigen.

Tab. 9: Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur für Seen des Lebensraums 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in Schleswig-Holstein

hervorragende Struktur		
Kriterien	ergänzende Merkmale	Beispiele
<ul style="list-style-type: none"> - Die Eindringtiefe der submersen Vegetation beträgt stellenweise über 4 m. <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Gewässer kommen mindestens 4 qualitätsbestimmende Arten vor. 	<ul style="list-style-type: none"> - schwach eutrophe Seen (unterer Bereich der Stufe e 1 nach LAWA 1999) - hohe Artenzahlen der Makrophyten: in der Regel über 20 Arten (ohne Wasserlinsen und Schwimmblattpflanzen), bei kleinen Seen z.T. weniger (Ahrensee 16 Arten) 	Großer Plöner See Ahrensee
gut erhaltene Struktur		
<ul style="list-style-type: none"> - Die Eindringtiefe der submersen Vegetation beträgt zwischen 3 und stellenweise max. 4 m <p>und</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Gewässer kommen mindestens 3 qualitätsbestimmende Arten vor. 	<ul style="list-style-type: none"> - eutrophe Seen (mittlerer und oberer Bereich der Stufe e 1 nach LAWA 1999) - mittlere Artenzahlen der Makrophyten: in der Regel um 15 Arten (ohne Wasserlinsen und Schwimmblattpflanzen) 	Grebiner See Pohlsee Stocksee
durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur		
<ul style="list-style-type: none"> - Die Eindringtiefe der submersen Vegetation beträgt weniger als 3 m <p>oder</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Gewässer kommt mindestens ein breitblättriges Laichkraut und maximal zwei qualitätsbestimmende Arten vor. 	<ul style="list-style-type: none"> - eutrophe Seen (unterer Bereich der Stufe e 2 nach LAWA 1999) - Artenzahl der Makrophyten in der Regel unter 15 Arten ohne Wasserlinsen und Schwimmblattpflanzen¹ in Einzelfällen deutlich darüber z.B. Lanker See (Kreis Plön) 22 Arten, jedoch alle oberhalb von 2,5 m 	Bistensee Dieksee Lanker See Ratzeburger See Westensee



Anmerkungen

- In eutrophen Seen mit hervorragender Struktur kommen unter 4 m keine geschlossenen Pflanzenbeständen vor. Einzelne Pflanzen werden bis in Tiefen um 6 m angetroffen. Meistens handelt es sich um beschattungstolerante Arten wie das Gemeine Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) oder das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*).

Von Armleuchteralgen-Seen des Typs 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ unterscheiden sich solche Gewässer eindeutig durch das Fehlen eines geschlossenen Characeen-Gürtels unter 4 m. An exponierten bzw. röhrichtfreien Uferabschnitten können in der Flachwasserzone Armleuchteralgen-Teppiche ausgebildet sein. Diese sind aber nicht für eine Zuordnung zum Lebensraum 3140 entscheidend.

Es handelt sich in der Regel um schwach eutrophe Seen, die ein Entwicklungspotenzial zu mesotrophen Verhältnissen besitzen. Entsprechend der Trophie-Einstufung nach LAWA 1999 befinden sie sich im unteren Bereich der Stufe e1.

- Zur Abgrenzung der Stufen „hervorragende Struktur“ und „gut erhaltene Struktur“, müssen beide Kriterien, die vorgegebene Eindringtiefe **und** die vorgegebene Anzahl der qualitätsbestimmenden Arten, gleichzeitig erfüllt sein.

Im Rahmen des Seeprogramms und des Seekurzprogramms werden Arteninventar und Eindringtiefe der submersen Vegetation erst seit wenigen Jahren zuverlässig ermittelt. Dieses hat zur Folge, dass die Angaben zur Anzahl der qualitätsbestimmenden Arten erst anhand weniger Gewässer „geeicht“ werden konnten.

Wenn eine breitere Datengrundlage zur Verfügung steht, wird zu prüfen sein, ob die vorgeschlagenen Zahlen leicht modifiziert werden sollten.

In kleinen Seen kann theoretisch der Fall eintreten, dass die Artendiversität als Folge der geringen Standortvielfalt eingeschränkt ist. Größere Seen, die eine höhere Standortdiversität aufweisen, würden im Vergleich überbewertet werden. Die gleichzeitige Berücksichtigung des Kriteriums der Eindringtiefe schränkt allerdings die Gefahr einer fehlerhaften Einstufung ein. So wird die Struktur des Lebensraums sowohl im 71 ha großen Ahrensee und als auch im 2910 ha großen Großen Plöner See als hervorragend eingestuft.

- In Seen, die eine „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“ aufweisen, muss mindestens ein breitblättriges Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus* oder *Potamogeton lucens*) vorkommen. Wenn dieses zutrifft, treten in der Regel auch weitere kennzeichnende Arten des Lebensraums auf. Wenn keine oder höchstens zwei qualitätsbestimmende Arten vorkommen, ist dieses als Hinweis auf ein verarmtes Arteninventar zu werten. Unabhängig von der Eindringtiefe der Makrophyten kann die Struktur ihrer submersen Vegetation nicht mehr als „gut erhalten“ bezeichnet werden.

Seen, in denen die Eindringtiefe weniger als 3 m beträgt, sind grundsätzlich als beeinträchtigt einzustufen. Unabhängig von ihrem Arteninventar kann die Struktur ihrer submersen Vegetation nicht mehr als „gut erhalten“ bezeichnet werden. Dieses trifft z.B. für den Lancker See bei Preetz zu, in dem im Sommer 2002 zwar 7 qualitätsbestimmende Arten (darunter 5 Armleuchteralgen), jedoch nur in den beiden ersten Tiefenmetern gefunden wurden.



Für die Zuordnung zur Stufe „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“ reicht deshalb eines der beiden genannten Kriterien aus.

- Seen, in denen nur Arten ohne diagnostischen Wert vorkommen, stellen Degradationsstadien des Lebensraumstyps dar. Ihr Zustand liegt unterhalb der Schwelle für eine „durchschnittliche oder teilweise beeinträchtigte Struktur“. Breitblättrige Laichkräuter fehlen und die Vegetation setzt sich ausschließlich aus belastungstoleranten Arten zusammen. Solche Gewässer befinden sich in einem Zustand, der nach der Bewertungsskala der WRRL als „unbefriedigend“ bzw. „schlecht“ einzustufen ist.



3.10.3 Regionale Ausprägung der Altwässer bzw. ihrer Ersatzlebensräume

Auengewässer mit Vegetation des Magnopotamion und des Hydrocharicion kamen in der Vergangenheit in den großen Flussniederungen von Eider, Treene und Sorge vor. Diese landschaftstypische Ausprägung des Lebensraums ist heute vollständig verschwunden.

Die Flora der Grabensysteme der Eider-, Treene- und Sorgeniederung unterscheidet sich bis heute deutlich von den übrigen Gräben Schleswig-Holsteins durch ihr Artenspektrum und -reichtum. Bezeichnend ist das Auftreten von typischen Arten der Fließgewässer und der Auen wie dem Dichten Fischkraut (*Groenlandia densa*), das in Schleswig-Holstein nur noch in Gräben der Flussniederungen vorkommt. Besonders artenreich sind die Gräben im Bereich der ehemaligen Flachseen wie des Börmer Sees, des Meggersees und des Norderstapler Sees (Dacksee). Es ist deshalb anzunehmen, dass diese Grabensysteme Ersatzlebensräume der Lebensgemeinschaft der Flüsse und der Auengewässer darstellen und für die regionale Erhaltung der Biodiversität im Westen Schleswig-Holsteins von hoher Bedeutung sind. (vgl. KifL 2000, Teil C).

Artenreiche Grabensysteme könnten als Ausgangspunkt einer Wiederbesiedlung der naturfernen Flüsse und von restaurierten, größere Auengewässern dienen. Diese Aufgabe kann von den naturfernen und weitgehend makrophytenfreien Fließgewässern nicht mehr übernommen werden.

Die artenreichen Grabensysteme der Eider-, Treene- und Sorgeniederung stellen aus vegetationskundlicher Sicht die meldewürdigsten Vertreter des Lebensraums 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ in der atlantischen Region Schleswig-Holsteins dar.

Der heutige Schwerpunkt des Vorkommens der Vegetation des Hydrocharicion in Schleswig-Holstein liegt in den Gräben der Marschen, die die meldewürdigsten Vertreter der Hydrocharicion-Ausprägung des Lebensraums in ganz Schleswig-Holstein darstellen.

Obwohl Gräben in den Definitionen des Lebensraums weder im *Interpretation Manual* noch im BfN-Handbuch genannt werden, ist eine Berücksichtigung der artenreichsten Gebiete in der NATURA 2000-Kulisse für Schleswig-Holstein in Erwägung zu ziehen.

Mit einer vergleichbaren Begründung wurden in Südostengland in der Marschlandschaft der Broads Grabensysteme als Gewässer des Typs „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“ gemeldet. Der Gebietsvorschlag wurde damit begründet, dass dort eine außerordentlich artenreiche Makrophytenvegetation des Magnopotamion und des Hydrocharicion ausgebildet ist und dass das Hydrocharicion ausschließlich dort in einem schützenswerten Zustand vorkommt.

(vgl. Homepage des *Joint Nature Conservation Committee*: < <http://jncc.gov.uk> >)

Im Rahmen eines Schutzkonzeptes für gefährdete Wasserpflanzen wurde die Vegetation des Magnopotamion und des Hydrocharicion in den Gräben Schleswig-Holsteins beschrieben (KifL 2000). Die Vegetation von zwei ausgewählten Modellgebieten in der Eider-Niederung (Tielener Koog, Dacksee) wurde kartiert. Froschbiss-Gräben und Krebscheren-Gräben werden im Teil C dieser Studie detailliert vorgestellt (ebd. S. 134ff.). Die folgende Liste der Makrophyten, die in den Modellgebieten Dacksee und Tielener Koog nachgewiesen wurden, vermittelt einen Eindruck über das vegetationskundliche Potenzial dieser Gebiete.

**Tab. 10:** Makrophyten in den Modellgebiete Dacksee und Tielener Koog (KifL 2000)

Stumpfkantiger Wasserstern	<i>Callitriche cophocarpa</i>	Berchtolds Laichkraut	<i>Potamogeton berchtoldii</i> (RL3)
Flachfrüchtiger Wasserstern	<i>Callitriche platycarpa</i>	Flachstengeliges Laichkraut	<i>Potamogeton compressus</i> (RL2)
Gemeines Hornblatt	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Krauses Laichkraut	<i>Potamogeton crispus</i>
Feine Armleuchteralge	<i>Chara delicatula</i>	Spiegelndes Laichkraut	<i>Potamogeton lucens</i> (RL3)
Zerbrechliche Armleuchteralge	<i>Chara globularis</i>	Schwimmendes Laichkraut	<i>Potamogeton natans</i>
Gemeine Armleuchteralge	<i>Chara vulgaris</i>	Kamm-Laichkraut	<i>Potamogeton pectinatus</i>
Kanadische Wasserpest	<i>Elodea canadensis</i>	Zwerg-Laichkraut	<i>Potamogeton pusillus</i> (RL3)
Fischkraut	<i>Groenlandia densa</i> (RL1) *	Haarblättriges Laichkraut	<i>Potamogeton trichoides</i> (RL3)
Wasserfeder	<i>Hottonia palustris</i>	Spreizender Wasserhahnenfuß	<i>Ranunculus circinatus</i>
Froschbiß	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Efeu-Wasserhahnenfuß	<i>Ranunculus hederaceus</i> (RL2)
Buckelige Wasserlinse	<i>Lemna gibba</i>	Schwimmendes Sternlebermoos	<i>Riccia fluitans</i> agg.
Kleine Wasserlinse	<i>Lemna minor</i>	Vielwurzelige Teichlinse	<i>Spirodela polyrhiza</i>
Untergetauchte Wasserlinse	<i>Lemna trisulca</i>	Krebsschere	<i>Stratiotes aloides</i> (RL3)
Quirl-Tausendblatt	<i>Myriophyllum verticillatum</i> (RL3)	Sumpf-Teichfaden	<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>palustris</i>
Gelbe Teichrose	<i>Nuphar lutea</i>		<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>pedicellata</i>
Wasser-Knöterich	<i>Persicaria amphibia</i> f. <i>nat.</i>		

*: Status nach Rote Liste Schleswig-Holstein MIERWALD & BELLER 1990

Auengewässer mit Vegetation des Lebensraums 3150 kommen zurzeit in Schleswig-Holstein nicht vor. Da nicht der Erhaltungszustand der Gräben selbst, sondern derjenige der zukünftig zu entwickelnden Auengewässer zu bewerten ist, können für diese Ausprägung des Lebensraums noch keine Vorschläge zur Abgrenzung von Stufen des Erhaltungsgrads der Struktur gemacht werden.



4 Vorschläge für Kurzbeschreibungen der Lebensraumtypen

Die Definitionen des Interpretation Manual sind in der Regel sehr allgemein formuliert, insbesondere für die Lebensräume von Gemeinschaftlichem Interesse. Wie aus dem Vorspann der EUR15 Version hervorgeht (S. 3-4) wurden bei der Erarbeitung der ersten Version des Manual EUR12 die prioritären Lebensräume vorrangig bearbeitet, während für die übrigen Lebensräume die CORINE-Biotopdefinitionen zunächst übernommen wurden:

iii) *„the CORINE Biotopes definitions for the remaining non priority habitats; these definitions should be considered ‚a minimal interpretation‘, not exclusive; some CORINE definitions do not take in account sub-types, regional varieties and/or do not cover all the geographical range of an habitat type – this fact should be recognised, thus allowing a certain flexibility in the interpretation of these Annex I habitats types.“*

In der Version EUR15 wurde die Ausweitung des Gültigkeitsbereichs der Lebensraumklassifikation auf die gesamte paläarktische

Region vollzogen.

Die CORINE-Codes wurden durch „palaeartic codes“ ersetzt und Verweise auf die nordische Vegetationsklassifikation eingebaut.

Für die zweifelsfreie Zuordnung von mitteleuropäischen Gewässern zu Lebensräumen des Anhangs I stellen die Hinweise auf skandinavische Klassifikation keine zusätzliche Hilfe dar, da aus klimatischen und arealkundlichen Gründen die dortige aquatische Vegetation große Abweichungen von den mitteleuropäischen Verhältnissen zeigen kann.

Die Aufgabe des BfN-Handbuchs zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie (SSYMANK et al. 1998) war es, Hinweise zur Bestimmung der Lebensräume des An-

hangs I unter Berücksichtigung der biogeographischen Situation Deutschlands zu geben. Von der von den Autoren des *Interpretation Manual* vorgesehene Flexibilität bei der Interpretation „*certain flexibility in the interpretation of these Annex I habitats types*“ wurde im BfN-Handbuch Gebrauch gemacht.

Mittlerweile hat sich gezeigt, dass die z.T. über die Formulierungen des *Interpretation Manual* hinausgehenden Erläuterungen und Kartierungshinweise des BfN-Handbuchs nicht immer eine zweifelsfreie Zuordnung ermöglichen. Das im April 2002 erschienene Heft 42 der Schriftenreihe „Angewandte Landschaftsökologie“ „Berichtspflichten in NATURA 2000-Gebieten – Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie“ (FARTMANN et al. 2001) enthält Charakterisierungsvorschläge für die Lebensräume des Anhangs I. Für die beiden Lebensraumtypen 3140 und 3150 weichen die neuen Abgrenzungshinweise nur geringfügig von den Definitionen des BfN-Handbuchs ab.

Vor dem Hintergrund der Informationen, die über die Lebensraumtypen 3140 und 3150 in den Kapiteln 2 und 3 zusammengetragen wurden, werden im Folgenden Definitionsvorschläge formuliert. Die folgenden Beschreibungen der Lebensräume richten sich, was Aufbau und Umfang anbelangt, nach den Definitionen des BfN-Handbuchs (SSYMANK et al. 1998).

In anderen Mitgliedstaaten der EU sind die Beschreibung der Lebensräume des Anhangs I allerdings bedeutend umfangreicher. Anschließend an den Vorschlag für eine Kurzbeschreibung der Lebensräume wird in einem Exkurs auf das französische Beispiel eingegangen.



Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3140 „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“

(Bezeichnung nach Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 305/42 Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997)

Definition

Oligo- bis mesotrophe Gewässer aller Höhenstufen mit ausgedehnten Armelechteralgenbeständen in hoher Wuchsdichte. Die vorkommenden Characeen-Arten zeigen eine enge Anpassung an basenreichen und nährstoffarmen Verhältnissen. Entscheidend für die Zuordnung zum Lebensraum ist das Vorkommen von dichten Armelechteralgenbeständen in Tiefen unter 4 m.

In der Characeen-Vegetation der Seen ist eine deutliche, mindestens dreiteilige Tiefenzonierung ausgebildet, die sich am Auftreten von diagnostischen Armelechteralgen der jeweiligen Tiefenstufe erkennen lässt. Ausnahmen bilden kleinere Gewässer, in denen aus morphologischen Gründen nur der Flachwasseraspekt ausgebildet ist.

Standorte

- Basenreiche, oligo- bis mesotrophe Seen der Jungmoränenlandschaft des norddeutschen Flachlands und des Alpenvorlands sowie kalkreiche, sommerkalte Seen des Berglandes
- Altwässer, Qualm- und Hochwassertümpel sowie Pionierstandorte (z.B. Oberrhein, Schotterplatten naturnaher Voralpenflüsse) in Flussauen mit basenreichen Gesteinen und kräftiger Hochwasserdynamik
- Abgrabungsgewässer (Mergel- und Tongruben, selten Torfstiche), die von basenreichem, nährstoffarmem Quell- bzw. Grundwasser gespeist werden

Subtypen:

- Oligotrophe Seen mit Eindringtiefe der Armelechteralgen-Bestände bis unter 10 m (prioritärer Status in Erwägung zu ziehen)
- Ausprägungen mit sehr seltenen Arten mit kleinen Arealen (*Chara strigosa*, *Lychnothamnus barbatus*) (prioritärer Status in Erwägung zu ziehen)
- Mesotrophe Seen: häufigste Ausprägung des Lebensraums
- Quellige Abgrabungsgewässer sowie Flachgewässer und Pionierstandorte der Flussauen mit basenreichen Gesteinen und kräftiger Hochwasserdynamik

Pflanzenarten

Seen der Jungmoränenlandschaft Norddeutschlands: typische Zonierung

- Flachwasser (bis ca. 1 m): *Chara aspera*, *Tolypella glomerata*
- mittlere Tiefenstufe (bis ca. 4-6 m): *Chara contraria*, *Chara aspera*, *Chara filiformis*, *Chara intermedia*, *Chara tomentosa*, *Chara hispida*, *Chara polyacantha*
- Tiefwasser (ab ca. 4-6 m): *Nitellopsis obtusa*, *Nitella flexilis*

Der diagnostische Wert der genannten Arten für die Abgrenzung des Lebensraums gilt nur für Vorkommen in den genannten Tiefenzonen. Die mittlere und die untere Tiefenzonen müssen im Gewässer mit dominanten Beständen von mindestens einer Art vertreten sein.

Weitere Makrophyten-Arten können als Begleiter auftreten: u.a. *Najas marina*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton filiformis*, *Nitella opaca*, *Nitella syncarpa*, *Nitella mucronata*, *Chara delicatula*



Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3140

„Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“

Pflanzenarten

Literatur: KRAUSCH, H.D. (1964): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebiets Teil I: Die Gesellschaften des offenen Wassers. – Limnologica 2: 145-203.

basenreiche, nährstoffarme, quellige Abgrabungsgewässer

Chara hispida, *Chara aspera*, *Chara contraria*

Gewässer mit euryöken Characeen wie *Chara vulgaris* und *Chara globularis* gehören nicht zum Lebensraum.

Literatur: DOLL, R. (1989): Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gesellschaften im Norden der DDR Teil I: Die Gesellschaften des offenen Wassers (Characeen-Gesellschaften). – Feddes Repertorium 100, 5-6: 281-324.

Seen der Jungmoränenlandschaft im Alpenvorland (keine detaillierte Ausarbeitung, da außerhalb des Untersuchungsraums)

charakteristische Arten: *Chara strigosa*, *Chara aspera*, *Chara vulgaris*, *Chara tomentosa*, *Chara hispida*, *Chara intermedia*, *Nitellopsis obtusa*, *Nitella flexilis*

Literatur: MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen (Osterseen und Eggstätt-Hemhofer Seen). Dissertationes Botanicae. Vaduz.

Temporäre Gewässer (keine detaillierte Ausarbeitung, da außerhalb des Untersuchungsraums)

charakteristische Arten: *Chara aspera*, *Chara vulgaris*, *Chara contraria*, *Chara hispida*, *Nitella hyalina*, *Nitella opaca*, *Nitella tenuissima*, *Tolypella prolifera*

Literatur: KRAUSE, W. (1969): Zur Characeenvegetation der Oberrheinebene. Arch. Hydrobiol. Suppl. 35, 2 (1969): 202-253.

kalkreiche, sommerkalte Seen des Berglandes (keine detaillierte Ausarbeitung, da außerhalb des Untersuchungsraums)

charakteristische Arten: *Chara strigosa*, *Chara hispida*, *Chara tomentosa*, *Chara aspera*, *Chara delicatula*, *Chara contraria*, *Nitella hyalina*

Literatur: MELZER, A. & G. HÜNERFELD (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. – Informationsberichte Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft 2 (90): 1-190

MELZER, A., MARKL, A. & J. MARKL (1981): Die submerse Makrophytenvegetation des Königsees und ihre quantitative Verbreitung. – Berichte Bayer. Bot. Ges. 54: 9-18

Tierarten:

wie BfN-Handbuch, aber Nordseeschnäpel aus der Liste streichen, da die Art in Zuflüssen der Ostsee nicht in binnenländische Gewässer aufsteigt

Kartierungshinweise:

Für die Abgrenzung sind neben der entsprechenden Vegetation (s. oben) oligo- bis mesotrophe Bedingungen und basenreiche Bedingungen entscheidend.



Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3140

„Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“

Kartierungshinweise:

In Gewässern, die zu größeren Wasserstandsschwankungen neigen, kann ein Teil der Flachwasserzone zeitweilig trockenfallen. Die gesamte Wasserfläche bis zur Linie des Höchstwasserstands gehört zum Lebensraum. Aufgrund der „fließenden“ Verhältnisse im aquatischen Bereich ist das gesamte Gewässer dem Lebensraum zuzuordnen.

In oligo- bis mesotrophen Seen ist die Röhrichtentwicklung in der Regel schwach. Die Röhrichtpflanzen bilden lockere Bestände, in deren Grundsicht die Makrophyten der Flachwasserzone vordringen. Solche Übergangsbereiche zwischen submerser Vegetation und geschlossener Vegetation gehören zum Lebensraum.

Dichte und geschlossene Röhrichte und Hochstaudenfluren, die sich landeinwärts anschließen, stellen wertvolle Pufferzonen dar, die zur Erhaltung der aquatischen Lebensräume notwendig sind und deshalb bei der Abgrenzung und der Meldung von Schutzgebieten eingeschlossen werden sollten. Ebenso wie für Bruchwälder oder Ersatzgesellschaften des Feuchtgrünlands lässt sich aus den Vorgaben des *Interpretation Manual* aber keine Zugehörigkeit zum Lebensraum erkennen.

Vorkommen in technischen Gewässern sind nicht zu erfassen. Abbaugewässer, in denen oligo- bis mesotrophe und basenreiche Bedingungen voraussichtlich langfristig erhalten werden können, sind als sekundäre Lebensräume einzubeziehen.

Folgende Vegetations- bzw. Standorttypen gehören nicht zum Lebensraum „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“, sondern zu anderen Lebensräumen des Anhangs I:

- Schlenken mit Characeen in kalkreichen Niedermooren → Lebensraum 7230
- Characeen in stark schüttenden basenreichen Quellen (Limnokrenen) → Lebensraum *7220
- Characeen des Brackwassers an Küstenstandorten → Lebensräume 1130, *1150, 1160
- Schlenken mit Characeen an salzbeeinflussten Standorten im Binnenland → Lebensraum *1340

Variabilität: vgl. Subtypen

In Abhängigkeit der Verbreitungsgebiete der kennzeichnenden Arten ergeben sich regionale Abweichungen der Artenzusammensetzung: z.B. *Chara filiformis* nur in Ostdeutschland, *Chara strigosa* nur im Alpenraum, *Nitella tenuissima* überwiegend in der Oberrheinaue

Komplexe: für die Abgrenzung von Schutzgebieten relevante Vergesellschaftungen mit u.a.

- *7210 „Kalkreiche Sümpfe mit *Cladium mariscus* und Arten des Caricion davallianae“
- 7230 „Kalkreiche Niedermoore“
- 9110 Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
- 9130 Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-fagetum)
- 91EO Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
- 91FO Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (Ulmenion minoris)

(keine Hinweise für das Bergland, da außerhalb des Untersuchungsraums)

Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3140



„Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“
<p>Biotoptypen:</p> <p>Von vielen der in SSYMANK et al. 1998 aufgelisteten Biotoptypen sind nur einige, nicht näher differenzierte Ausprägungen der Biotope dem Lebensraumtyp zuzuordnen. Aufgrund der Gefahr einer fehlerhaften Zuordnung sollte auf diesen Unterpunkt der Beschreibung ganz verzichtet werden.</p>
<p>Vegetation</p> <p>Charion asperae pp, Charion vulgaris pp</p>
<p>Nutzung / Pflege: in der Regel keine Pflege erforderlich, jegliche Nutzung von oligo- bis mesotrophen Gewässer ist kritisch zu überprüfen (s. Hauptgefährdungsfaktoren)</p>
<p>Sukzession: sehr langsame Verlandung mit Ausbildung von Röhrichten</p>
<p>Hauptgefährdungsfaktoren:</p> <p>mechanische und chemische Belastungen durch Freizeitbetrieb (Badenutzung, Bootsverkehr, Angelnutzung), unsachgemäße Fischerei, Wasserstandsänderungen, fehlende bzw. nicht funktionsfähige Pufferzonen, Beweidung des Ufers, Einträge aus dem Einzugsgebiet über belastete Zuflüsse, Flussausbau im Einzugsgebiet, Einträge durch Oberflächenabspülung (landwirtschaftliche Nutzung angrenzender Flächen, Verkehrswege- und Siedlungsbau), Einträge von Nährstoffen, Schadstoffen und Säuren aus der Luft</p>
<p>Bemerkungen:</p> <p>Hinweis auf basenarme Gewässer streichen!</p> <p>Von Characeen <u>dominierte</u> basenarme Gewässer gibt es nicht. Naturschutzrelevante Ausbildungen werden den Stranding- bzw. Brachsenkrautseen (3110 „oligotrophe, sehr schwach mineralisierte Gewässer der Sandebenen (Littorelletalia uniflorae)“ bzw. 3130 „oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der Littorelletea uniflorae und / oder der Isoëto-Nanojuncetea“) zugeordnet, in denen Armelechteralgen der basenarmen Gewässer (in erster Linie <i>Nitella</i>-Arten) als Begleitarten vorkommen.</p> <p>Bei der Meldung von Schutzgebieten für den Lebensraum „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen“ ist die gesamte Verlandungszone in den Schutzgebietsvorschlag einzubeziehen. Ausreichende Pufferzonen sind ebenfalls vorzusehen.</p> <p>In bewaldeten Hügellandschaften ist es empfehlenswert, – entgegen einer verbreiteten Praxis – die dem See zugewandten Hangpartien zu berücksichtigen. Auch die Waldbewirtschaftung kann beim Einsatz von schweren Fahrzeugen und Geräten Verletzungen der Bodenschicht und damit Nährstoffeinträge durch Oberflächenabspülung auslösen. Die forstwirtschaftliche Nutzung muss mit dem Ziel der Erhaltung nährstoffarmen und basenreichen Bedingungen im See kompatibel sein.</p>



Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“

(Bezeichnung nach Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 305/42 Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997)

Definition

Meist basenreiche, schwach bis mäßig eutrophe Seen und Flachseen (Weiher) natürlicher Entstehung mit ihrer submersen Vegetation und ihren Röhrichten. Die Vegetation wird von Arten des „Magnopotamion“ (Gesellschaften aus breitblättrigen Laichkräutern) und des Hydrocharicion (u.a. Wasserschlauch-Arten, Krebschere, Froschbiss, Wasserfalle) geprägt.

Standorte

- Seen und Flachseen der Moränenlandschaften des norddeutschen Flachlands und des Alpenvorlands
Seen der Alpen und der Mittelgebirge
- natürliche Gewässer der Auen von großen Flüssen: Altwässer, Flachseen
- anthropogene Gewässer und Ersatzlebensräume der Gesellschaften des Magnopotamion und des Hydrocharicion in Regionen, in denen keine natürlichen Standorte des Lebensraums (mehr) vorkommen

Subtypen:

- eutrophe Seen und Flachseen mit Vegetation des Magnopotamion und des Hydrocharicion
- Auengewässer mit Vegetation des Magnopotamion und des Hydrocharicion

Pflanzenarten

kennzeichnende Arten

Magnopotamion: *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton alpinus*, *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Callitriche hermaphroditica*, *Potamogeton friesii*, *Potamogeton obtusifolius*, *Potamogeton filiformis*, *Najas marina*, Hybride von breitblättrigen Laichkräutern

Hydrocharicion: *Utricularia australis*, *Utricularia vulgaris*, *Stratiotes aloides*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Aldrovanda vesiculosa* (Art des Anhangs II FFH-RL)

Begleitende Arten

Callitriche platycarpa, *Ceratophyllum demersum*, *Chara vulgaris*, *Chara globularis*, *Elodea canadensis*, *Elodea nutallii*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pusillus* agg., *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus aquatilis* agg., *Ranunculus circinatus*, *Spirodela polyrrhiza*, *Zannichellia palustris*

Die genannten begleitenden Arten kommen in einer Vielzahl von Gewässertypen vor, die auch stark belastet sein können, und sind deshalb nicht für den Lebensraumtyps charakteristisch. Wenn keine kennzeichnenden Arten vorkommen, ist das alleinige Auftreten von begleitenden Arten für die Zuordnung eines Gewässers zum Lebensraum 3150 nicht entscheidend.



Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“

Literatur

Seen

JESCHKE, L. (1963): Die Wasser- und Sumpfvvegetation im Naturschutzgebiet „Ostufer der Müritz“. – Limnologica (Berlin) 1(5): 475-545.

JESCHKE, L. & K. MÜTHER (1978): Die Pflanzengesellschaften der Rheinsberger Seen. – Limnologica (Berlin) 11: 307-354.

Auengewässer

BEUG, J. (1995): Die Vegetation nordwestdeutscher Auengewässer: pflanzensoziologischen und standortkundliche Untersuchungen im Ems-, Aller- und Leinetal. – Abh. Westf. Mus. Naturkunde 57 (2/3): 1-106

Tierarten:

wie BfN-Handbuch

Kartierungshinweise:

Für die Abgrenzung sind neben den kennzeichnenden Arten der entsprechenden Vegetation (s. oben) schwach eutrophe bis eutrophe Bedingungen entscheidend. Der Begriff „eutroph“ wird in der Vegetationskunde häufig nicht stringend benutzt.

Für ungeschichtete Gewässer (Flachseen, Altwässer) besitzt der Trophie-Begriff keine Gültigkeit. Die Abgrenzung des Lebensraums wird ausschließlich anhand der Vegetation vollzogen.

Für geschichtete Stillgewässer (Seen i.e.S.) wird als Orientierung empfohlen, Gewässer als „eutroph“ einzustufen, die den Zuständen e1 und e2 nach LAWA-Richtlinie 1999 entsprechen. In stärker belasteten Seen (polytroph und hypertroph) kommen in der Regel keine kennzeichnenden Arten des Lebensraumtyps, sondern ausschließlich euryöke, belastungstolerante Arten ohne diagnostischen Wert vor (s. Liste der begleitenden Arten). Polytrophe und hypertrophe Gewässer sind bisweilen weitgehend sauerstofffrei und besitzen auch aus der Sicht der aquatischen Fauna keine besondere Bedeutung.

Unter stark eutrophen Bedingungen liegt die untere Grenze der Makrophytenbesiedlung bei max. 3 m.

Unter schwach eutrophen Bedingungen dringen einzelne Pflanzen bis 6 m Tiefe vor. Von Seen des Typs 3140 „oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen“ unterscheiden sich schwach eutrophe Seen eindeutig durch das Fehlen eines geschlossenen Armleuchteralgen-Gürtels in Tiefen unter 4 m. Zur Abgrenzung der Magnopotamion-Ausprägung des Lebensraumstyps und ihres Erhaltungszustands ist notwendig, die submerse Vegetation gesondert zu kartieren.

Die Abgrenzung des Lebensraums umfasst das gesamte Gewässer, in dem die kennzeichnenden Arten vorkommen.

Die gesamte Wasserfläche bis zur Linie des Höchstwasserstands gehört zum Lebensraum. Daraus folgt, dass Wasser- und Übergangsröhrichte als Strukturen des Lebensraums einzuschließen sind.

Landröhrichte und Hochstaudenfluren, die sich landeinwärts anschließen, stellen wertvolle Pufferzonen dar, die zur Erhaltung der aquatischen Lebensräume wichtig sind und deshalb bei der Abgrenzung und der Meldung von Schutzgebieten eingeschlossen werden sollten. Ebenso wie für Bruchwälder oder Ersatzgesellschaften der Verlandungszone (z.B. Pappelforste, Grünländereien) lässt sich aus den Vorgaben des *Interpretation Manual* aber keine Zugehörigkeit zum aquatischen Lebensraum erkennen.



Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“

Kartierungshinweise:

Bei Auengewässern, die sich in großräumigen Überflutungsgebieten befinden, besteht kein Zusammenhang zwischen Gewässerabgrenzung und Linie des Höchstwasserstands. In solchen Fällen ist die Abgrenzung des Lebensraums pragmatisch anhand der Uferstrukturen durchzuführen.

In Auengewässern können im Sommer Teile der Flachwasserzone trockenfallen. Hier kann sich eine Überlagerung mit dem Lebensraumtyp 3270 „Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des *Chenopodium rubri* p.p. und *Bidens* p.p.“ ergeben, der dann gesondert zu berücksichtigen ist.

Vorkommen der Arten des Magnopotamion in Fließgewässern gehören nicht zum Lebensraumtyp.

Vorkommen in technischen Gewässern sind nicht zu erfassen.

Zur Förderung der Biodiversität und der Kohärenz von NATURA 2000 kann es in Regionen, in denen natürliche Standorte des Lebensraums verschwunden sind, angebracht sein, anthropogene Gewässer und Ersatzlebensräume der Gesellschaften des Magnopotamion und des Hydrocharicion dem Lebensraumtyp zuzuordnen.

Variabilität:

vgl. Subtypen

Die Arten der eutrophen Gewässer sind weniger eng eingemischt als Arten der oligo- und mesotrophen Gewässer. Dementsprechend lassen sich nur wenige arealkundlich bedingte, regionale Abweichungen der floristischen Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft erkennen. Die wärmeliebende Wasserfalle, *Aldrovanda vesiculosa* (Art des Anhangs II FFH-RL) ist im Wesentlichen auf Süddeutschland beschränkt.

Das ökologische Verhalten der einzelnen Makrophyten zeigt dagegen starke regionale Abweichungen. Zeigerwertsysteme sind deshalb nur für die Region gültig, in der sie aufgestellt wurden. Vor einer pauschalen Anwendung von Zeigerwerten zur Charakterisierung des Lebensraums ist deshalb zu warnen.

Komplexe: für die Abgrenzung von Schutzgebieten relevante Vergesellschaftungen mit u.a.

Seen und Flachseen

- 6430 feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe
- *7210 Kalkreiche Sümpfe mit *Cladium mariscus* und Arten des Caricion davallianae
- 9110 Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
- 9130 Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-fagetum)

Altwässer

- 3270 Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des *Chenopodium rubri* p.p. und *Bidens* p.p.
- 6430 feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe
- 6440 Brenndolden-Auenwiesen (Cnidion rubri)
- 91EO Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
- 91FO Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (Ulmenion minoris)

(keine Hinweise für Mittelgebirge, Alpenvorland und Alpen, da außerhalb des Untersuchungsraums)



Definitionsvorschlag für den Lebensraum 3150 „natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamion oder des Hydrocharicion“

Biotoptypen:

Von vielen der In SSYMANK et al. 1998 aufgelisteten Biotoptypen sind nur einige, nicht näher differenzierte Ausprägungen der Biotope dem Lebensraumtyp zuzuordnen. Aufgrund der Gefahr einer undifferenzierten Zuordnung sollte auf diesen Unterpunkt der Beschreibung ganz verzichtet werden.

Vegetation

Die Existenz eines Verbands „Magnopotamion“ wird von den meisten deutschen Pflanzensoziologen nicht anerkannt. Die Mehrheit der Autoren fassen Assoziationen aus wurzelnden Beständen von submersen Wasserpflanzen (schmalblättrigen und breitblättrigen Laichkräuter sowie einigen weiteren Arten) zu einem gemeinsamen Verband Potamogeton pectinatus (Laichkrautgesellschaften) zusammen. Dieser Verband umfasst allerdings auch Assoziationen der oligo- bis mesotrophen Gewässer (Najadetum intermediae (W. Koch 1926), der brackigen Küstengewässer (Ranunculetum baudotii Br.-Bl. 1952) und Assoziationen, die auch in polytrophen Gewässern vorkommen (Zannichellietum palustris (Baum. 1911) Lang 1967). Dementsprechend bietet die deutschsprachige pflanzensoziologische Literatur keine eindeutigen Hinweise zur Abgrenzung des Lebensraums.

Im *Interpretation Manual* wird der Begriff „Magnopotamion“ als Synonym für „Pflanzengesellschaften aus breitblättrigen Laichkräutern“ verwendet („associations of large pondweeds (Magnopotamion“).

Diese Auslegung des Begriffs entspricht zwar auch nicht der Auffassung der Autoren, die einen Magnopotamion-Verband beschreiben (vgl. DEN HARTOG & SEGAL 1964, PASSARGE 1964, PREISING et al. 1990).

Vor dem Hintergrund der unsicheren taxonomischen Stellung des Verbands „Magnopotamion“ ist es zu empfehlen, der Vorgabe des *Interpretation Manual* pragmatisch zu folgen, ohne sich strikt auf eine pflanzensoziologische Schule zu beziehen.

Das Hydrocharicion wird nach der in der Bundesrepublik Deutschland gebräuchlichen Taxonomie der Pflanzengesellschaften als Verband beschrieben. Alle in Deutschland gebräuchlichen Standardwerke der Pflanzensoziologie können zur näheren Information problemlos herangezogen werden.

Nutzung / Pflege: in der Regel keine Pflege erforderlich

Sukzession: unterschiedlich rasche Verlandung in Abhängigkeit der Gewässertiefe

Hauptgefährdungsfaktoren:

mechanische und chemische Belastungen durch Freizeitbetrieb (Badenutzung, Bootsverkehr, Angelnutzung), unsachgemäße Fischerei, Wasserstandsänderungen, fehlende bzw. nicht funktionsfähige Pufferzonen, Beweidung des Ufers, Einträge aus dem Einzugsgebiet über belastete Zuflüsse, Flussausbau im Einzugsgebiet, Einträge durch Oberflächenabspülung (landwirtschaftliche Nutzung angrenzender Flächen, Verkehrswege- und Siedlungsbau), Einträge von Nähr- und Schadstoffen aus der Luft

Bemerkungen:

-



Exkurs

Beschreibungen der Lebensräume des Anhangs I in Frankreich

Einen Einblick in den französischen Ansatz vermittelt die Homepage des Französischen Umweltministeriums:

<<http://natura2000.environnement.gouv.fr>>

Bislang sind erst die Waldlebensräume bearbeitet. Während die Beschreibung des prioritären Lebensraums *91EO „Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)“ im BfN-Handbuch nur 4 Seiten lang ist, umfasst die französische Beschreibung bei einer vergleichbaren Diversität der regionalen Ausprägung 37 Seiten.

Die Beschreibung jedes Lebensraums fängt mit einer allgemeinen Einführung an und geht anschließend auf regionale Ausprägungen und Subtypen ausführlich ein.

Allgemeine Vorstellung des Lebensraums

- Die Beschreibung beginnt mit einer vollständigen Übersetzung der Definition des *Interpretation Manuals* (1999). Diese Vorgehensweise hat den Vorteil den Quelltext neutral vorzustellen, während das BfN-Handbuch ohne Verweis auf den *Interpretation Manual* eine in Teilen abweichende Auslegung bietet.

- Daran schließt sich eine allgemeine Beschreibung des Lebensraums in Frankreich, wobei entsprechend der wissenschaftlichen Tradition der Pflanzensoziologie sehr viel Platz eingeräumt wird. Auf Artenlisten und Managementhinweise wird in der allgemeinen Einführung verzichtet. Diese Inhalte werden in den Beschreibungen der Subtypen ausführlich dargestellt.
- Bemerkenswert ist die umfangreiche Bibliographie, die bis zu 75 Titel enthält und sowohl veröffentlichtes Material als auch sog. „graue Literatur“ wie Diplomarbeiten, Arbeitspapiere von Behörden und Gutachten benennt.
- Die allgemeine Beschreibung schließt mit einer Liste von Beispielstandorten, an denen der behandelte Lebensraum in typischer Ausprägung ausgebildet ist und für die wissenschaftliche Beschreibungen vorhanden sind (z.B. Exkursionsführer von Tagungen, Waldinventare des ONF= Office National des Forêts, französische zentrale Behörde für Wälder und Forste)

Subtypen, besondere Ausprägungen

Für jeden Subtypen werden umfangreiche Angaben gemacht, die sich auf drei inhaltliche Blöcke verteilen: Vorstellung der ökologischen Eigenschaften, Schutzprioritäten und Managementempfehlungen.



Teil 1: ökologische Eigenschaften	
<ul style="list-style-type: none"> Standorteigenschaften (Höhenstufe, Boden, Hydrologie usw.) 	<ul style="list-style-type: none"> pflanzensoziologische Ansprache
<ul style="list-style-type: none"> regionale Variabilität 	<ul style="list-style-type: none"> Angaben zur Vegetationsdynamik (Sukzession, Störungsanfälligkeit, Reaktion auf Eingriffe usw.)
<ul style="list-style-type: none"> Strukturmerkmale (bei Wälder z.B. Schichtenaufbau) 	<ul style="list-style-type: none"> charakteristische Lebensraumsvergesellschaften insbesondere mit anderen Lebensräumen des Anhangs I
<ul style="list-style-type: none"> diagnostische Arten 	<ul style="list-style-type: none"> Verbreitungskarte des Subtyps mit Angabe von typischen Referenzstandorten
<ul style="list-style-type: none"> Hinweise auf Verwechslungsmöglichkeiten mit anderen Typen und Subtypen 	<ul style="list-style-type: none"> Ökologische Bedeutung: Hinweise auf Vorkommen von bedrohten Bodentypen, Pflanzen- und Tierarten, die im Lebensraum häufig auftreten

Teil 2: Schutzzschwerpunkte	
<ul style="list-style-type: none"> besonders zu schützende Ausprägungen 	<ul style="list-style-type: none"> Entwicklungstrends und Gefährdungsfaktoren
<ul style="list-style-type: none"> weitere Ausprägungen 	<ul style="list-style-type: none"> Bedeutung für Land- oder Forstwirtschaft, mögliche Nutzungskonflikte

Teil 3: Managementempfehlungen	
<ul style="list-style-type: none"> spezifische Empfindlichkeit des Subtyps und sich daraus ergebende grundsätzliche Ausrichtung des Managements 	<ul style="list-style-type: none"> Hinweise auf Lücken der Inventarisierung und Forschungsbedarf
<ul style="list-style-type: none"> Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen: allgemeine und spezifische Empfehlungen für bestimmte dominante Arten, Sukzessionsstadien, Sonderstandorte (z.B. speziell für Säume der Wälder) 	<ul style="list-style-type: none"> Literaturliste für den Subtyp: Auszug aus der Gesamtliste des Lebensraums
<ul style="list-style-type: none"> weitere Hinweise (z.B. Bekämpfung von invasiven Neophyten, Maßnahmen im Umland) 	

Kommentar

Im Vergleich zum BfN-Handbuch ist der französische Ansatz bedeutend umfangreicher. Dabei ist festzuhalten, dass das BfN-Handbuch in der Fassung von 1998 als erste Orientierungshilfe gute Dienste geleistet hat und dass im damals zur Verfügung stehenden Bearbeitungszeitraum eine umfassendere Beschreibung der einzelnen Lebensräume nicht möglich war. So liegen aufgrund des hohen, mit dem französischen Ansatz verbundenen Aufwands bislang erst die Beschreibungen der Waldtypen vor.

In der Phase der Meldung von Schutzgebieten für die nationale Meldeliste wurde das BfN-Handbuch seit 1998 vielfach als rasche „Bestimmungshilfe“ für Lebensräume genutzt. In der kommenden Phase der Umsetzung der FFH-Richtlinie wird die Entwicklung von Managementplänen für die einzelnen Schutzgebiete in den Vordergrund stehen. Für die Detailkartierung der NATURA 2000-Gebiete werden detailliertere Informationen benötigt. Einige Lebensräume wie Hochmoore, Feuchtgrünland oder Trockenrasen werden traditionell sehr intensiv untersucht. Zu den Lebensräumen des Anhangs I gehören jedoch auch Biotoptypen, die bis-



lang in der Forschung und Ausbildung nicht im Mittelpunkt des Interesse standen (z.B. 1130 „Ästuarien“, 6430 „feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe“). Es ist deshalb zu befürchten, dass nur wenige Spezialisten über vertiefte Kenntnisse zu diesen Lebensräumen verfügen werden. In der bevorstehenden Phase der Umsetzung der FFH-Richtlinie besteht deshalb ein hoher Bedarf an detaillierteren Beschreibungen der Lebensräume. Diese müssen über die Bestimmungshilfen des BfN-Handbuchs (1998) hinaus den Bedarf an konkreten Informationen zu spezifischen Empfindlichkeiten und Gefährdungen sowie zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen enthalten.

Aus dem französischen Ansatz lassen sich einige wertvolle Anregungen übernehmen:

- vollständige Übersetzung des Quelltextes des Interpretation Manual, aus dem die von der EU-Kommission gewollten Schwerpunkte deutlich werden und der durch Vergleich eine Beurteilung der länderspezifischen Auslegung der Definition ermöglicht
- Verlagerung des Schwerpunkts von der allgemeinen Vorstellung auf die Beschreibung der regionalen Ausprägungen und Subtypen
- Nennung von diagnostischen Arten, Gefährdungen und Pflegeempfehlungen nur auf der Ebene der Subtypen
- umfangreiche Literaturliste
- Nennung von Referenzstandorten. Dieser Punkt ist für die Entwicklung von lebensraumsspezifischen Leitbildern von vorrangiger Bedeutung
- Vorrangliste der Schutzzschwerpunkte für den Lebensraum
- Hinweise auf Lücken der Inventarisierung und Forschungsbedarf



5 Literatur

- ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“ (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der Wasser-Rahmenrichtlinie. Hrsg. ATV-DVWK, Hennef.
- BEUG, J. (1995): Die Vegetation nordwestdeutscher Auengewässer: pflanzensoziologischen und standortkundliche Untersuchungen im Ems-, Aller- und Leinetal. – Abh. Westf. Mus. Naturkunde 57 (2/3): 1-106
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.)(1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands – Schriftenreihe für Vegetationskunde H. 28. Bonn- Bad Godesberg.
- BLINDOW, I. (1988): Phosphorus toxicity in *Chara*. Aquatic Botany 32: 393-395.
- BLINDOW, I. (1992): Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. Freshwater Biology 28: 15-27.
- BROWN, A. & A. ROWELL (1997): Integrating monitoring with management planning for nature conservation; some principles. Natur und Landschaft 72 (11): 502-506.
- CORILLION, R. (1957): Les Charophycées de France et d'Europe Occidentale. Travaux du laboratoire de botanique de la Faculté des Sciences d'Angers, fascicules 11 et 12: 1-499. Imprimerie Bretonne, Rennes.
- DEN HARTOG, C. & S. SEGAL (1964): A new classification of water-plant communities. Acta Bot. Neerl. 13: 367-393.
- DIERSSEN, K. et al. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holstein. 2. Aufl., 1-157. Hrsg: Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- DOLL, R. (1989): Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gesellschaften im Norden der DDR Teil I: Die Gesellschaften des offenen Wassers (Characeen-Gesellschaften). – Feddes Repertorium 100, 5-6: 281-324.
- EUROPEAN COMMISSION, DG XI (1999): Interpretation Manual of European Union Habitats, Eur 15/2 (October 1999).
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, DG ENVIRONMENT (2000): NATURA 2000 – Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG.
- FARTMANN, T. et al. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlung zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. – Angewandte Ökologie H. 42. Bonn- Bad Godesberg.



- FORSBERG, C. (1964): Phosphorus, a maximum factor in the growth of Characeae. –Nature 201: 517-518.
- FRENZEL, B. (1992): Die Ufer- und Makrophytenvegetation des Suhrer Sees. Unveröff. Diplomarbeit Univ. Kiel: 1-79.
- GARNIEL, A. (1993): Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins. Inventarisierung - Sukzessionsprognose - Schutzkonzepte. - Mitt. Arbeitsgem. Geobot. in Schleswig-Holstein und Hamburg Heft 45: 1-321. Kiel.
- GARNIEL, A. (1997): Regionale Typologie der Fließgewässer Schleswig-Holsteins aus geomorphologischer Sicht - Gliederung in Fließgewässer.-Landschaften. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Universität Gesamthochschule Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie: 1-183. Kiel/ Essen.
- GRELL, H. (1989): Synonyme und deutsche Artnamen zur Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. Mitt. Arb.Gem. Geobot. in Schleswig-Holstein u. Hamburg, H.1: 1-60. Kiel.
- GRIME, J.P. (1979): Plant strategy and vegetation processes. 1.222. Wiley & Sons, Chichester.
- GRUBE, D. (1991): Aufnahme und Kartierung der submersen makrophytischen Vegetation des Schaalsees. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LAWAKÜ. Kiel.
- GRUBE, D. (1992): Untersuchung auf fünf holsteinische Seen auf submerse Vegetation: Nehmser See, Klüthsee, Griebeler See, Middelburger See, Behlendorfer See. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LAWAKÜ. Kiel.
- GUERLESQUIN, M. & MÉRIAUX J.-L. (1983): Characées et végétations associées des milieux aquatiques du nord de la France. – Coll.Phytosoc. 10: 415-444.
- HAEUPLER, H. & T. MUER (2000): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer.Stuttgart.
- HAMANN, U. (1999): Situationsbereich der Armelechteralgen (Charophytaceae) Schleswig-Holsteins – Rote Liste der Armelechteralgen Schleswig-Holsteins. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.Flintbek.
- HAMANN, U. & A. GARNIEL (2002): Rote Liste der Armelechteralgen Schleswig-Holsteins. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek (im Druck).
- HANDKE, U.; KULP, H.-G.; RODE, M. & B. Schuchardt (2001): FLeete, Gräben und Kleingewässer im Bremer Raum. – Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz, Bd. 5.
- HOESCH, A. & M. BUHLE (1996): Ergebnisse der Makrophytenkartierung brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiesystem des TGL. Beitrag zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 2: 84-101.
- JESCHKE, L. (1963): Die Wasser- und Sumpfvegetation im Naturschutzgebiet „Ostufer der Müritz“. – Limnologica (Berlin) 1(5): 475-545.
- JESCHKE, L. & K. MÜTHER (1978): Die Pflanzengesellschaften der Rheinsberger Seen. – Limnologica (Berlin) 11: 307-354.



- KAUTSKY, L. (1988): Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. - *Oikos*53: 126-135.
- KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung: Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. 1-256. Springer, Berlin.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (1996): Kartierung der Unterwasservegetation des Lankauer Sees. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (1996a): Kartierung der Unterwasservegetation des Wardersees (Krs. Segeberg). Unveröffentl. Bericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (1997): Kartierung der Ufer- und Unterwasservegetation des Großen Plöner Sees. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (2000): Kartierung der Ufer- und Unterwasservegetation der Ratzeburger Seen. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (2000a): Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins. Unveröff. Gutachten im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KifL - Kieler Institut für Landschaftsökologie (2002): Ufer- und Unterwasservegetation des Lanker Sees und des Kleinen Plöner Sees. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KNAPPE, J.; GEISLER, U.; GUTOWSKI, A. & G. FRIEDRICH (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. - *Schr.-R. f. Vegetationskde.* 28: 609-623. BfN (Hrsg.). Bonn-Bad-Godesberg.
- KÖLBEL, A.(1996): Ufer- und Unterwasservegetation des Muggesfelder Sees, des Börnsees und des Waldhusener Moorseees. Vegetationskundliche Untersuchungen im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein. unveröff. Gutachten. Kiel.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation in Süßwasserbiotopen. – *Landschaft + Stadt* 10 (2): 73-85.
- KRAUSCH, H.-D. (1964): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebiets Teil I: Die Gesellschaften des offenen Wassers. – *Limnologica* 2: 145-203.
- KRAUSE, W. (1969): Zur Characeenvegetation der Oberrheinebene. *Arch.Hydrobiol. Suppl.* 35, 2 (1969): 202-253.
- KRAUSE, W. (1997): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18: Charales (Charophyceae). 1-212. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- KREIS PLÖN (1998): Seen-Beobachtung 1991-1995. Plön.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1996): Seekurzprogramm 1993: Großer und Kleiner Benzer See, Dörpumer Mergelkuhlen, Großensee, Havetofter See, Seekamper See. *Seenberichte B 39*, Flintbek.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1997): Seekurzprogramm 1994: Borgdorfer See, Großer Pönitzer See, Grebiner See, Stocksee, Suhrer See, Vierer See. *Seenberichte B 41*, Flintbek.



- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1997a): Übersicht über Zustand und Belastung des Grammsees. Seenberichte B 42, Flintbek.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1999): Seekurzprogramm 1995: Ankerscher See, Itzstedter See, Langsee, Lustsee, Neukirchener See, Poggensee, Schwonausee, Süseler See, Taschensee. Seenberichte B 43, Flintbek.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (1999a): Seekurzprogramm 1996: Börnsee, Hemmeldorfer See, Muggesfelder See, Passader See, Waldhusener Moorsee. Seenberichte B 46, Flintbek.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2000): Seenbewertung in Schleswig-Holstein. Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbeschreibung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA an 42 schleswig-holsteinischen Seen. Seenberichte B 47. Flintbek.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2000a): Seekurzprogramm 1997: Ahrenholzer See, Brahmsee, Wardersee, Selker Noor, Haddebyer Noor, Hemmelmarker See, Klenzauer See. Seenberichte B 48, Flintbek.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2001): Seekurzprogramm 1998: Bordesholmer See, Bültsee, Gammelunder See, Owschlagel See, Schülldorfer See, Winderatter See, Wittensee. Seenberichte B 50, Flintbek.
- LAWA – Länderarbeitsgruppe Wasser (1999): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ - „Vorläufige Richtlinie für die Erstbeschreibung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ 1998. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- LAWAKÜ - Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten des Landes Schleswig-Holstein (1993): Übersicht über Zustand und Belastung des Schluensees. Seenberichte B 30. Kiel.
- LAWAKÜ - Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten des Landes Schleswig-Holstein (1995): Übersicht über Zustand und Belastung des Großen Segeberger Sees. Seenberichte B 35. Kiel.
- MELZER. A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen (Osterseen und Eggstätt-Hemhofer Seen). Dissertationes Botanicae. Vaduz.
- MELZER. A. (1988): Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Beurteilung der Nährstoffbelastung von Seen. – Habilitationsschrift TU München.
- MELZER, A., MARKL, A. & J. MARKL (1981): Die submerse Makrophytenvegetation des Königsees und ihre quantitative Verbreitung. – Berichte Bayer. Bot. Ges. 54: 9-18
- MELZER, A. et al. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft 4/86: 1-210.
- MELZER, A. & G. HÜNERFELD (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. – Informationsberichte Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft 2 (90): 1-190
- MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen – Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. - Mitt. Arbeitsgem. Geobot. in Schleswig-Holstein und Hamburg Heft 39: 1-286. Kiel.



- MIERWALD, U. & J. BELLER (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein. 1-64. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, Kiel.
- MOLLENHAUER, D. (1971): Die Schlauchalge *Vaucheria dichotoma* und ihr Vorkommen in Schleswig-Holstein. – Natur und Museum (Frankfurt a. M.) 101: 357-366.
- MOORE, J. (1986): Charophytes of Great Britain and Ireland. BSBI Handbook 5. London.
- OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I. Fischer Verlag, Stuttgart.
- OLSEN, S. (1944): Danish Charaophyta. Chorological, ecological und biological investigations. – Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab. Biologiske Skrifter, III/3: 1-240. København.
- PASSARGE, H. (1964): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. – Pflanzensoz. 13: 1-324.
- PASSARGE, H. (1992): Mitteleuropäische Potamogetonetea I. – Phytocenologia 20: 489-527.
- PASSARGE, H. (1994): Mitteleuropäische Potamogetonetea II. – Phytocenologia 24: 337-367.
- PASSARGE, H. (1996): Mitteleuropäische Potamogetonetea III. – Phytocenologia 26:129-177.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. & D. REMY (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- PREISING, E.; VAHLE, H.-C.; BRANDES, D.; HOFMEISTER, H.; TÜXEN, J. & H.-E. WEBER (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. Naturschutz. Landschaftspfl. Niedersachs. Heft 20/8: 47-161. Hannover.
- PRESTON, C.D. (1995): Pondweeds of Great Britain and Ireland.- BSBI Handbook No 8, 1-352. London.
- PRESTON, C. D. & J.M. CROFT (1997): Aquatic Plants in Britain und Ireland. 1-365. Harley Books, Colchester.
- RODWELL, J.S. (Ed.) (1995): British Plant Communities, Vol. 4: Aquatic communities, swamps and tall-herb fens. Cambridge University Press.
- SAUER, F. (1937): Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. Soziologisch-limnologische Untersuchungen - Arch. Hydrobiol. Suppl. Bd. 6: 431-592.
- SCHÜTZ, W. et al. (1993): Untersuchung von Westensee und Ahrensee sowie Entwicklung eines Biomonitoring-Programms für Seen in Schleswig-Holstein. Gutachten im Auftrag des LAWAKÜ Schleswig-Holstein: 1-131. Kiel.
- SCHMIDT, D. et al. (1996): Rote Liste der Armleuchteralgen (*Charophyceae*) Deutschlands. In: Rote Listen der Pflanzen Deutschlands.- Schriftenreihe für Vegetationskunde, Bd. 28: 547-576. Bonn - Bad Godesberg.



- SCHUBERT, R.; HILBIG, W. & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer Verl., Jena, Stuttgart.
- SCHUBERT, R.; HILBIG, W. & S. KLOTZ (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg.
- SMITS, A.J.M.; VAN AVESAAT, P.H. & G. VAN DER VELDE (1989): Germination requirements and seed banks of some nymphaeid macrophytes: *Nymphaea alba* (L.), *Nuphar lutea* (L.) and *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze. - *Freshwater Biology* 24:315-326.
- SONDER, C. (1890): Die Characeen der Provinz Schleswig-Holstein und Lauenburg nebst eingeschlossenen fremden Gebietsteilen. Inaug. Diss. Univ. Rostock: 1-63. Kiel.
- SPIESS, H.-J. & P. BOLBRINKER (2001): Monitoring submerser Makrophyten in nährstoffarmen Klarwasserseen Mecklenburg-Vorpommerns. – Artenreport, H. 1: 67-71.
- STUHR, J. (1998): Erfassung von Arteninventar und Siedlungstiefen der Wasserpflanze des Großensees / Krs. Stormarn als Datenbasis für Monitoringuntersuchungen. unveröff. Gutachten im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein. Kiel.
- SSYMANK, A. et al. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BFN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 53, Bonn Bad Godesberg.
- STUHR, J. (2001): Die Vegetation des Bistensees, des Bothkamper Sees, des Langsees, des Mözener Sees, des Pohlsees, des Sankelmarker Sees, des Schwansener Sees, des Schönsees und des Südensees. Vegetationskundliche Untersuchungen im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein. Unveröff. Bericht.
- STUHR, J. (2002): Die Vegetation des Behler Sees und des Kellersees. Vegetationskundliche Untersuchungen im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein im Rahmen des Seekurzprogramms 2002. Unveröff. Bericht.
- SSYMANK, A. et al. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BFN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 53, Bonn Bad Godesberg.
- VAHLE, H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 22: 1-157. Hannover.
- VAN DE WEYER, K. & U. RAABE (1999): Rote Liste der gefährdeten Armleuchteralgen-Gewächse (Charales) in Nordrhein-Westfalen. In LÖBF/LAfAO (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. *LÖBF-Schr.R.* 17: 295-305.
- VON DRACHENFELS, O. (2001): Welchen Beitrag kann die FFH-Richtlinie zur Sicherung der Biotop-Vielfalt leisten? – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33: 205-212.
- WIEGLEB, G. & H. BRUX (1991): Comparison of life history characters of broad leaved species of the genus *Potamogeton* L.. I: General characterization of morphology and reproductive strategies. – *Aquatic Botany* 39: 131-146.



WIUM-ANDERSEN, S.; ANTHONI, U.; CHRISTOPHERSEN, C & C. HOUEN (1982): Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). – Oikos 39: 187-190.

WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart.

WÖRLEIN, F. (1992): Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft.- Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen. Dießen.

Gesetze

Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. (ABl. EG Nr. L 206/7 vom 22.07.92)

Richtlinie 97/62/EWG des Rates vom 27. Oktober 1997 zur Anpassung der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 305/42 vom 8.11.1997

NATURA 2000 Standard-Datenbogen – Erläuterungen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 107/20 vom 24.04.1997

Websites

Dänemark: Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen: <<http://natura2000.sns.dk>>

Großbritannien: Joint Nature Conservation Committee: <<http://jncc.gov.uk>>

Frankreich: Ministère de l'environnement et de l'aménagement du territoire:
<<http://natura2000.environnement.gouv.fr>>