
Rainer Deneke & Brigitte Nixdorf (Hrsg.)

**Implementierung der
EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland:
Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite**

Zitiervorschlag:

Deneke, R. / Nixdorf, B. (Hrsg.) (2002), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTUC-AR 5/2002, ISSN 1434-6834.

Herausgeber:

Dr. rer. nat. Rainer Deneke
Univ. Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Nixdorf

Lehrstuhl Gewässerschutz
Fakultät 4 - Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Forschungsstation Bad Saarow
Seestraße 45
15526 Bad Saarow
Tel.: (033631) 8943
Fax: (033631) 5200
E-Mail: b.nixdorf@t-online.de
Homepage: www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/

Die Aktuelle Reihe wird von der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Eigenverlag herausgegeben.

ISSN 1434-6834

Geschäftsführender Herausgeber:

Prof. Dr. Lothar Knopp / Lehrstuhl Öffentliches Recht und Umweltrecht

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	5
<u>Generelle Probleme und Typisierung natürlicher Standgewässer</u>	
Probleme und Ausblick bei der Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für stehende Gewässer.....	7
<i>Eberhard Rohde & Brigitte Nixdorf</i>	
Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km ² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	15
<i>Jürgen Mathes, Gudrun Plambeck & Jochen Schaumburg</i>	
<u>Aktueller Stand der Untersuchungen zu ausgewählten Merkmalskomplexen (Schwerpunkt: Standgewässer)</u>	
Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons - Aktueller Stand in Deutschland.....	25
<i>Ute Mischke, Brigitte Nixdorf, Eberhard Hoehn & Ursula Riedmüller</i>	
Phytoplankton/Potamoplankton - wie geeignet ist dieser Merkmalskomplex für die ökologische Bewertung von Flüssen?	39
<i>Brigitte Nixdorf, Ute Mischke & Horst Behrendt</i>	
Typologie und ökologische Bewertung von Seen in Brandenburg auf der Grundlage des Makrozoobenthos.....	53
<i>Xavier-François Garcia, Martin Pusch, Mario Brauns & Norbert Walz</i>	
Entwicklung einer leitbildorientierten Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fischfauna - Erste Ergebnisse und Perspektiven.....	69
<i>M. Diekmann, U. Brämick, R. Lemcke, O. Prawitt & T. Mehner</i>	
<u>Defizite der EU-WRRL mit ökologischer Relevanz</u>	
Welchen Beitrag kann das Metazooplankton zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen leisten?.....	83
<i>Rainer Deneke</i>	
Besonderheiten der Primärproduktion in meso- bis schwach eutrophen dimiktischen Seen mit meta- und hypolimnischen Planktonmaxima.....	89
<i>Jacqueline Rücker & Brigitte Nixdorf</i>	
Implikation von Umweltqualitätsstandards zum Gefährdungspotential lakustriner Sedimente in die EU-Wasserrahmenrichtlinie	97
<i>Andreas Kleeberg</i>	
<u>Problematik der Ableitung von Referenzzuständen</u>	
Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden	109
<i>Anja Hoffmann, Sabine Körner & Arthur Brande</i>	

Die Ableitung biozönotischer und chemisch-physikalischer Referenzzustände für Seen in der Ökoregion 14 mittels Diatomeenanalyse	119
<i>Ilka Schönfelder</i>	
Historische und geowissenschaftliche Ansätze zur Erarbeitung des morphologischen Referenzzustands von Flüssen	129
<i>Martin Pusch, Randi Carls & Heike Stegmann</i>	
<u>Künstliche Gewässer (speziell Tagebauseen)</u>	
Probleme der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Tagebauseen	147
<i>Dieter Leßmann & Brigitte Nixdorf</i>	

Einleitung

Die Idee für dieses Heft entstand während der zahlreichen und vielfältigen Diskussionen bei der Planung und der Entwicklung von Strategien, die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU 2000) in Deutschland einzuführen. Wohl kaum eine andere Aktion hat innerhalb so kurzer Zeit derart viele Limnologen, Wasserwirtschaftler und Umweltpolitiker an einen Tisch gebracht. Allen ist klar, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in einem Zeitmaßstab ablaufen muß, der für die Lösung vieler Probleme zu kurz ist. Viele Förderprogramme, finanziert durch das BMBF (www.kobio.de), die LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), Landeseinrichtungen, usw., sollen dazu beitragen, diesen Prozess schnell und effizient umzusetzen. Dabei ist die Kooperation zwischen den Wissenschaftlern und Praktikern eine wichtige Komponente bei der erfolgreichen Entwicklung von Bewertungsmethoden und von Handlungsanleitungen im Rahmen eines komplexen Flussgebietsmanagements.

In diesem Heft soll über den aktuellen Stand der Bewertungsverfahren zu einzelnen Biokomponenten (Fische, Phytoplankton, Makrozoobenthos) informiert werden. Diese Übersicht ist natürlich nicht vollständig; sie soll aber einen Einblick in den derzeitigen Entwicklungsstand geben. Uns ist bewusst, dass ein derartiges Vorhaben sehr schnell umgesetzt werden muss, weil gerade bei den Arbeiten zur Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie fast monatlich neue Ergebnisse hervorgebracht werden. Weiterhin spielen Fragen der Leitbildfindung bzw. der Entwicklung von Referenzzuständen eine wichtige Rolle in diesem Heft. Die Wasserrahmenrichtlinie hat natürlich auch Defizite, von denen einige im Heft thematisiert werden (z.B. die unzureichende Berücksichtigung von Zooplankton, der Sedimente und phototropher Bakterien). Schließlich werden ebenfalls Probleme mit der Bewertung von künstlichen Seen am Beispiel der Tagebauseen diskutiert.

Wir möchten uns herzlich bei allen Autoren für Ihre Bereitschaft zur Zusammenarbeit bedanken und hoffen, dass mit diesem Heft ein weiterer Anstoß zu fruchtbaren Diskussionen um das Für und Wider, vor allem aber um das Wie bei der Umsetzung gegeben werden kann.

Brigitte Nixdorf & Rainer Deneke

Cottbus, im September 2002

EU (Europäische Union), 2000. 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 (Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 72 S.

Probleme und Ausblick bei der Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für stehende Gewässer

Eberhard Rohde¹ & Brigitte Nixdorf²

¹Landesumweltamt Brandenburg, Berliner Straße 21-25, 14467 Potsdam,
E-Mail: Eberhard.Rohde@lua.brandenburg.de

²Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: b.nixdorf@t-online.de

Key words: Typisierung, künstliche Gewässer, Referenzzustände, Defizite

Allgemeine Aspekte zur ökologischen Bewertung von Gewässern

Die im Dezember 2000 im Amtsblatt veröffentlichte EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) sieht neben der Ermittlung der chemischen und ökologischen Gewässerqualität eine auf einheitlichen Verfahren beruhende Überwachung und Bewertung der Oberflächengewässer vor. Diese Verfahren sind im gesamten EU-Raum einzugsgebietsbezogen anzuwenden. Die ökologische Gewässerqualität soll vorrangig auf der Basis von biologischen Untersuchungen gewässergebundener Organismen stattfinden (Irmer 2000). Bislang existiert in Deutschland und in den meisten EU-Ländern kein derart komplex ökologisch ausgerichtetes Bewertungsverfahren zur Beurteilung der Gewässergüte. Betont man im Zusammenhang mit der Implementierung der WRRL den **Rahmen** dieser Vorgabe, so wird verständlich, wie viele Interpretations- und Umsatzoptionen aus dem Vorschlag erwachsen. Konkret bedeutet diese WRRL:

Befindet sich ein Gewässer im guten Zustand, darf es zwar durch menschliche Nutzung beeinflusst werden, aber nur so weit, dass seine ökologischen Funktionen nicht wesentlich beeinträchtigt werden.

Die zu bewertenden Elemente sind bei den Standgewässern in Analogie zu den Fließgewässern:

- das Phytoplankton
- die Makrophyten und das Phytobenthos
- das Makrozoobenthos
- sowie die Fischfauna.

Einzelne biologische Elemente, bei denen die Referenz eine zu hohe natürliche Variabilität aufweist, können in den entsprechenden Gewässertypen von der Anwendung ausgeschlossen werden. Der Grund dafür ist, dass für diese Elemente ein Nachweis signifikanter Effekte durch anthropogene Einwirkungen nicht möglich ist.

Die Prüfung auf Eignung läuft für Standgewässer gegenwärtig für alle Elemente und alle Typen im Rahmen der Bearbeitung von Forschungsvorhaben (LAWA, BMBF, Länder, Universitäten, Institute). Eine umfassende Übersicht über die Auftragnehmer und Inhalte dieser Projekte findet sich auf der Website eines BMBF-Koordinierungsprojektes (KoBio) unter der Adresse: www.kobio.de.

Probleme bei der Anwendung einzelner Merkmalskomplexe zur Beurteilung der ökologischen Qualität in Seen und Flüssen

Bislang galt nach den Empfehlungen der LAWA (1999) die Erfassung des Phytoplanktons über den Summenparameter Chl a-Konzentration als das Maß für die trophische Entwicklung in Seen. Phytoplankton ist aber auch der Hauptindikator für die Nährstoffbelastung und Trophieausprägung in Flusseen, in großen Fließgewässern und Strömen sowie in deren gestauten Abschnitten.

Während für die sogenannte Trophieindikation in Seen und Talsperren bereits einige für die Erfordernisse der WRRL vielversprechende Klassifikationssysteme vorhanden waren und weiter entwickelt worden sind (s. Mathes et al. dieses Heft), liegen für das Phytoplankton in Fließgewässern erheblich weniger Ansätze vor. Irmer (2000) bemerkt zum Stand der Arbeiten bezüglich der biologischen Güteklassifizierung sehr richtig, dass außer zur Bestimmung der saprobiellen Beschaffenheit keine weiteren Indikatorsysteme im Routinebetrieb angewendet werden, die die gewässertypischen Referenzbedingungen als Beurteilungsmaßstab für den unbelasteten Gewässerzustand beinhalten. Der Autor stellt den Indikatorwert des Phytoplanktons für die Bewertung von Gütezuständen für Fließgewässer infrage, indem er formuliert: „Es erscheint fraglich, ob eine Erfassung der Artenzusammensetzung und –häufigkeit von Algen zu einem brauchbaren Bewertungsinstrument führen kann. In Fließgewässern wechseln die Phytoplanktongesellschaften oft in steter Folge, ohne dass Änderungen anthropogener Belastungen auszumachen sind. Es sollte daher geprüft werden, ob die kosten- und zeitaufwendige Erfassung der Phytoplanktonbiozönose zumindest in einem ersten Schritt zu Gunsten der einfachen Trophieindikation über Klassifikation des Chlorophyllgehaltes verzichtet werden kann.“ Diese Meinung rief z.T. Kritik hervor, insbesondere in der Ökoregion des Tieflandes. Es ist zu berücksichtigen, dass bei den Fließgewässern das biologische Element „Phytoplankton“ nicht für alle Fließgewässertypen, sondern nur für die Unterläufe der großen und mittleren Ströme sowie rückgestauten Fließgewässer relevant ist.

Zur Typisierung der Gewässer in Deutschland

Die WRRL fordert eine Bewertung der Gewässerbeschaffenheit getrennt nach Ökoregionen. Hierzu wurde von Briem et al. (s. KoBio) eine Karte für Deutschland erstellt, die eine entsprechende Unterteilung innerhalb der Hauptregionen (Alpen und Alpenvorland, Mittelgebirge, Tiefland) enthält (s. www.kobio.de). Eine entsprechende Typisierung der Stand- und Fließgewässer lag in Deutschland bislang nicht vor.

Durch den LAWA Unterausschuss „Biologische Bewertung von Seen“ wurde ein erster Entwurf zur Seentypisierung erarbeitet. Zur Abgrenzung der Typen werden gemäß Vorgaben der WRRL geographische, topographische, geologische, hydrologische und morphometrische Kenngrößen verwendet.

Dieser LAWA Entwurf dient allen Projektnehmern, die mit der Erarbeitung entsprechender Bewertungsverfahren für die einzelnen biologischen Elemente beauftragt werden und wurden, als Arbeitsgrundlage. Dabei muss geprüft werden, inwieweit sich die entsprechenden Biozönosen den vorgeschlagenen Seentypen zuordnen lassen. Eine biozönotisch begründete Seentypisierung kann daher erst nach Auswertung der biologischen Daten der entsprechenden F/E-Vorhaben und ggf. nach einer entsprechenden Anpassung endgültig festgelegt werden. Ein Entwurf zur Typisierung der Standgewässer nach LAWA findet sich in diesem Heft

(Mathes et al.), während der derzeitige Stand der Fließgewässertypisierung nach Schmetdje et al. in dem Artikel über das Potamoplankton (Nixdorf et al.) enthalten ist. Der typologische Ansatz für Fließgewässer wird bislang für die vielfältigen Ausprägungen von planktischen Lebensräumen in Flüssen im Tiefland als zu grob angesehen. Eine weitere Differenzierung der Fluß-Gewässerlandschaft „Norddeutsche Tiefebene“ scheint aus Sicht der Bearbeiter zur Bewertung der ökologischen Gewässerzustände in Flüssen anhand des Phytoplanktons erforderlich.

Beim gegenwärtigen Stand der Bearbeitung der Projekte zeichnet sich ab, dass mit Ausnahme der die „Fische“ bearbeitenden Projektnehmer, der vorliegende LAWA-Entwurf eine gute Arbeitsgrundlage darstellt. Die Zahl der Seentypen sollte möglichst klein bleiben und die im Entwurf vorgeschlagene Zahl von 14 nicht wesentlich überschreiten.

Künstliche Gewässer und „heavily modified waters“

Ein zur Zeit noch ungelöstes Problem ist, wie mit den künstlichen Seen zu verfahren ist. Wörtlich heißt es in der WRRL Anhang II Ziffer 1.1: „Bei künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern ist die Unterscheidung anhand der Deskriptoren für diejenigen Oberflächengewässerkategorien vorzunehmen, die den betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten sind.“ Während Baggerseen und Talsperren in den meisten Fällen im vorgelegten Entwurf einzuordnen sind, stellen die Tagebauseen des Braunkohleabbaus eigene Sondertypen dar, welche anders zu behandeln sind. Gegenwärtig gibt es keinen nationalen Ansatz zur Typisierung und biologischen Bewertung der Tagebauseen, obwohl sie aufgrund ihrer Größe in Brandenburg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen von größter wasserwirtschaftlicher Relevanz sind (Lessmann & Nixdorf, dieses Heft). Zur Beantwortung der Frage: Wie ist mit den künstlichen Gewässern zu verfahren? Wie sind sie zu bewerten? wurde von der EU ein internationales Forschungsprojekt initiiert. Der Abschlußbericht wird Ende 2002 erwartet. Es ist jedoch bereits jetzt nach ersten Absprachen mit den Bearbeitern aus Deutschland abzusehen, dass die Ergebnisse dieses Projekte die spezifischen Fragen und Probleme der Tagebauseen und ihrer Bewertung nicht lösen werden.

Die Qualität und Eignung vorliegender Daten als Grundlage für die Entwicklung von Bewertungssystemen und künftigen Meßprogrammen

Die für die Umsetzung erforderlichen leitbildbezogenen Bewertungsverfahren für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten werden z.Z. erarbeitet und durch die LAWA fachlich begleitet. Bei der Auswertung der in den Ländern vorhandenen Daten hat sich sehr schnell herausgestellt, dass im Gegensatz zu den chemischen Daten, die als Datengrundlage sowohl zur Charakterisierung der Gewässer als auch für die Maßnahmeprogramme ausreichend erscheinen, die biologischen Daten als Datengrundlage nur unzureichend erhoben, bestimmt und z.T. ausgewertet wurden. Diese Tatsache ergibt sich aufgrund unterschiedlicher Probenahmen, Erfassungsmethoden sowie Auswertung (z.B. unterschiedliche Bestimmungsniveaus), wodurch die Ergebnisse nur bedingt vergleichbar und somit auch nur eingeschränkt verwendbar sind.

Nationale oder internationale Normen zur Probenahme von biologischem Material in Seen liegen nicht vor. Erste Vorschläge (Makrozoobenthos, Phytoplankton und Fische) wurden

erarbeitet und müssen durch die Praxis bestätigt werden. Die von Böhmer & Baier erarbeitete „Vorschrift zur standardisierten, semiquantitativen Makrozoobenthosprobenahme in Seen > 50 ha für die ökologische Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie“ (Zwischenbericht 2001 unveröffentlicht) basiert überwiegend auf Literaturstudien und Datenrecherchen. Hierbei werden die heterogenen Uferbereiche sowie die Tiefenregionen ausgespart und zunächst das Sublitoral als ein relativ überschaubares Habitat für die Probenahme und Bewertung ausgewählt. Die sehr große Zahl der zu beprobenden Sektoren pro See, die vorgeschlagene Maschenweite von 0,2 mm bei Sieben sowie die Beschränkung auf das Sublitoral rief Kritik bei den Anwendern hervor.

Gegenwärtig werden in Abstimmung mit der Uni Hohenheim mehrere unterschiedliche Probenahmenvorschriften erprobt. Nach Auswertung der Ergebnisse muss ein optimierter, fachlich fundierter, praktikabler Vorschlag zur Probenahme von Makrozoobenthos in Seen vorliegen. Dies trifft auf die anderen biologischen Elemente gleichermaßen zu. Vorschläge zum Verfahren bezüglich des Phytoplanktons in Seen finden sich bei Mischke et al. sowie für Phytoplankton in Fließgewässern bei Nixdorf et al. in diesem Heft.

In der WRRL ist eine Überwachungsfrequenz für den Gütezustand der Gewässer von 6 Monaten für das Phytoplankton vorgesehen. Das ist angesichts der Dynamik innerhalb von Planktonsuccessionen nicht vertretbar und bedarf einer Revision bzw. einer gewässer-spezifischen Auslegung durch die einzelnen Länder.

Am Beispiel der Neigung von Fließgewässern zur Phytoplanktondominanz bezüglich der biologischen Besiedlung läßt sich das Problem der erheblich beeinflussten Gewässer gut demonstrieren. Nusch et al. (1991) nehmen folgende Einteilung von Fließgewässern bzw. ihren Abschnitten unter Berücksichtigung ihrer Eutrophierungsneigung in Abhängigkeit vom Abflusscharakter, der Beschattung und den Nährstoffverhältnissen vor. Danach sind die gestauten Fließgewässerbereiche der Ober-, Mittel- und Unterläufe sowie die freifließenden Unterläufe, Altarme und die Abflüsse aus Seen unter entsprechenden trophischen Bedingungen in besonderem Maße durch Phytoplanktonwachstum gekennzeichnet. Hier muß zunächst eine Aus- bzw. Abgrenzung der Fließgewässer von Bereichen mit Standgewässercharakter bzw. eine Definition von Fließ- oder Flusssystemen unter Berücksichtigung der Stauhaltungen erfolgen. Folgende Besonderheiten bei der Einschätzung des Phytoplanktons als Gütekomponente für Fließgewässer sind zu beachten: Einzugsgebiete in Norddeutschland sind häufig durch Seenkette geprägt, in denen Seenausflüsse erhebliche Planktonmassen in die Flüsse verfrachten können (z.B. Spree, Havel, Peene, Warnow). Es muß folglich zwischen „flussfremdem“ und autochthonem Phytoplankton unterschieden werden. Für die zahlreichen rückgestauten Bereiche ergibt sich ebenfalls eine Besonderheit bezüglich der Phytoplanktonentwicklung, die eher den Bedingungen in Flusseen gleichen.

Das berührt die später zu beantwortende Frage, wie Referenzstrecken für Fließgewässer beschaffen sein müssen, also mit oder ohne künstliche Stauhaltungen. Die Antwort auf diese Frage entscheidet, ob sich eine Vielzahl der norddeutschen Gewässerlandschaften unter die Rubrik der WRRL „erheblich verändertes Gewässer“ einordnen werden.

Darunter werden Oberflächenwasserkörper verstanden, die durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert wurden. Die Beschreibung dieser Gewässerkörper erfolgt anhand von Deskriptoren, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten sind. Das müssten für Stauhaltungen Seen mit relativ geringer Aufenthaltszeit oder Flusseen sein. Diese Zuordnung

hat laut WRRL Konsequenzen bezüglich der Festlegung von Umweltzielen: Die EU-Mitgliedstaaten können sich für bestimmte Wasserkörper die Verwirklichung weniger strenger Umweltziele vornehmen, wenn menschliche Tätigkeiten oder die natürlichen Bedingungen sich auf den betreffenden Wasserkörper in einer Weise auswirken, die Verbesserungen seines Zustandes unmöglich machen oder unangemessen kostspielig werden ließen (WRRL, S. 10). Abgrenzungen sind zu treffen, um durchflossene Seen (Flusseen) von Fließgewässern zu trennen und phytoplanktondominierte Flüsse (bzw. definierte Bereiche) von phytoplanktonarmen oder –freien Flüssen schon im Vorfeld von Typisierungen zu unterscheiden. Diese Aufgabe sollte von den Ländern bzw. von der LAWA rechtzeitig in Angriff genommen werden, um eine willkürliche Zuordnung infolge eines ungünstigen ökologischen Zustandes zu vermeiden. Mit anderen Worten: Es kann nicht Ziel der WRRL sein, ökologisch schlecht bewertete Gewässer durch eine nachträgliche Einstufung in „erheblich veränderte Gewässer“ „besser“ zu machen.

Das Problem der Referenzzustände

Folgende Frage ist im Zusammenhang mit der Implementierung der WRRL zu beantworten:

Was ist ein anthropogen unbeeinflusster Referenzzustand? Ist es ein historisches Leitbild („Zurück in die Eiszeit“, vor der Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft usw.) ? Bis in welche Perioden sollte man bei der Analyse der aquatischen Besiedlungsmuster zurückgehen? Ist die Leitbildfindung ein mehr pragmatisch ausgerichtetes Suchen nach „The best of“, d.h. der beste ökologische Zustand, der sich für den Gewässertyp in der Ökoregion findet? Wie nutzungsbezogen darf ein derartiger prognostizierter Zustand in einer auf „Naturnähe“ orientierten Umweltpolitik sein ?

Ein Bewertungsverfahren zur ökologischen Bewertung anhand der geforderten Kriterien Artenzusammensetzung und Biomasse existiert bisher nicht. Das gilt besonders für die in der norddeutschen Tiefebene dominanten Flachgewässer in Flußsystemen.

Es werden verschiedene Ansätze zur Entwicklung von Referenzzuständen für die Bewertungsverfahren diskutiert. Der paläolimnologische Ansatz gehört neben der Nutzung von Expertenwissen und der Modellierung zu den favorisierten Methoden der Referenzfindung. Sedimente von Gewässern werden auch als ihr Gedächtnis bezeichnet, speichern sie doch stoffliche Information über viele Jahrtausende. Einige Organismen erhalten ihre Struktur trotz der hohen Drücke und chemisch extremen Bedingungen im Sediment relativ gut und können damit unter Benutzung ihrer ökologischen Valenzen als Indikatoren für bestimmte Gewässerzustände herangezogen werden. Bekanntestes Beispiel hierfür sind die Diatomeen und z.T. auch Chrysophyceen, die ihrer kompakten Kieselsäureschale ein Überdauern im Sediment verdanken. Auf diese Weise sind Analysen der Lebensbedingungen für diese Organismen einige Jahrtausende zurück möglich. In Bezug auf Eutrophierung und Versauerung stellen diese Organismengruppen ein wertvolles Archiv der vergangenen ökologischen Verhältnisse dar (s. Hoffmann et al., dieses Heft). Insbesondere die Diatomeen sind oft abundante, sehr diverse und bedeutsame Vertreter der pelagischen und benthischen Planktongemeinschaft. Sie bestreiten saisonal oft einen dominanten Part innerhalb der Biomasse und weisen charakteristische Besiedlungsmuster entsprechend dem Belastungsstatus auf (s. Schönfelder, dieses Heft). Wie viele Informationen man aus historischen Datenrecherchen in Verbindung mit limnologischen Untersuchungen zum Leitbild eines

Ökosystemtyps gewinnen kann, demonstrieren Pusch et al. (dieses Heft) am Beispiel der Spree.

Weitere Probleme

Bei der Erarbeitung der Bewertungsverfahren ist ein pragmatischer Ansatz erforderlich, der die Machbarkeit und Finanzierbarkeit nicht aus dem Auge verliert, ohne selbst zum Regulativ der Gestaltungsmöglichkeiten für ökologische Bewertungen zu werden. Vorhandene Bewertungsansätze wie z. B. Saprobienindex, Makrophytenindex, Index of Biotic Integrity, Potamon-Typie-Index, Trophieindex müssen auf ihre Anwendbarkeit überprüft und weiterentwickelt werden.

Die Probleme der nationalen und internationalen Interkalibrierung sind noch nicht in Ansätzen geklärt und werden ein erhebliches Konfliktpotential bei der praktischen Umsetzung der WRRL erzeugen.

Die WRRL wird insgesamt als gutes und nützliches Instrument zur Bewertung und zum Schutz von Gewässern angesehen. In ihrer jetzigen Fassung enthält sie allerdings einige gravierende Defizite bezüglich der ökologischen Bewertung, die den Protest einer ganzen Gruppe von Limnologen, nämlich der Zooplanktonspezialisten hervorgerufen hat. Wie kann eine derart komplex ausgelegte Handlungsanleitung bei der ökologischen Bewertung von Gewässern auf die wichtige Schlüsselkomponente Zooplankton verzichten? Hierzu findet sich bei Deneke (in diesem Heft) eine kritische Analyse und Bewertung dieses Defizites. Ähnliches gilt für die Sedimente als wichtiger Stoffumsatzraum in Seen (Kleeberg, dieses Heft) und eine bislang vernachlässigte Gruppe innerhalb des Phytoplanktons, die phototrophen Bakterien (Cyanobakterien und Schwefelbakterien). In dem Maße, wie die dimiktischen Seen ihren trophischen Zustand verbessern und klarer werden, gewinnen die lichtnutzenden Bakterien in den tieferen Schichten der Seen an Bedeutung (s. Rucker, dieses Heft). Das gilt ebenso für das bislang vernachlässigte autotrophe Picoplankton.

Ausblick

Die WRRL stellt alle Beteiligten, vor allem die Länder vor große Herausforderungen, die es zur Stärkung des internationalen Gewässerschutzes zu meistern gilt. Auf Grund des von der WRRL gesetzten Zeitdrucks gilt es, die erforderlichen finanziellen, personellen und organisatorischen Entscheidungen zeitig zu treffen. Die Frage, ob die möglichen und finanzierbaren Maßnahmen überhaupt ausreichen, um in der vorgesehenen Zeit eine gute ökologische Qualität zu erreichen, bleibt zunächst offen und soll den Entwicklungsprozeß der Bewertungsfindung nicht negativ beeinflussen.

Literatur

- EU (Europäische Union), 2000. 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 (Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 72 S.
- Irmer, U., 2000. Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern. Acta hydrochim. hydrobiol. 28: 7-14.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1999. „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin. 74 S.
- Nusch, E.A., G. Friedrich, J. Davis, W.R. Fischer, Ch. Frank, A. Hamm, Ch. Heckmann, V. Herbst, W. Kopf, B. Lenhart, D. Müller, J. Pinter, N. Schilling, X. Schindele, A. Schulte-Wülwer-Leidig, & Ch. Steinberg, 1991. Eutrophierung gestauter und freifließender Gewässer. In A. Hamm, Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia. St. Augustin: 331-564.
- Schmetdje et al., 2001. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. ATV-DVWK-Arbeitsbericht.

Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Jürgen Mathes¹, Gudrun Plambeck² & Jochen Schaumburg³

¹Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Seenreferat M-V, Pampower Str. 66-68, 19061 Schwerin, E-Mail: Juergen.Mathes@um.mv-regierung.de,

²Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, E-Mail: GPlambec@lanu.landsh.de

³Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstr. 67, 80636 München, E-Mail: Jochen.Schaumburg@lfw.bayern.de

Key words: Wasserrahmenrichtlinie der EU, LAWA, Seentypen, biozönotische Validierung

Abstract

In preparation for the implementation of the European Water Framework Directive there have to be defined waterbody-types as an important precondition of the ecological classification. The draft of an *a priori* typology of German lakes has been developed by the members of the LAWA-sub-committee "Valuation of stagnant waters" and is based on data records of lakes from all regions of Germany with a minimum surface area of 50 hectares. For the typology of lakes the ecological region, the geological background, the catchment area, the characteristics of stratification and the mean residence time were used. Providing the subsumption of all biological quality elements needed for the classification of lakes the number of lake-types was limited to the minimum. With the exception of reservoirs artificial waters were not included into the typology. In the draft there are defined 10 main-types of natural lakes and 4 sub-types (mostly reservoirs) which represent a useful basis for the subsumption of the relevant groups of organisms. According to this validation the *a posteriori* biocoenotical lake-types can be stated, whereas the described system probably has to be readapted.

Zusammenfassung

In Vorbereitung auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU ist die Klassifizierung der Gewässer auf der Grundlage von Typen eine wichtige Voraussetzung zur Einschätzung ihrer ökologischen Güte. Der Entwurf zur Typisierung der deutschen Seen wurde durch die Mitglieder des LAWA – Unterausschusses „Bewertung stehender Gewässer“ erarbeitet und basiert auf Datensätzen von Standgewässern mit einer Mindestfläche von 50 ha aus allen Regionen Deutschlands. Für die Typisierung wurden die Ökoregion, der geologische Hintergrund, das Einzugsgebiet, das Schichtungsverhalten und die mittlere Verweildauer herangezogen. Die Anzahl der Seentypen wurde auf ein praktikables Mindestmaß beschränkt. So wurde mit Ausnahme von Talsperren auf die Typisierung künstlicher Standgewässer verzichtet. Im Entwurf sind 10 Haupttypen (natürlich entstandene Seen) und 4 Nebentypen (hauptsächlich Talsperren) enthalten, die für die Einordnung der relevanten Organismengruppen eine praktikable Arbeitsgrundlage bieten. Nach dieser Validierung können biozönotisch begründete Seentypen festgelegt werden, wobei das beschriebene System unter Umständen entsprechend angepasst werden muss.

Einleitung

Für eine leitbildgestützte Bewertung der Seen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie der EU (2000), die eine Bewertung des Gewässerzustandes beinhaltet, der vorrangig durch Biozönosen beschrieben wird, müssen bundesweit Seentypen entwickelt werden, die im anthropogen unbelasteten Zustand eine jeweils charakteristische Lebensgemeinschaft (Referenzbiozönose) besitzen. Da die Datengrundlage für eine derart umfangreiche biozönotische Typisierung noch nicht vorliegt, wurde zunächst der umgekehrte Weg gewählt, also vorab ein Seentypensystem erarbeitet, in das sich im Idealfall die für die Wasserrahmenrichtlinie relevanten Biozönosen (Phytoplankton, Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos, Fische) einordnen lassen.

Unter praktikablen Gesichtspunkten erschien es sinnvoll, die Anzahl der Typen möglichst gering zu halten, weil für jeden der zu kreierenden Typen Referenzzustände und entsprechende Degradationszustände für alle relevanten Organismengruppen definiert werden müssen. Vor dem Hintergrund, dass eigentlich jeder See ein Typ für sich ist, mussten deshalb Vereinfachungen und Konventionen hinsichtlich der Typisierungskriterien getroffen werden. Allein mit der Einschränkung der Seen auf solche mit Seeflächen ≥ 50 ha wird die Anzahl der Typen durch die Vorgabe der Wasserrahmenrichtlinie selbst schon relativ stark reduziert.

Der vorliegende Entwurf des LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) – Unterausschusses „Bewertung stehender Gewässer“ folgt den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der EU gemäß System B, ergänzt durch weitere Kriterien nach System A. Zur Abgrenzung werden geographische, topographische, geologische, hydrologische und morphometrische Kenngrößen verwendet.

Wesentliche Kriterien sind danach:

- Größe (Mindestseefläche 50 ha)
- Ökoregion
- Calcium-Konzentration als Maß für die geochemischen Verhältnisse des Einzugsgebietes
- Verhältnis Einzugsgebietsgröße/Seevolumen als Maß für den Einfluss des Einzugsgebietes auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Sees.
- Schichtungseigenschaften für die morphometrische und stoffliche Charakterisierung des Sees

Als erster Anhaltspunkt für die Lebensgemeinschaften der verschiedenen Seentypen wurde die Trophie herangezogen. Sie charakterisiert die Verhältnisse im Phytoplankton, die später als ein wichtiges biozönotisches Kriterium heranzuziehen sein werden, und die chemisch-physikalischen Verhältnisse. Die übrigen, für die Wasserrahmenrichtlinie relevanten Biozönosen konnten aufgrund der noch fehlenden Leitbilder vorerst nicht berücksichtigt werden.

Mit Hilfe des vorhandenen Datenmaterials von knapp 400 Standgewässern aus allen Regionen Deutschlands wurden die Grenzwerte für die einzelnen Kriterien unter dem Gesichtspunkt einer praktikablen Anwendung festgelegt.

Typisierungskriterien

Ökoregionen

Die von Illies (1978) für die Fließgewässerfauna Europas entwickelten Ökoregionen grenzen Fließgewässer nach geographischen und klimatischen Kriterien gegeneinander ab. Für eine Klassifizierung der Seen Deutschlands sind diese Kriterien nur bedingt brauchbar. Besonders eine Höhenabgrenzung ist für die stehenden Gewässer wahrscheinlich wenig relevant.

Daher werden die Ökoregionen im Hinblick auf die Seentypisierung abweichend von Illies (1978) folgendermaßen voneinander abgegrenzt:

Die Alpen und das Alpenvorland

umfassen unabhängig von einer bestimmten Höhenlinie das Gebiet des Gebirges selbst, den Alpenrand (z.B. mit dem Bodensee) sowie alle Gebiete nördlich der Alpen, in denen die Seen geologisch (Gesteinsschotter aus den Alpen), damit gewässerchemisch alpin sowie durch ein alpines Abflussregime (Frühjahrs- und Sommerhochwässer infolge Schneeschmelze, hoher Schwebstoffanteil, niedrige Zuflusstemperaturen) charakterisiert sind. Dabei werden Alpenseen und Voralpenseen voneinander abgegrenzt.

Alpenseen sind unabhängig von ihrer Lage (in den Alpen oder im Vorland) durch die oben beschriebenen Charakteristika der meist großen alpinen Einzugsgebiete besonders geprägt. Diese Faktoren bedingen einen natürlicherweise nährstoffarmen Status und eine geringe Primärproduktion. In höher gelegenen alpinen Seen, die in Deutschland nur mit Flächen < 50 ha vorkommen, kann die hohe Strahlung das Plankton schädigen und dadurch die Primärproduktion zusätzlich limitieren.

Alpenvorlandseen werden dagegen nicht durch Zuflüsse aus den Alpen gespeist. Diese Seen sind meistens wärmer, haben ein von den Alpenseen abweichendes hydrologisches Regime, geringe oder keine Schwebstoffzufuhr und die Einzugsgebiete sind kleiner als solche alpiner Seen. Unter bestimmten Voraussetzungen (z.B. geringe mittlere Tiefe) ist dort ein höherer potentiell natürlicher Trophiestatus möglich.

Beide Seengruppen dieser Region sind aufgrund der geologischen Voraussetzungen (nördliche Kalkalpen) kalkreich und können zusätzlich durch Grundwasser beeinflusst sein. Das Voralpenland und die geologisch und klimatisch heterogenen Mittelgebirge sind so verschieden, dass es nicht sinnvoll ist, die Seen der Voralpen mit denen der Mittelgebirge zusammenzufassen.

Die zentralen Mittelgebirge

schließen nördlich an das Alpenvorland an, umfassen u.a. die Schwäbische Alb, den Schwarzwald, den Bayerischen Wald, Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge, Thüringer Wald, die Gebiete der oberen Donau, des Oberrheins und der Oberweser, Spessart, Odenwald, Rhön, Rothaargebirge, Rheinische Schiefergebirge bis zum nördlichen Rand der Mittelgebirge, Teutoburger Wald, Weserbergland, Leinebergland, Harz und Erzgebirge. Auch in den Mittelgebirgen können Seen in Tallagen zum einen durchaus unterhalb der von Illies (1978) veranschlagten Höhengrenze von 200 m liegen, zum anderen existieren beispielsweise im Schwarzwald auch Seen oberhalb von 800 m Höhenlage.

Die Zahl der natürlichen Seen mit einer Größe von ≥ 50 ha ist in den Mittelgebirgen sehr gering. Die überwiegende Anzahl stehender Gewässer dieser Größe ist künstlich (zumeist Talsperren und Speicherbecken). Diese Seen sind auf Grund der geologischen Voraussetzungen (Granit, Gneis, Buntsandstein, Schiefer) meistens kalkarm und oft leicht sauer. Vor allem kleinere Gewässer sind versauerungsgefährdet oder bereits versauert. Wegen der überwiegend durch Wald geprägten Einzugsgebiete ist für die Seen auf Festgesteinen ein potentiell nährstoffarmer Status anzunehmen. Einige dieser Seen sind zudem huminstoffgeprägt (z.B. Eckertalsperre, Schluchsee).

Das norddeutsche Tiefland

schließt sich nördlich an die Mittelgebirgsregion an und reicht bis zur Nord- und Ostsee.

In dieser Ökoregion haben sich eine Reihe von Seentypen gebildet, die sich auch biozönotisch von den beiden vorgenannten Gruppen unterscheiden. Es sind kalkreiche, aber auch kalkarme Seen anzutreffen. Letztere sind jedoch selten und bis auf eine Ausnahme (Ewiges Meer) kleiner als 50 ha. Prägend für die Ökoregion sind überwiegend flachere Seen. Die Einschränkung auf Seen mit einer Mindestwasserfläche von 50 ha reduziert die dort theoretisch zu erwartende große Zahl von Seentypen erheblich.

Geologie

Für die Charakterisierung der geochemischen Verhältnisse des Einzugsgebietes wird die Calcium-Konzentration des Seewassers herangezogen, indem Kalkreichtum bzw. -armut bei Werten größer/gleich bzw. kleiner 15 mg/l unterschieden wird.

Eine weitere Differenzierung der Calcium-Konzentration erscheint nicht sinnvoll, da das vorhandene Datenmaterial nur wenige kalkarme Seen im Mittelgebirge enthält. An Talsperren wurde festgestellt, dass die pH-Werte bei einer Calcium-Konzentration kleiner 15 mg/l in den sauren Bereich wechseln, ab 15 mg/l Ca jedoch gut gepuffert sind und stabil bei bzw. über pH 7 bleiben. Auch im Rahmen der Seenbewertung nach trophischen Kriterien wird dieser Grenzwert für die Differenzierung von kalkarmen bzw. kalkreichen Böden genutzt (LAWA 1999).

Da die Calcium-Konzentration in der Regel eng mit der Leitfähigkeit korreliert ist, kann diese bei fehlenden Calcium-Daten alternativ zur Abgrenzung genutzt werden. Anhand des vorliegenden Datenmaterials ergibt sich für kalkarme Seen ein Maximum von 180 $\mu\text{S}_{25}/\text{cm}$. Eine Ausnahme bilden stark saure Gewässer, bei denen die Leitfähigkeit durch die hohe Konzentration der Protonen bestimmt wird.

Einfluss des Einzugsgebietes

Der Einfluss des Einzugsgebietes wird über das Verhältnis der Einzugsgebietsfläche (inklusive Seefläche) zum Seevolumen charakterisiert, wobei unterschieden wird, ob der Quotient größer bzw. kleiner/gleich 1,5 ist.

Natürliche Seen stehen durch ihre Zuflüsse und den direkten See-Umland-Kontakt in enger Wechselwirkung mit ihrem Einzugsgebiet. In der Regel gilt: Je größer das Einzugsgebiet, desto größer die Wahrscheinlichkeit, dass der See nährstoffreich ist; regionale Unterschiede sind möglich (z.B. in den Alpen). Hinsichtlich der Nährstoffausnutzung spielt hingegen die Seebeckenmorphologie eine bedeutende Rolle. Ein flacher See ist bei gleicher Nährstoff-

konzentration produktiver als ein tiefer See. Daher ist das Verhältnis der Einzugsgebietsfläche (inklusive Seefläche) zum Seevolumen (Volumenquotient, VQ in $\text{km}^2/10^6\text{m}^3$) ein relativ gutes Maß für die Wirkung des Einzugsgebiets auf den Stoffhaushalt des Sees.

Das vorhandene Datenmaterial ergibt, dass die Mehrzahl der natürlichen Seen mit einem VQ bis zu 1,5 im Istzustand eine geringe Trophie aufweisen. Bei nur 29 % der natürlichen Seen mit $\text{VQ} \leq 1,5$ liegt die Trophie über mesotroph. Diese sind zur Hälfte ungeschichtet und vermutlich aus diesem Grund produktiver. Bei Erhöhung der Grenze von VQ auf ≤ 2 erhöht sich der Prozentsatz auf 38 %. Bei Werten ab $\text{VQ} > 2$ sind die Seen zu 90 % eutroph 1 und produktiver. Es wird daher vorgeschlagen, die Grenze für den „Seentyp mit kleinem Einzugsgebiet“ bei $\text{VQ} \leq 1,5$ zu legen. Bei stark bewaldeten oder alpinen Einzugsgebieten, Seenketten oder auch anderen natürlichen Gegebenheiten, die die Nährstofffracht aus der Fläche vermindern, ist vom Bearbeiter zu entscheiden, ob die Grenze ggf. höher angesetzt werden kann.

Als zusätzliches Kriterium für den Einfluss der Einzugsgebietsgröße kann der Flächenquotient (FQ in km^2/km^2), also das Verhältnis von Einzugsgebietsgröße zu Seefläche, genutzt werden. Dieser sollte jedoch nur in Zweifelsfällen herangezogen werden. Für die Abgrenzung der Typen wurde dieser Parameter zunächst nicht berücksichtigt, zumal die Größe dieses Quotienten je nach Ökoregion variiert. Beispielsweise ist die Wirkung des Einzugsgebietes bei den Alpenseen, die im Mittel sehr tief sind, geringer als bei den Tieflandseen. Der Abgleich vom $\text{VQ} \leq 1,5$ mit dem FQ ergibt bei den Alpenseen einen Grenzbereich für den FQ von 15 bis 20 und bei den Tieflandseen Werte von unter 10. Weil für die „Mittelgebirgsseen“ nur sehr wenige Datensätze vorliegen (nur drei natürliche Gewässer, ansonsten Talsperren), wird zunächst unter Vorbehalt davon ausgegangen, dass die Grenze auch dort zwischen 15 und 20 liegt.

Eine weitere Kenngröße des Einzugsgebietes mit Einfluss auf die Biozönose von Standgewässern ist die theoretische Wasseraufenthaltszeit. Da die Jahresabflussmenge eines Sees aber nur sehr schwer zu erfassen ist und von Jahr zu Jahr sehr stark schwanken kann, ist die theoretische Wasseraufenthaltszeit und insbesondere die in diesem Zusammenhang interessierende sommerliche Verweildauer nur grob abschätzbar. Mit Ausnahme von wenigen stark durchflossenen Mittelgebirgstalsperren (Pirk, Ratscher, Neunzehnhain 1) liegen die mittleren jährlichen und die sommerlichen theoretischen Verweilzeiten der Gewässer in der Alpen- und Mittelgebirgsregion in der Regel bei über 30 Tagen und lassen damit einen biozönotisch wirksamen Durchspüleffekt in den Hintergrund treten. Im Tiefland lässt sich über mittlere sommerliche Verweilzeiten (Mai bis Oktober) über 3 Tagen (Abgrenzung zum typischen Fließgewässer), aber unter 30 Tagen der Typ eines Flusseees charakterisieren. Diese Gewässer werden über größere Einzugsgebiete (großer Flächen- bzw. Volumenquotient) versorgt, haben verhältnismäßig geringe Volumina, sind flach und demzufolge alle polymiktisch.

Schichtungseigenschaften

Für die Klassifizierung nach Seentypen wird die Unterscheidung zwischen geschichteten und ungeschichteten Gewässern herangezogen.

In flachen ungeschichteten oder schwach geschichteten Seen stehen die Nährstoffe, die im Wasser oder Sediment nach der Zersetzung wieder freigesetzt werden, dem Algenwachstum unmittelbar wieder zur Verfügung. Massenentwicklungen von Algen, vor allem im Sommer,

sind in eutrophierten Seen die Folge. Daher ist es wahrscheinlich, dass sich die Biozönosen von geschichteten und ungeschichteten Seen unterscheiden. Es wird empfohlen, einen See als geschichtet einzuordnen, wenn die thermische Schichtung an der tiefsten Stelle des Sees für mindestens 3 Monate stabil bleibt. Sofern nicht genügend Messdaten zum Schichtungsverhalten des Sees vorliegen, kann als Hilfsgröße der Tiefengradient (Mietz 1991) genutzt werden.

Typisierungssystem

Für die Klassifizierung der Seen nach Gewässertypen lagen Angaben von insgesamt 377 Gewässern ≥ 50 ha vor, von denen 319 Seen komplette Datensätze aufwiesen. Es handelt sich um Datenmaterial von Seen natürlicher Entstehung und von Talsperren. Weitere künstliche Gewässertypen lassen sich mit dem vorliegenden Typisierungssystem nicht erfassen und werden zunächst unter der Rubrik Sondertypen geführt. Das trifft insbesondere auf die Abgrabungsseen zu, die grundwassergespeist sind und daher in den meisten Fällen nur unwesentlich vom oberirdischen Einzugsgebiet beeinflusst werden.

Mit Hilfe der oben genannten Kriterien ergeben sich für Deutschlands Standgewässer mit Mindestwasserflächen von 50 ha insgesamt 10 Haupttypen für Seen natürlicher Entstehung sowie weitere 4 Gewässertypen der Mittelgebirgsregion, die fast ausschließlich Talsperren enthalten (s. Abb. 1 im Anhang).

Das sind in der *Alpen- und Voralpenregion*:

Voralpenseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet	[1]
Voralpenseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	[2]
Voralpenseen: kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	[3]
Alpenseen: kalkreich, geschichtet	[4]

in der *Mittelgebirgsregion*:

kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet, (nur Talsperren)	[5]
kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, (fast nur Talsperren)	[6]
kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet, (eine Talsperre, ein nat. See)	[7]
kalkarm, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet, (nur Talsperren)	[8]
kalkarm, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet, (fast nur Talsperren)	[9]

und in der *Tieflandregion*:

kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	[10]
kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit $> 30d$	[11]
kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit 3 - 30d	[12]
kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	[13]
kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, ungeschichtet	[14]

Tabelle 1 (im Anhang) enthält für alle ermittelten Seentypen die Anzahl der berücksichtigten Datensätze sowie jeweils beispielhaft einige der flächengrößten Seen.

Darüber hinaus werden zunächst folgende Sondertypen (mit Seeflächen ≥ 50 ha) abgegrenzt, die ggf. noch weiter zu untergliedern sind bzw. die in Kombination auftreten können (z.B. Tagebaurestseen: sauer und elektrolytreich, Gr. Koblenzter See/Mecklenburg-Vorpommern : huminstoffgeprägt und elektrolytreich):

- Abgrabungsseen (neutral bis basisch)

Dieser Seentyp (vor allem Kiesbaggerseen) ist in allen Ökoregionen vertreten.

- Abgrabungsseen (schwach bis stark sauer)

Dabei handelt es sich um Tagebaurestsseen des Braunkohleabbaus in Brandenburg, Sachsen, Nordrhein-Westfalen und Bayern.

- huminstoffgeprägte Seen bzw. Talsperren

Dieser Seentyp ist unabhängig von der Ökoregion, kann kalkarm bzw. kalkreich sein.

- elektrolytreiche Seen

Dazu gehören die meisten sauren Tagebaurestsseen, salzhaltige Strandseen sowie künstliche/natürliche Seen, deren hoher Elektrolytgehalt geogen bedingt ist.

Ausblick

Nach der vorläufigen Einordnung der von den Bundesländern gemeldeten Seen ≥ 50 ha ist nun zu prüfen, inwieweit sich die für die Wasserrahmenrichtlinie relevanten Biozönosen den vorgeschlagenen Seentypen zuordnen lassen. Eine biozönotisch begründete Seentypisierung kann daher erst nach Auswertung der biologischen Daten der diesbezüglichen F&E-Vorhaben und ggf. nach einer entsprechenden Anpassung der hier vorgeschlagenen Seentypen endgültig festgelegt werden.

Literatur

EU (Europäische Union), 2000. 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. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).

Illies, J., 1978. Limnofauna Europaea. 2. Aufl., G. Fischer-Verlag, Stuttgart.

LAWA, 1999. Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin: 74 S.

Mietz, O., 1991. Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter der besonderen Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll-Gehalt. Dissertation A, Humboldt-Universität Berlin: 129 S.

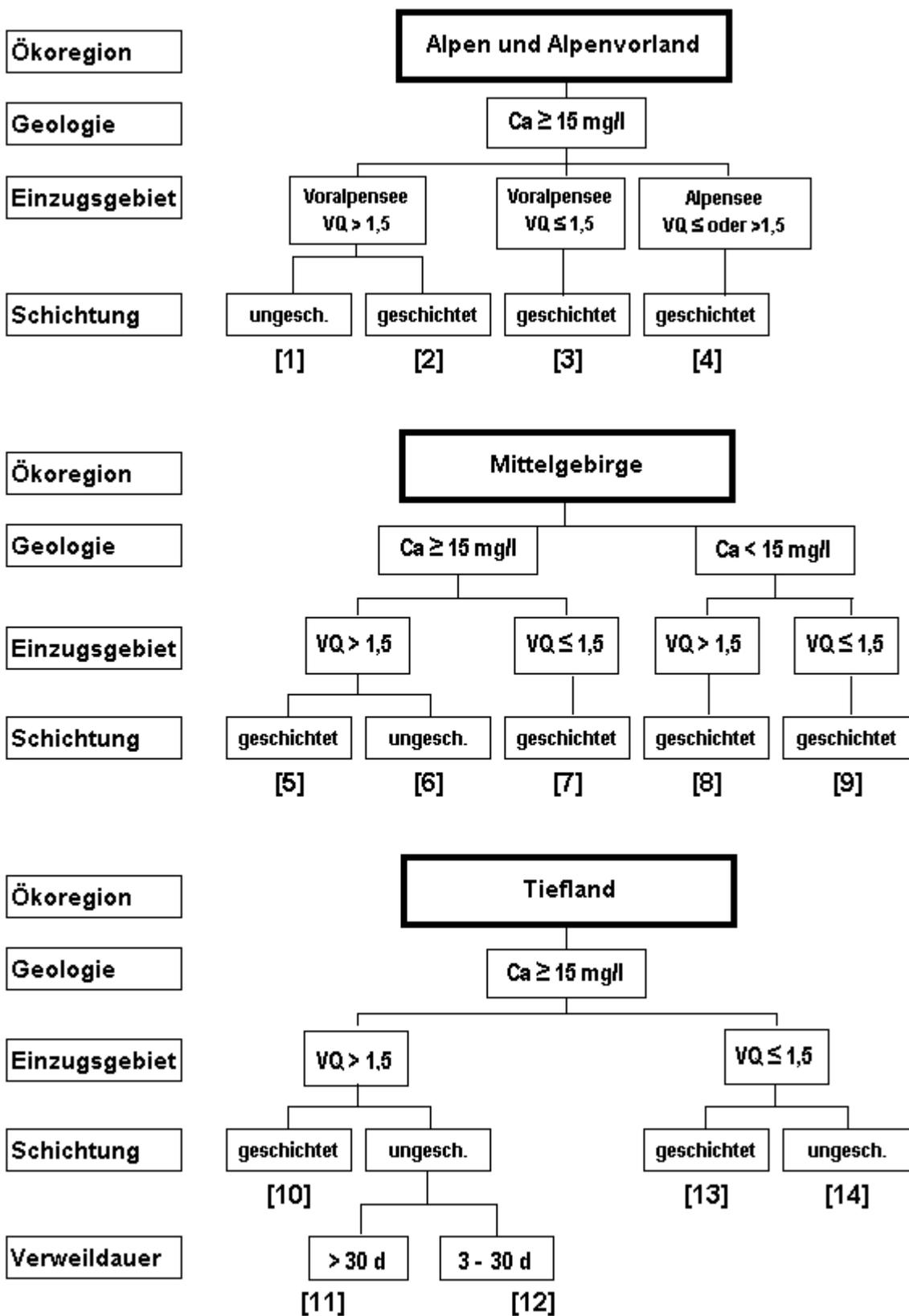


Abbildung 1: Das Typisierungssystem für die Seen und Talsperren Deutschlands mit Wasserflächen ab 50 ha.

Tabelle 1: Anzahl der für den Typisierungsvorschlag verwendeten Datensätze und Beispiele von Seen aus allen Regionen Deutschlands.

Seentyp (Nr.: s. Abb. 1)	Datensätze (davon Tal- sperren)	Beispiele		
		Seename	Fläche [km ²]	Bundesland
1	4	Hopfensee Hofstädter See Rohrsee	1,94 0,58 0,52	Bayern Bayern Baden-Württemberg
2	6	Bannwaldsee Pilsensee Gr. Ostersee	2,28 1,95 1,18	Bayern Bayern Bayern
3	10	Starnberger See Staffelsee Waginger See	56,36 7,66 6,61	Bayern Bayern Bayern
4	15	Bodensee Chiemsee Ammersee	ca. 500 79,90 46,60	Baden-Würt./Bayern Bayern Bayern
5	15 (15)	(TS Bleiloch) (TS Hohenwarthe) (TS Pöhl)	9,20 7,30 3,60	Thüringen Thüringen Sachsen
6	9 (8)	Federsee (TS Quitzdorf) (TS Bautzen)	1,36 5,70 5,20	Baden-Württemberg Sachsen Sachsen
7	2 (1)	Laacher See (TS Schönbrunn)	3,31 1,00	Rheinland-Pfalz Thüringen
8	4 (4)	(TS Eibenstock) (TS Mauthaus) (TS Ohra)	3,20 0,93 0,85	Sachsen Bayern Thüringen
9	5 (4)	Titisee (TS Schluchsee) [ferner, weil < 50 ha: Pulvermaar]	1,07 5,08 (0,34)	Baden-Württemberg Baden-Württemberg Rheinland-Pfalz
10	91	Plauer See Kölpinsee Tollensesee	38,40 20,29 17,90	Mecklenburg-Vorp. Mecklenburg-Vorp. Mecklenburg-Vorp.
11	102 (4)	Kummerower See Steinhuder Meer Malchiner See	32,55 29,10 13,95	Mecklenburg-Vorp. Niedersachsen Mecklenburg-Vorp.
12	9 (2)	Schwielowsee Gülper See Sternberger See	8,50 6,16 2,53	Brandenburg Brandenburg Mecklenburg-Vorp.
13	40	Schweriner See Gr. Plöner See Schaalsee	61,54 29,97 22,80	Mecklenburg-Vorp. Schleswig-Holstein M-V / S-H
14	7	Müritz Schmollensee Dobersdorfer See	112,63 5,03 3,12	Mecklenburg-Vorp. Mecklenburg-Vorp. Schleswig-Holstein

Summe: 319

Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons - Aktueller Stand in Deutschland

Ute Mischke¹, Brigitte Nixdorf², Eberhard Hoehn³ & Ursula Riedmüller³

¹Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin, E-Mail: mischke@igb-berlin.de

²Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: b.nixdorf@t-online.de

³LBH, Glümerstr. 2a, D-79102 Freiburg E-Mail: lbh@gmx.de

Key words: phytoplankton, WaterFramework Directive, trophy, metrics, indicative species

Abstract

Phytoplankton data of more than 110 lakes are collected in a data bank, which are measured in former lake assessment programs by regional institutions of Germany. The lakes can be attached to 11 of 20 lake types suggested by Mathes et al. (2002) and belong to all seven trophic classes of the German LAWA directive (1999) with a high portion of mesotrophic lakes (37%). The quality of data for assessment development will be enhanced by a definition of minimum criteria and by including lakes with lake area below 0,5 km², which were excluded before. A system to classify the degradation degree by total phytoplankton biomass for hardwater lakes of the northern lowland is suggested. This and comparable systems for all ecoregions will be used for pre-classification of degradation and as a metric of a multivariable assessment tool. The proposal was used to classify a random test of 23 lakes of Brandenburg, including 10 stratified lakes with a very good status and more degraded polymictic lakes. Analysing the composition of phytoplankton from this random test, 2 further metrics can be defined by the ratio of specific algal classes. Several indicative species can be suggested, which help to discriminate between stratified and polymictic lakes with increasing degradation. The influence of the ratio of catchment area to lake volume (VQ) is not reflected in the algal composition, but results in different total biovolume in all steps of degradation by different trophy.

Zusammenfassung

Phytoplanktondaten von über 110 Seen werden aus früheren Seenuntersuchungsprogrammen der Landesämter Deutschlands in einer Datenbank gesammelt. Die Seen gehören dem Vorschlag von Mathes et al. (2002) folgend 11 der 20 vorgeschlagenen Seentypen an und ihre Trophie (nach LAWA-Richtlinie 1999) ist auf alle 7 Klassen verteilt mit einem überhöhten Anteil an mesotrophen Seen (37%). Durch Formulierung eines Minimalanspruches hinsichtlich der Qualität der Daten und durch Hinzufügung von Daten aus kleineren Seen (<50 ha) soll die Datenlage zur Erarbeitung eines Bewertungssystems verbessert werden. Es wird ein System zur Einstufung der Degradation nach dem Biovolumen des Phytoplanktons für Hartwasserseen der Norddeutschen Tiefebene vorgestellt. Dieses und vergleichbare Systeme für alle Ökoregionen werden zur Vorabestufung der Degradation und als eine Kenngröße (Metric) im multimetrischen Bewertungsverfahren dienen. Der Entwurf wurde an einer

Stichprobe von 23 brandenburgischen Seen getestet, welche demnach 10 als vorläufig „sehr gut“ klassifizierte geschichtete Seen und überwiegend stärker degradierte ungeschichtete Seen enthielt. Die Auswertung der Phytoplanktonzusammensetzung dieses Datensatzes erlaubte die Herleitung von 2 weiteren Kenngrößen anhand von bestimmten Algenklassenverhältnissen und schlägt mehrere Leitarten vor, die ungeschichtete von geschichteten Seen mit steigender Degradation unterscheiden können. Ein Einfluss der Einzugsgebietsgröße im Verhältnis zum Seevolumen spiegelt sich nicht in der Zusammensetzung des Phytoplanktons wider, aber in der Höhe des Gesamtbiovolumens in den Degradationsebenen als Effekt der unterschiedlichen Trophie.

Einleitung und Ziele

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) fordert ein Bewertungsverfahren mit den Kenngrößen Gesamtbiomasse, Artenzusammensetzung und Sichttiefe in 4 Degradationsstufen abweichend von einem anthropogen unbeeinflussten Zustand. Die nach der WRRL als „sehr gut“ definierte Zustandsklasse ist das biozönotisch zu begründende Leitbild (s. Rhode & Nixdorf 2002, dieses Heft). Das Phytoplankton kann primär als Anzeiger für die Degradation hinsichtlich der Belastung „Eutrophierung“ dienen (Järnefelt 1952, Heinonen 1980, Hörnström 1981, Brettum 1989). Deshalb ist es zum einen sinnvoll, die VorabEinstufung der Gewässer an bestehende und erprobte trophische Klassifizierungen unter Einbeziehung abiotischer Kenngrößen (LAWA 1999, Behrendt & Opitz 1996) anzulehnen. Des weiteren werden für das zu erarbeitende Bewertungsverfahren bestehende Kenngrößen wie das Gesamtbiovolumen, die Chlorophyll a-Konzentration und die Sichttiefe einbezogen. Allerdings muss die Anzahl der Klassen von einem siebenstufigen trophischen System auf eine 5 stufige Einteilung reduziert werden (s. WRRL) sowie eine Neufestlegung der Klassengrenzen für die verschiedenen Gewässertypen erfolgen. Ein erster Vorschlag hierzu wird für die Seen im Flachland vorgestellt.

Nach der Literaturstudie von Knopf u.a. (2000) im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erfüllen die von Hörnström (1981, mit Modifikation nach Tremel 1996) und Brettum (1989) entwickelten Verfahren zur Trophieklassifizierung anhand der Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse von Indikatorarten von ihrem Ansatz her in vollem Umfang die Erfordernisse des Entwurfes der EU-WRRL (2000). Aus diesen Ansätzen sollen Kenngrößen (Metrics) abgeleitet und ein multimetrisches Verfahren entwickelt werden. Als Metrics können sowohl das Vorkommen oder der relative Anteil einzelner Arten oder Artgruppen am Gesamtbiovolumen als auch das Verhältnis von Artgruppen zueinander, sowie die Gesamtbiomasse und die Sichttiefe dienen.

Die in Hörnström (1981) und Brettum (1989) vorgeschlagenen Metrics sollen für die deutschen Gewässer validiert und modifiziert, weitere empirisch erarbeitet werden (Nixdorf u.a. 2001). Als Grundlage dienen nicht einheitlich neu erhobene, deutschlandweite Daten, sondern eine Sammlung der durch die Landesämter erhobenen Daten zum Phytoplankton aus verschiedenartigen Seenuntersuchungsprogrammen. Diese Daten wurden mit einer unterschiedlichen Methodik und Zielsetzung erhoben, weshalb ihre taxonomische Qualität stark differiert. Die aus diesem Erhebungsverfahren resultierenden Defizite im Datenbestand sollen an dieser Stelle kurz dargestellt und Möglichkeiten zu ihrer Überwindung aufgezeigt werden.

Als ein Beitrag zur Verbesserung des Datenbestandes und zur Beschreibung von Leitbild-Biozöosen in Gewässern des Landes Brandenburg wurde im Jahr 2001 ein Seenunter-

suchungsprogramm mit detaillierten Phytoplanktonuntersuchungen durchgeführt (Nixdorf & Mischke 2002). Der durch dieses Programm erhobene Datensatz wurde als Stichprobe genutzt, um zum ersten Mal WRRL-konforme gewässertypspezifische Metrics anhand der Gesamtbiomasse, der Algenklassen- und Artenzusammensetzung beispielhaft für Seen des Tieflandes vorzuschlagen.

Eine für die Gewässertypen differenzierte statistische Auswertung der gesamten Phytoplanktondaten wird erst nach Schließung der Datenbank Ende September 2002 erfolgen. Zuvor müssen die Typisierung der stehenden Gewässer Deutschlands in Abstimmung mit den Bundesländern in der LAWA verabschiedet (s. Mathes et al. 2002, dieses Heft) und alle Untersuchungsgewässer typisiert werden. Die Bearbeiter aller biologischen Projekte (Fische, Makrophyten, Phyto- und Makrozoobenthos) bemühen sich, möglichst viele Gewässer gemeinsam zu untersuchen und die Typisierung und Vorabestufungen der Degradation abzustimmen.

Methoden

Datenbank

Als erster Schritt vor dem Import in eine Access-Datenbank erfolgt eine Aufbereitung der durch die Landesämter und einige Forschungseinrichtungen bereitgestellten Phytoplankton- und Begleitdaten. Dazu wird ein Abgleich der Bezeichnungen der Taxa und sonstiger Zählkategorien, die Einstufung ihrer Bestimmbarkeit und Kennzeichnung aller Datensätze hinsichtlich ihrer Qualität und Herkunft durchgeführt. Die Datenbank umfasst Auswertungsoptionen auf der Ebene der Arten, Gattungen, Algenklassen und Gesamtbiovolume und gibt Detailinformationen zur Typisierung der Untersuchungsgewässer innerhalb der definierten Gewässertypen, führt die wesentlichen Trophieparameter (Gesamtphosphor, Chlorophyll a, Sichttiefe) pro Untersuchungstermin mit und berücksichtigt das Ergebnis der Trophieklassifizierung nach LAWA Richtlinie (1999) pro Untersuchungsjahr und Gewässer. Vegetations- und Jahresmittelwerte können automatisch berechnet werden.

Untersuchungen im brandenburgischen Sonderprojekt 2001

Im Jahr 2001 wurden 25 Seen und Seenbecken (Seenamen s. Tab. 2, Zeile 4) durch das Landesumweltamt (LUA) Brandenburg und durch das Institut für Gewässerökologie GmbH (GUG), und im Jahr zuvor drei weitere Seen vom Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus beprobt. Für 3-5 Proben je See (Sonderuntersuchung Langer See n =15) erfolgte eine quantitative, lichtmikroskopische Auswertung nach Utermöhl (1958) in Absetzkammern oder nach Arp (1997) durch verschiedene Bearbeiter (s. weitere Details Nixdorf & Mischke 2002). Das Biovolumen wurde durch die Annäherung an geometrische Körper, in Anlehnung an Rott (1981) und anhand der vorab bestimmten Zellkonzentrationen ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Datenbestand in der deutschlandweiten Datenbank

Die durch die Landesämter und Forschungseinrichtungen zur Verfügung gestellten und aufbereiteten Daten werden in einer Datenbank zusammengefasst. Als Zwischenstand sind zur Zeit für 110 Seen mit einer Seefläche größer als 50 ha für 266 Untersuchungsjahre Phytoplankton-

daten vorhanden und wurden nach dem Entwurf von Mathes et al. (2002) typisiert (Abb. 1). Dabei ist die Typisierung zum Teil aufgrund fehlender Daten vorläufig. Nach der Empfehlung des Unterarbeitskreis der LAWA „Stehende Gewässer“ sollen für die Seentypen mit einer zu geringen Anzahl an Gewässern auch solche kleiner 50ha und mit guter Qualität hinzugenommen werden. Damit wird sich die Anzahl der Seen in der Ökoregion Voralpen und Alpen (s. Schaumburg et al. 2002), im Mittelgebirge (Eifelmaare) und bei ungeschichteten Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet (Korczynski & Mathes 1999) deutlich erweitern. Berücksichtigt man auch die kleineren Seen, so liegen insgesamt für 303 Untersuchungsjahre begleitende Trophiedaten vor, die Schnittmenge mit den Seen größer 50 ha beträgt 223.

Die Trophie der Seen (nach LAWA 1999) verteilt sich auf alle 7 Trophieklassen mit einem Schwerpunkt bei mesotrophen Seen (37%). Oligotrophe (4,6%) und polytroph 2 bis hypertrophe Seen (5,3% bzw. 3,6%) sind unterrepräsentiert.

Durch die Ungleichverteilung der Seen im Trophiespektrum können bei der Ermittlung von Metrics u.a. Indikatorarten "Stichprobeneffekte", d.h. Fehler auftreten. Es sollte daher eine gleichverteilte Stichprobe ausgewählt werden. Bei Vorhandensein von langjährigen Untersuchungen werden typische Jahre für jeden Trophiestatus eines Sees bestimmt. Auch die extrem unterschiedliche Anzahl der Untersuchungstermine und Untersuchungsjahre kann Artefakte erzeugen, wie in Abbildung 2 dargestellt. Die Anzahl der nachgewiesenen Taxa pro See steigt mit der Untersuchungsfrequenz an und würde somit eine höhere, zählfrequenzbedingte Diversität erzeugen. Für alle Seen muss der "kleinste gemeinsame Nenner" gefunden bzw. ein Minimalanspruch, z.B. 6 Beprobungen im Jahr, definiert werden.

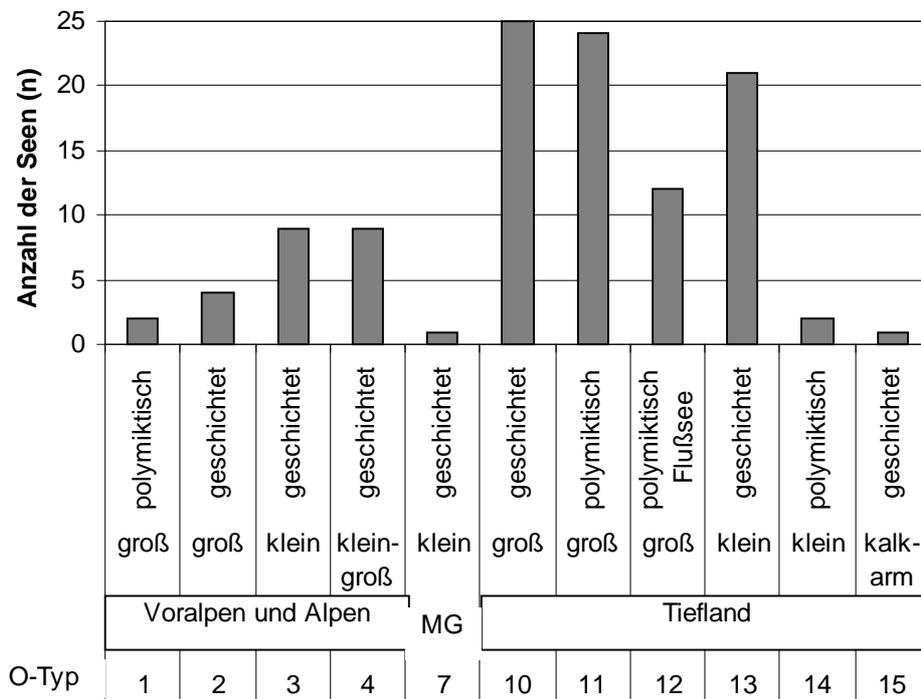


Abbildung 1: Verteilung der Seen in den Gewässertypen Deutschlands (Stand der Datenbank April 2002), die größer als 50 ha sind und für die Phytoplanktondaten aufbereitet wurden. MG = Mittelgebirge. O-Typ = Seentypen nach Mathes et al. (2002) von links nach rechts durchnummeriert.

Als eine mögliche Prüfgröße zur Einschätzung der Güte der Erfassung der Gesamtbiovolume-
na des Phytoplanktons wird das Verhältnis zur Chlorophyll a-Konzentration genutzt. Obwohl
dieses Verhältnis einer Vielzahl von Faktoren und methodischen Fehlern unterliegen kann,
sind diese beiden Biomasseparameter ursächlich zueinander korreliert (Korrelationskoeffi-
zient $r=0,75$; bei 2197 Einzelwerten). Als mögliche Prüfgröße wird vorgeschlagen, dass ein
Einzelwert bei einer über 300%igen Abweichung von der Regressionsgeraden aller Biovo-
lumina- zu Chlorophyll a-Werte (z.Z. $r^2=0,944$; Schnittpunkt der Y-Achse $y=0.165$) als
Ausreißer betrachtet und nicht in die weitere Auswertung aufgenommen wird.

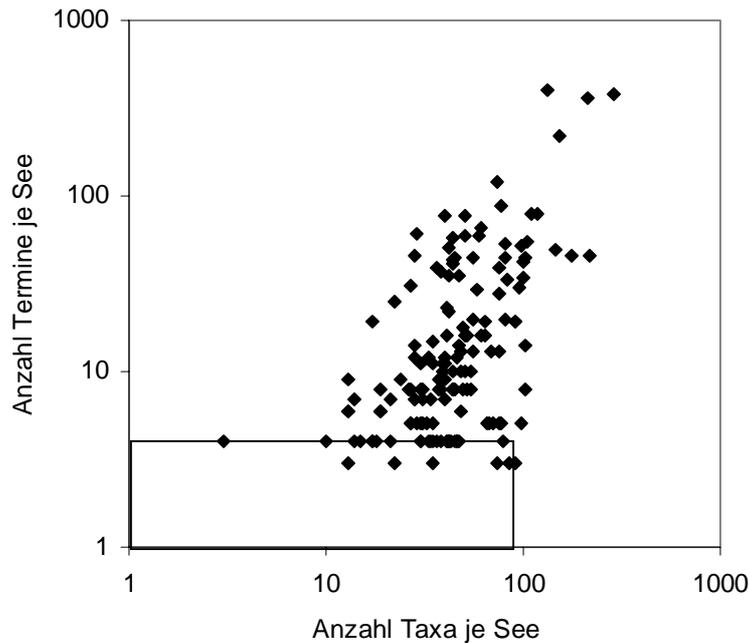


Abbildung 2: Verhältnis der Untersuchungsfrequenz (Anzahl Termine je See) zur Anzahl der nachgewiesenen Taxa in 157 Gewässern. Mit der horizontalen Linie ist eine Anzahl von 4 Untersuchungsterminen markiert, bei der 3 bis 91 Taxa pro See gefunden wurden.

Als eine weitere Prüfgröße zur Einschätzung der Güte der Erfassung der taxonomischen Differenzierung wird die mittlere Anzahl an Taxa (hier als Zählkategorien) je Untersuchungs-
termin vorgeschlagen. Im Mittel wurden von den 38 verschiedenen Bearbeitern 18,6 Taxa pro
Probe an 4237 Terminen unterschieden. Nicht der Seetyp, die Ökoregion oder die Trophie,
sondern der Bearbeiter hatte den entscheidenden Einfluss auf die ermittelte Varianz in der
Artendifferenzierung. Die Notwendigkeit, die quantitative und qualitative Phytoplanktonana-
lyse zu vereinheitlichen, wird anhand einer Differenzierung von nur 4 und bis zu 50 Taxa pro
Probe im Mittel je Bearbeiter deutlich (Abb. 3). Aus den Daten lässt sich ferner ableiten, dass
ein Gewässer im Optimalfall mit 4 Beprobungen hinsichtlich seines Artenspektrums erfasst
werden kann. Der größte Teil der Bearbeiter erreicht dagegen erst ab 10 Beprobungen die
durchschnittliche Anzahl an Taxa (im Mittel 50 Taxa je See) (Abb. 2). Es wird
vorgeschlagen, als Minimalanspruch hinsichtlich des taxonomischen Niveaus eine mittlere
Anzahl an Taxa je Probetermin von größer 10 und mehr als 20 Taxa je See (bei 4
Beprobungen) zu fordern. Damit schränkt sich die Anzahl der Seen mit verfügbaren
Phytoplanktondaten in der Datenbank um 10,5 % und die Zahl der Untersuchungsjahre mit
einer genügend hohen taxonomischen Auflösung um 27 % ein.

Außerdem wird für die Zukunft eine einheitliche Methodik zur Bestimmung der Phytoplanktonvolimina gefordert, wie sie zum Beispiel durch Pohlmann & Friedrich (2001) vorgestellt wurde.

Seen, die für die Erstellung eines Bewertungssystems geeignet erscheinen, müssen zusammenfassend folgende Kriterien erfüllen:

1. mindestens 6 Untersuchungstermine pro Jahr, davon 4 in der Vegetationsperiode (April-September) bei Flachseen mit Berücksichtigung des Spätsommers
2. Mit einem ausreichenden Niveau an taxonomischer Differenzierung (>20 Taxa/See; im Mittel >10 Taxa/Termin)
3. Morphometrische und hydrografische Begleitdaten zur Gewässertypisierung
4. Trophiedaten zur Vorabestufung der Degradation sowie zur Integration von Trophieparametern in das Bewertungsverfahren

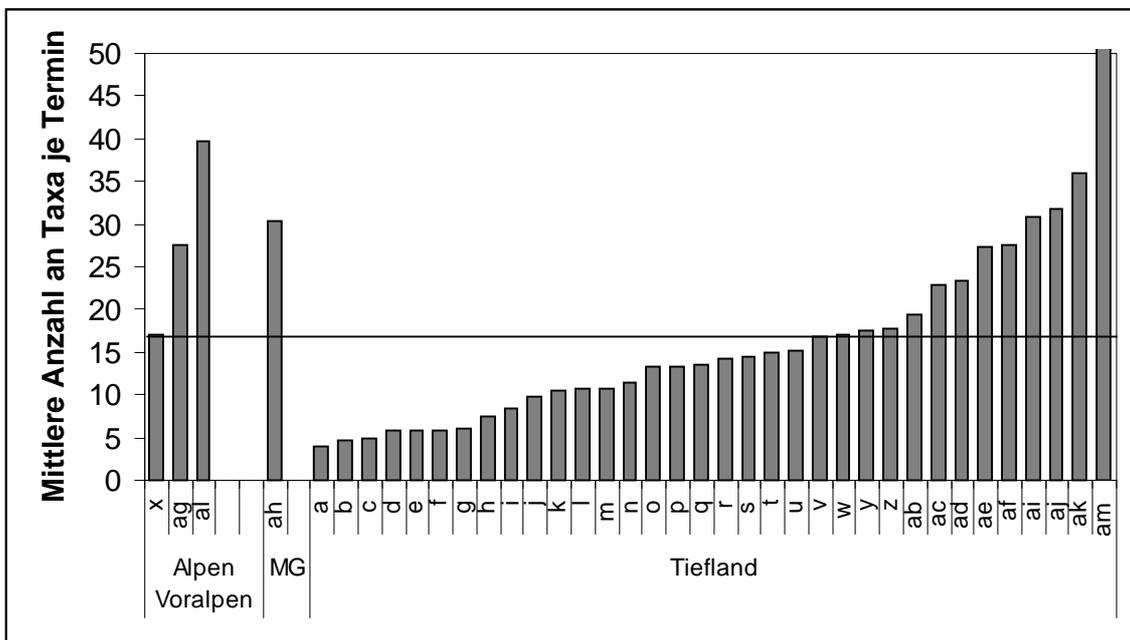


Abbildung 3: Mittlere Anzahl an Taxa je Untersuchungstermin differenziert nach den 38 verschiedenen Bearbeitern (anonymisiert = kleine Buchstaben der X-Achse)

Ableitung von Metrics aus dem brandenburgischen Seenuntersuchungsprogramm 2001

Nixdorf et al. (2001) stellte in Helsinki den Entwurf einer Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktonbiovolumens für Hartwasserseen der Norddeutschen Tiefebene vor, welcher modifiziert in Tabelle 1 wiedergegeben ist. Die Vegetationsmittelwerte der Gesamtbiovolimina und der Chlorophyll a-Konzentrationen stellen zwei Metrics für den Parameterkomplex Gesamtbiomasse des Phytoplanktons dar und sind als Mittelwerte der Degradationsklassen nach WRRL (1. Spalte in Tab.1) zu verstehen. Abweichend vom Entwurf von Mathes (LAWA Arbeitspapier 2001) werden nicht die Flusseen, sondern die sehr flachen Seen mit einer mittleren Tiefe kleiner 3 m als eigener Gewässertyp aufgrund ihrer erheblich höheren potentiellen Biomassen vorgeschlagen. Hinsichtlich des anthropogen-unbeeinflussten Zustandes von Flachgewässern steht eine Rekonstruktion des biologischen Leitbildes noch aus.

Körner (2002) recherchierte aus Fischereidaten und sonstigen Quellen für Flachseen, dass zumindest die sehr flachen Seen (maximale Tiefe 0-1,25m) noch in den fünfziger Jahren zu 90 % Makrophyten dominierte Gewässer waren, was in dem hier vorgestellten Entwurf berücksichtigt ist (Tab.1).

Der Entwurf diente zur Vorabestufung der Degradationsklassen der typisierten brandenburgischen Untersuchungsseen (Abb. 4), wobei auch die Gewässertypisierung aufgrund fehlender Messdaten zur Wasseraufenthaltszeit, Einzugsgebietsgröße, Seemorphometrie und Schichtungsverhalten für 9 Seen als vorläufig zu betrachten ist. Sehr flache Seen und Flussseen wurden im Typ 12 zusammengefasst. Die Vorabklassifizierung der untersuchten brandenburgischen Seen, im folgenden „Stichprobe“ genannt, ergab einen hohen Anteil der geschichteten See, die als „sehr gut“ eingestuft wurden, so dass die Voraussetzung zur Ableitung eines Leitbildes für diese beiden Gewässertypen gegeben ist. Hingegen sind die untersuchten ungeschichteten Seen alle verschieden stark degradiert, sofern nicht die ungeschichteten Seebecken vom Wummsee und Parsteiner See betrachtet werden. Aufgrund des Fehlens geeigneter Gewässer ist eine Rekonstruktion des anthropogen unbeeinflussten Zustandes mit Hilfe paläolimnologischer Methoden nötig (s. Hoffmann et al. 2002, dieses Heft).

Brettum (1989) hat eindrücklich darauf hingewiesen, dass die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons im Jahresverlauf erheblichen Schwankungen unterliegt und eine geringe Probenahmefrequenz, wie sie im Entwurf der WRRL (EU 2000) oder auch der LAWA-Richtlinie (1999) vorgesehen ist, daher zu einer nicht unerheblichen Fehleinschätzung führen kann. Mit 2-3 Untersuchungsterminen zwischen Mai-September wurde eine derartig geringe Probenahmefrequenz im brandenburgischen Projekt realisiert, dass die Aussagekraft der abgeleiteten Metrics sehr eingeschränkt ist und einer Validierung an einem erweiterten Datensatz bedarf.

Tabelle 1: Entwurf einer Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktonbiovolumens (modifiziert nach Nixdorf et al. 2001) für Hartwasserseen der Norddeutschen Tiefebene. Berücksichtigt sind das Verhältnis Einzugsgebietsgröße (km²) zum Seevolumen (10⁶ m³) als VQ, das Schichtungsverhalten und die mittlere Tiefe <3m (für sehr flache Seen nach Nixdorf, mündl. Mittlg.). (BV = Biovolumina in mm³/l, Chl a = in µg/l, MP = Makrophyten dominiert)

Typ	VQ<1,5				VQ > 1,5					
	geschichtet		polymiktisch		geschichtet		flach/ polymiktisch		sehr flach	
	13		14		10		11		12	
	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a	BV	Chl a
1 (sehr gut)	≤0,5	≤2,5	≤1 MP	≤5	≤1	≤5,0	≤2 MP	≤10	≤3 MP	≤15
2 (gut)	>0,5-2	>2,5-10	>1-4 MP	>5-20	>1-3	>5-15	>2-6 MP?	>10-30	>3-9	>15-45
3 (moderat)	>2-4	>10-20	>4-8	>20-40	>3-6	>15-30	>6-12	>30-60	>9-18	>45-90
4 (unbefriedigend)	>4-8	>20-40	>8-16	>40-80	>6-12	>30-60	>12-24	>60-120	>18-36	>90-180
5 (schlecht)	>8,0	>40,0	>16,0	>80	>12	>60	>24	>120	>36	>180

Alle Untersuchungsgewässer wurden anhand der mitgelieferten Begleitparameter auch hinsichtlich ihrer Trophie nach der LAWA-Richtlinie (1999) mit der durch die geringe Anzahl an Untersuchungsterminen bedingten Einschränkung vorläufig klassifiziert (s. 5. Zeile in Tab. 2). Die geschichteten Seen der Stichprobe sind überwiegend oligo-mesotroph, die polymiktischen (ungeschichteten) Seen zumeist eutroph bis hypertroph. Wie eingangs erwähnt, können durch die Ungleichverteilung der Seen im Trophiespektrum bei der Ermittlung von Metrics Fehler auftreten. Insgesamt weist der erhobene Datensatz der Stichprobe erhebliche Mängel hinsichtlich der Probennahmefrequenz und der Trophieverteilung auf. Die im folgenden abgeleiteten Kenngrößen können aber als Vorschlag zur Prüfung im deutschlandweiten Datensatz dienen.

In Nixdorf & Mischke (2002) wurde eine Auswertung der Stichprobe auf der Ebene der Algenklassen innerhalb der Gewässertypen für den Frühjahrsaspekt (März/April) und den Hochsommeraspekt (Juli/August) durchgeführt. Die relativen Anteile der Cryptophyceen und Diatomeen am Gesamtbiovolumen sind in vielen Seen unabhängig vom Seentyp und der Degradation im Frühjahr am höchsten (s.a. PEG-Modell in Sommer u.a. 1986). Im Hochsommer herrschen in den geschichteten Seen Dinoflagellaten oder Cryptophyceen vor, wobei begleitend Bacillariophyceen und Grünalgen mit vielen Arten zu finden sind.

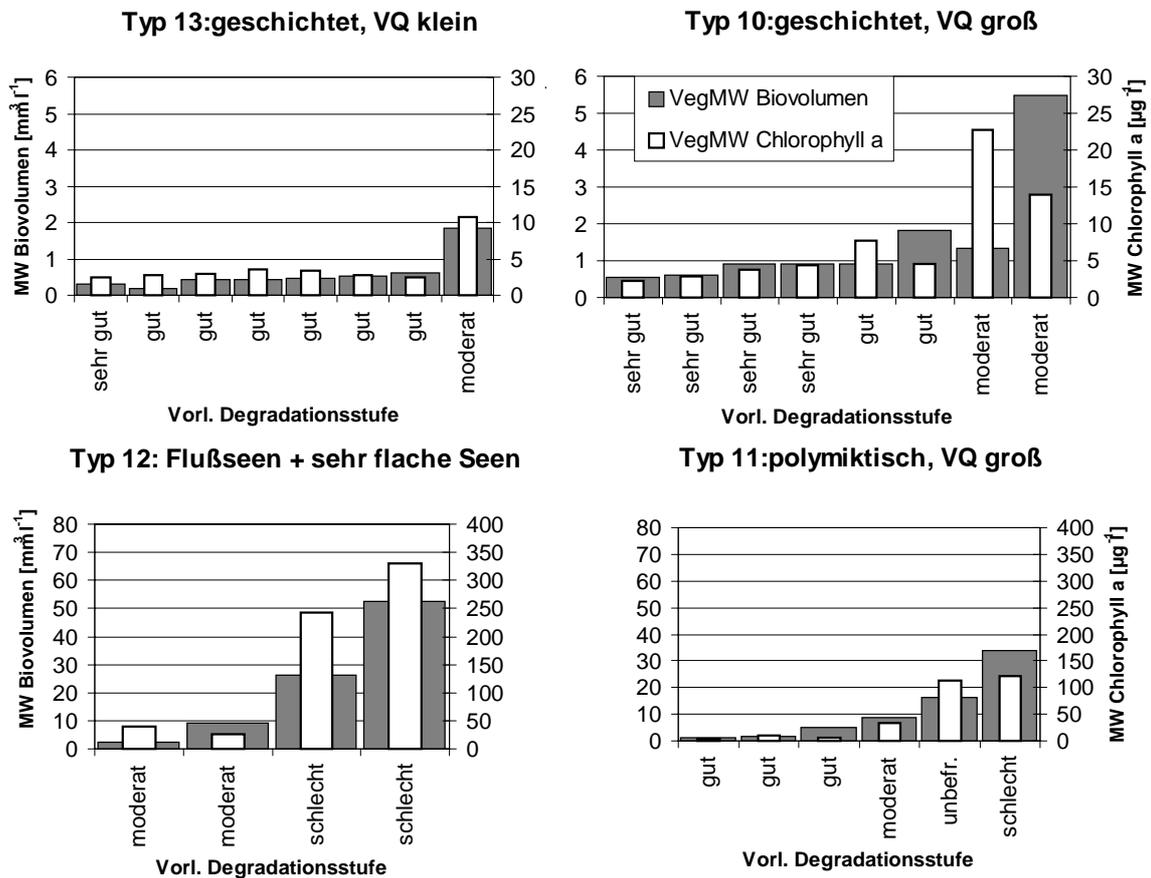


Abbildung 4: Vegetationsmittelwerte des Gesamtbiovolumens (jeweils linke Y-Achse) und der Chlorophyll a-Konzentration (jeweils rechte Y-Achse) der brandenburgischen Untersuchungsseen sortiert nach den Gewässertypen (nach Mathes et al. 2002) mit der vorläufigen Degradationseinstufung nach Tabelle 1. Einzelne Seebecken wurden bei abweichendem thermischen Schichtungsverhalten einem anderen Seentyp zugeordnet als das Hauptbecken. (VQ = Einzugsgebietsfläche zu Seevolumen groß = >1,5; klein = <1,5).

In geschichteten Seen finden sich fädige Cyanobakterien im Sommer nur in den Seen mit höheren sommerlichen Algenbiovolumina und erhöhter Trophie, wie dem Sacrower See und dem Scharmützelsee. Der erhöhte Anteil an Cyanobakterien stellt eine signifikante Degradation in geschichteten Seen dar. Die Blaualgendominanz im Wittwensee ist davon deutlich zu unterscheiden. Sie wird nicht durch fädige Cyanobakterien, sondern durch *Snowella lacustris* gebildet, die nur im Plankton von klaren Seen bestandsbildend (>20%) in Erscheinung tritt. Um das Vorkommen von chroococalen Cyanobakterien in gering degradierten Seen von den Cyanobakterien in stark degradierten Seen zu unterscheiden, wird als Metric die Summe der relativen Anteile der Dinophyceen und Cryptophyceen im Verhältnis zum Anteil der fädigen Cyanobakterien (Oscillatoriales und Nostocales) vorgeschlagen.

Im Gegensatz zu den geschichteten Seen wird das Phytoplankton in den polymiktischen Seen mit Ausnahme des Unterückersees im hohen Maße entweder von fädigen Cyanobakterien oder von Bacillariophyceen (Diatomeen) bestimmt, wie in zwei Flusseen mit geringerem Algenbiovolumen (Neuendorfer See, Schwielowsee). Als Metric wird das Verhältnis der relativen Anteile von Diatomeen zu fädigen Cyanobakterien vorgeschlagen. Hemm et al. (2002) fanden im deutschlandweiten Datensatz einen erhöhten Anteil von Cyanobakterien in Seen des Tieflandes gegenüber den Seen der Alpen und des Alpenvorlandes. Mit Hilfe der Algenklassenrelationen wird dieser Befund für die Gewässertypen des Tieflandes differenziert.

Innerhalb der 334 nachgewiesenen Taxa der brandenburgischen Stichprobe konnte eine zum Teil deutlich unterschiedliche Verteilung von 19 Arten oder Gattungen in den geschichteten und ungeschichteten Seen gefunden werden (Tab. 2). Während das Kriterium geschichtet oder ungeschichtet (polymiktisch) sich auch in der Algenzusammensetzung widerspiegelt, kann noch keine Differenzierung zwischen Seen mit großem und kleinem Einzugsgebietsgröße zu Seevolumen-Verhältnis (VQ) erkannt werden. Die in Tabelle 2 aufgeführten Taxa werden zum Teil durch andere Untersuchungen bereits als Indikatoren für oligo-mesotrophe (Järnefelt, 1952; Krienitz et al., 2000; Lepistö & Rosenström, 1998; Rosén, 1981) oder für eutrophe Verhältnisse (Heinonen 1980, Järnefelt, 1952, Reynolds 1997; Thunmark 1945) genannt und zur Metric-Prüfung vorgeschlagen.

Das Vorkommen von *Sphaerocystis* sp. (die ohne Vermehrungsstadien nicht von *Eutetramorus* sp. unterschieden werden kann) in Seen mit höherer Trophie widerspricht den Befunden von Reynolds (1997) und Lepistö & Rosenström (1998). Am Beispiel von *Tribonema* sp. wird deutlich, dass die Verteilung einer Gattung in einer relativ kleinen Stichprobe noch wenig Aussagekraft hat. Nimmt man den deutschlandweiten Datensatz hinzu, so zeigt sich, dass *Tribonema*-Arten nur in Flusseen und Flüssen, wie dem Tegeler See und der Oder, erhebliche Biomasseanteile bilden.

Es bleibt grundsätzlich zu prüfen, ob nicht die geringe Trophie der meisten ungeschichteten Seen in der Stichprobe zu der Differenzierung im Artenspektrum gegenüber den ungeschichteten Seen mit durchschnittlich höherer Trophie führte.

Nach dem Verfahren von Brettum (1989) soll das Artenspektrum deutschlandweit ausgewertet werden, wobei bei diesem Verfahren sowohl die Stetigkeit des Vorkommens einer Art als auch ihr relativer Anteil am Gesamtbiovolumen je Probe in die Bewertung zur Eignung als Indikatorart eingehen. Für einige Arten (z.B. *Quadrigula pfitzeri* und *Willea vilhemii*) muss entschieden werden, ob sie trotz ihres geringen Biovolumenanteils aufgrund ihrer hohen Stetigkeit als Metric geeignet sind. Ihr Nachweis könnte zum Beispiel anhand von Netzproben gefordert werden, die eine erhöhte Anreicherung des Planktons bewirken.

klassen hinsichtlich des Biovolumens soll in Anlehnung an Schaumburg et al. (2002) für die Ökoregion Alpen und Voralpen und im Tiefland in Anlehnung an den hier dargestellten Vorschlag erfolgen. Für Seen aus dem Mittelgebirge und für flache Seen des Tieflandes müssen die Leitbilder paläolimnologisch oder aus historischen Daten rekonstruiert werden.

In der Literaturstudie von Knopf et al. (2000) wurde eine große Anzahl an Taxa aufgelistet, die europaweit in Bewertungsverfahren als Indikatorarten verwendet wurden. Bereits in dieser Liste finden sich oft widersprüchliche Trophiezuordnungen gleicher Arten durch verschiedene Autoren. Die größte Zahl der Studien stammt aus dem skandinavischen Raum, wodurch nur ein kleiner Teil der beschriebenen Arten in Deutschland zu finden und deren Eignung zur Indikation validiert werden muss. Zur Gewinnung von weiteren Indikatorarten, die als mögliche Metrics zur Beschreibung der Gewässertypen und Degradationsstufen dienen werden, soll das Verfahren nach Brettum (1989) verwendet werden. Das Brettum-System beruht auf der Analyse nach Charakterarten analog dem Saprobien-system in Fließgewässern. Anhand der Verbreitungsschwerpunkte der gefundenen Taxa sind Rückschlüsse auf den Trophiestatus möglich. Als Eingangsgrößen zur Erstellung der Indikatorlisten soll die Stetigkeit/Präsenz einer Art in allen Proben einer Trophiestufe und ihr relativer Biomasseanteil innerhalb einer Probe eingehen. Der Gewässertyp und die Degradationsstufe (Vorabestufung anhand des Gesamtbiovolumens), in der das Produkt der beiden Parameter am größten ist, stellt den Verbreitungsschwerpunkt der betreffenden Art dar. Dazu soll das Maß p , für die Wahrscheinlichkeit ein Taxon in den Trophiestufen aufzufinden, bestimmt werden. Dabei ist p der Mittelwert der relativen Biovolumina (Einzelproben) in % eines Taxons in einer Trophiestufe (V_i) multipliziert mit der Stetigkeit (Frequenz n) dieses Taxons in allen Proben (N) dieser Trophiestufe (n_i/N_i).

$$p = \frac{n_i}{N_i} \times V_i$$

Eine weitere Möglichkeit stellt die Analyse nach Differentialarten oder –gruppen dar, mit deren Hilfe auch das Fehlen einer Art wichtige Aussagen über eine Störung oder eine Veränderung der Trophie zulässt.

Gemeinsam mit den Metrics der Phytoplanktonbiomasse und der relativen Anteile bestimmter Algenklassen zueinander wird sich unter Hinzuziehung zuverlässiger Leitarten, die zugleich leicht bestimmbar sein sollten, ein multimetrisches Bewertungsverfahren ergeben. Dabei ist zu erwarten, dass der Gesamtindex die Degradation sicherer indiziert (höher korreliert) als die Indices aus den einzelnen Metrics (s. Rawer-Jost & Böhmer 2002).

Danksagungen

Die vorgestellten Konzepte und Ergebnisse wurden im Rahmen eines LAWA/DVWK-Projektes sowie eines durch das Ministerium für Landwirtschaft und Raumordnung des Landes Brandenburg finanzierten und noch laufenden Projektes am Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus erarbeitet. Wir bedanken uns bei allen Personen, die uns Phytoplanktondaten zur Verfügung gestellt haben.

Literatur

- Arp, W. (1997): Ein methodischer Ansatz zur regionalen Langzeituntersuchung des Phyto- und Zooplanktons am Beispiel Berliner und Brandenburger Gewässer. Dissertation TU Berlin: 187 S. + Anhang
- Behrendt, H. & D. Opitz, 1996. Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flusseen im Berliner Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Berichte des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Heft 1: 1-26.
- Brettum, P., 1989. Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.-NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo, deutsche Übersetzung von Bodo Maier.
- EU, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327
- Heinonen, P, 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publ. Water Res. Inst. 37, Vesihallitus-National Board of Waters, Finland.
- Hemm, M., A. Hoffmann, U. Mischke & B. Nixdorf, 2002. Natürliche Seen Deutschlands – Aktueller Stand zur Dokumentation, Typisierung und Bewertung anhand des Phytoplanktons. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001: 55-60.
- Hoffmann, A., S. Körner & A. Brande, 2002. Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02, dieses Heft: 109-118.
- Hörnström, E., 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologia* 13: 249-361.
- Järnefelt, H., 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Scient. Fenn. A IV, Biol.* 18: 1-29.
- Knopf, K., Hoehn, E., Mischke, U. & B. Nixdorf, 2000. Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerbewertung – Phytoplankton“ im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG „Stehende Gewässer“: 100 S.
- Korczynski, I. & J. Mathes, 1999. Ergebnisse des Seenprojekts Mecklenburg-Vorpommern: Bewältigung der Datenflut. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998: 478-481
- Körner, S., 2002. Bistabilität – ein Phänomen auch in tieferen Seen? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001: 254-258.
- Krienitz, L., W. Scheffler & J. Padisák, 2000. Das Phytoplankton des oligotrophen Stechlinsees (Brandenburg) – eine Herausforderung für Systematiker und Ökologen. *Beitr. angew. Gewässerökologie Norddeutshl.* 4: 49-62.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1999. „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin. 74 S.
- Lepistö, L. & U. Rosenström, 1998. The most typical phytoplankton taxa in four types of boreal lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 89-97.

- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg, 2002. Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02, dieses Heft: 15-23.
- Nixdorf, B. & U. Mischke, 2002. 2. Projektzwischenbericht: Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg. Im Auftrag des Ministerium für Landwirtschaft und Raumordnung des Landes Brandenburg: 41.
- Nixdorf, B., U. Mischke, A. Hoffmann, M. Hemm & E. Hoehn, 2001. Classification and assessment of lakes in Germany according to the biological indicator phytoplankton. *TemaNord* 584: 24-27.
- Pohlmann, M. & G. Friedrich, 2001. Bestimmung der Phytoplanktonvolumina – Methodik und Ergebnisse am Beispiel Niederrhein. *Limnologica* 31: 229-238.
- Reynolds C.S., 1997. Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory. In O. Kinne (Ed.), *Excellence in Ecology 9*, Ecology Institute, Oldendorf. ISSN 0932-2205.
- Rosén, G., 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica* 13: 263-290.
- Rhode, E. & B. Nixdorf, 2002. Probleme und Ausblick bei der Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für stehende Gewässer. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02, dieses Heft: 7-13.
- Rawer-Jost, C. & J. Böhmer, 2002. Entwicklung eines multimetrischen Index zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001, Eigenverlag, Tutzing: 139-144.
- Rott, E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* 43 (1): 34-62.
- Schaumburg, J., M. Colling, I. Schlösser & B. Köpf, 2002. Typisierung bayerischer Seen mit Phytoplankton unter Verwendung von Biomasse, Planktonzusammensetzung und Autökologie. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001, Eigenverlag, Tutzing: 61-64.
- Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert, & A. Duncan, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433-471.
- Tremel, B. (1996): Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 323: 97-105.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol* 9: 1-38.
- Thunmark, S., 1945. Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie. *Fol. Lim. Scand.* 3: 1-66.

Phytoplankton/Potamoplankton – wie geeignet ist dieser Merkmalskomplex für die ökologische Bewertung von Flüssen?

Brigitte Nixdorf¹, Ute Mischke² & Horst Behrendt²

¹Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: b.nixdorf@t-online.de

²Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin, E-Mail: mischke@igb-berlin.de

Key words: WFD, classification, primary production, potamoplankton

Abstract

The EU-Water Framework Directive (WFD) defines the quality status in rivers according to the taxonomic composition and average abundance of phytoplankton. For classification no biomass equivalents will be considered. Plankton dominated rivers in the lowlands are often disturbed by weirs and dams or they belong to river-lake-systems. Therefore, the origin of phytoplankton in these types of running waters is quite different and according to Reynolds (1988) composed of resuspended benthic algae, limnoplankton from draining lakes and reservoirs and of "true potamoplankton". Several problems and questions arise for the implementation of the WFD, such as: How to separate heavily modified from natural rivers? What are type-specific reference conditions? Which phytoplankton species are useful indicators for classification? What are the type-specific river conditions for the development of potamoplankton? This article focuses on the problem of: What is potamoplankton and why has it to be considered for ecological water assessment for different rivers and the river-lake-system in the German lowlands .

Einleitung

Die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton für den sehr guten Zustand (Fließgewässer) wird in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) folgendermaßen beschrieben:

- Die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.
- Die durchschnittliche Abundanz des Phytoplanktons entspricht voll und ganz den typenspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, dass dadurch die typenspezifischen Bedingungen für die Sichttiefe signifikant verändert werden.
- Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typenspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.

Im Gegensatz zu Standgewässern wird hier nicht das Kriterium der Biomasse zur Bewertung zugrunde gelegt, sondern lediglich Abundanzen, was von den Autoren als unzureichend

eingeschätzt wird. Während für die Trophieindikation in Seen und Talsperren bereits einige für die Erfordernisse der WRRL notwendige Klassifikationssysteme vorhanden sind (Knopf et al. 2000), liegen für Phytoplankton in Fließgewässern erheblich weniger Ansätze vor. Der Gütezustand der Fließgewässer in Deutschland wird seit 1976 nach einem einheitlichen Klassifikationssystem bewertet, das sich aus dem Saprobiensystem nach KOLKWITZ-MARSSON-LIEBMANN ableitet (in Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung 1990, DIN-38 410).

Der vorliegende Artikel soll folgende Fragen bzw. Schwerpunkte beantworten helfen:

1. Was ist Fließgewässerplankton und unter welchen Bedingungen kann es als biologischer Parameterkomplex bzw. Merkmalsgruppe gemäß der WRRL eingesetzt werden?
2. Welche Trophie-Indikationssysteme für Flüsse existieren in der Literatur und auf welche kann gemäß den Vorgaben der WRRL aufgebaut werden?
3. Wie ist der aktuelle Stand und die weitere Bearbeitung bezüglich der Bewertung von Flüssen durch das Phytoplankton in Deutschland?

Anforderungen an ein Klassifikations- und Bewertungssystem für Fließgewässer anhand des Phytoplanktons

Potamoplankton und Potamal

Erste Ergebnisse zum Vorkommen von Phytoplankton in Flüssen finden sich bereits am Ende des 19. Jahrhunderts bei Otto Zacharias aus Plön, der in folgenden Flüssen einige Vertreter des Potamoplanktons nachweisen konnte: Pleiße, Schlei (*Aphanizomenon*, *Anabaena*), Unter-Eider (*Aphanizomenon*), Trave, Ocker (*Microcystis*), Oder (Anwesenheit der exquisit pelagischen Diatomeen *Rhizosolenia longiseta*), Peene (*Merismopedium glaucum*), Dahme, Havel. Er publizierte diese Ergebnisse, „...um zu erhärten, daß es wirklich ein potamisches Plankton giebt“ (Zacharias 1898). 1897 wies Otto Strohmeier (1897, in Zacharias 1898) in der Elbe 23 Phycochromaceen, 46 Chlorophyceen und 91 Diatomeen nach. Die Frage nach dem Ursprung des Planktons in Flüssen wurde kontrovers diskutiert: Schütt (1893, in Zacharias 1898) bezweifelte die Existenz eines endogenen Flussplanktons anhand der Untersuchungsergebnisse zum Plankton des Amazonas und vermutete, daß das Plankton aus Bächen und Gräben stammt, die den Fluss speisen. Nach Zacharias (1898) sind Uferbuchten der größeren und kleineren Flüsse bzw. bei langsamen Gefälle: Brutstätten des Planktons und Wachstum ist auch auch im Fluß möglich (z.B. Schlei, „*Clathrocystis*-Blüthe“)

In ihrem Artikel „Zur Frage: Führt der Donaustrom autochthones Plankton?“ führt Wawrik (1962) aus, dass es ein durch Arten spezifiziertes Flussplankton nicht gibt. Die Frage nach der Existenz eines Potamoplanktons war und ist Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Abhandlungen. Grundsätzliche Bemerkungen zu dieser Problematik finden sich in Frey (1970), der eine Übersicht der weltweiten Forschungen in früheren Jahren gibt und bei Reynolds (1988), der drei charakteristische Ursprungsformen suspendierter Algen in Fließgewässern beschreibt:

- Benthische Algen, die aus epilithischen, epiphytischen oder epipelischen Gemeinschaften stammen können und in den Fluss- bzw. die fließende Welle ausgewaschen werden können. Benthische Algen finden sich häufiger in

suspendierten Populationen kleinerer Flüsse. Sie enthalten hauptsächlich Diatomeen.

- Limnoplankton wird durch Ausflüsse aus Seen, Talsperren, Poldern oder Altarme in die Flüsse eingetragen und kann einen bedeutenden Anteil an den suspendierten Algen insbesondere im Unterlauf der Flüsse ausmachen.
- Das echte Flußplankton ist das Potamoplankton, das nach Reynolds (1988) sich selbst *in situ* reproduzieren und Populationsdichten vergleichbar zu Seen erreichen kann. So sind Chl a- Konzentrationen zwischen 100 und 250 mg/m³ keine Seltenheit in der unteren Themse, in der Oder (Schröder 1999) (siehe auch Abb. 1) und in der unteren Havel. Die dominanten Vertreter zählen meist zu den Diatomeen und besonders im Sommer zu den Chlorophyceae. Flagellaten werden anscheinend unterdrückt genauso wie Cryptophyceae, Chrysophyceae und Cyanobakterien (u.a. Gosselaine et al. 1994, Stoyneva 1994, Kasten 1999).

Auf die Rolle der Cyanobakterien in Fließgewässern wird bei Steinberg & Hartmann (1988) gesondert eingegangen.

Nach Schönborn (1992) kann man vom eigentlichen Potamoplankton (autochthones Plankton) nur sprechen, wenn seine Reproduktion in der fließenden Welle erfolgt. Aus diesem Grunde muss die fließende Welle ein entsprechendes Alter haben.

Potamale, also die Lebensräume für flusseigenes Plankton mit geringer Fließgeschwindigkeit und relativ konstanten ökologischen Faktoren, bieten günstige Voraussetzungen für eine autochthone Potamoplanktonproduktion. Im allgemeinen geht bei Fließgeschwindigkeiten >1 m/s die Phytoplanktondichte in Flüssen stark zurück (Reynolds 1988). Dabei spielt die Turbulenz eine entscheidende Rolle bei der Dezimierung des Phytoplanktons. Daneben reguliert auch die Trübung des Gewässers insbesondere in großen und tiefen Fließgewässern die Höhe der Biomasse und die Zusammensetzung der Phytoplanktonbiozönose. Insbesondere bei nichtbiogener Trübung durch den allochthonen Eintrag von Trübstoffen bzw. durch Resuspensionen ist die Dynamik und (langfristige) zeitliche Entwicklung der Phytoplanktonentwicklung in Abhängigkeit von den Stoffeinträgen und der Wasserführung im Fluss zu berücksichtigen.

Anforderungen an ein typisches Flussphytoplankton

Fließgewässertypische Planktonspezies müssen folgende Fähigkeiten bzw. physiologische Voraussetzungen aufweisen:

- Fähigkeit, mit geringer Lichtintensität zu wachsen oder zumindest zeitweise zu überdauern (Reynolds 1994) bzw. an sich rasch verändernde Lichtbedingungen angepasst zu sein.
- Ein hohes Oberflächen-Volumen-Verhältnis, wie z.B. von sehr kleinen Zellen oder größeren mit flächigen Strukturen, wird von Reynolds & Descy (1996) als Präadaptation für das Leben im Fließgewässer angesehen. Dies bringe einerseits metabolische Vorteile mit sich und sei andererseits hinsichtlich der Lichtaufnahme und des Strömungsverhaltens günstig. Ein hohes A/V-verhältnis bedeutet aber auch geringere Verluste durch Sedimentation.
- Toleranz und Anpassungsmechanismen gegenüber starken und schnellen Schwankungen der Strahlungsverhältnisse (Reynolds et al. 1994).

- Hohe Wachstumsraten bzw. Fähigkeit zur raschen Vermehrung, R-Strategie (Reynolds 1984, Descy 1993). Kiss (1996) ermittelt für die in der Donau dominanten zentralen Diatomeen zwei Teilungen pro Tag während der Sommerzeit
- Fähigkeit, im Einzugsgebiet des Flusses - in Zuflüssen, Altwässern oder angebundenen Seen – zu überleben oder zu überdauern und eine kontinuierliche Animpfung des Systems zu gewährleisten. Dies sind vermutlich größtenteils Arten mit meroplanktischer Lebensweise (Reynolds & Descy 1996).

Nur wenige Studien belegen eine Nährstofflimitation in großen Flüssen (Wehr & Descy 1998). Man kann vielmehr davon ausgehen, dass in den mitteleuropäischen Flussunterläufen, die von Braune (1975) als "ernährungsphysiologisches Kompletmedium" bezeichnet wurden, alle Nährstoffe in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen. Das Wachstum des Phytoplanktons wird in diesem Fall nur in geringem Maße von den potentiellen Trophiefaktoren Stickstoff- und Phosphorkonzentration gesteuert, sondern vor allem von den physikalischen Randbedingungen.

Das Flussplankton stellt nach Reynolds & Descy (1996) eine eindeutig identifizierbare Gemeinschaft mit einer charakteristischen Zusammensetzung dar. Dieser Befund ist als Bestätigung für die strenge Selektion durch fließgewässertypische physikalische Faktoren anzusehen.

Phytoplanktonbiomasse und Sichttiefe in Flüssen als Kriterien zur Phytoplanktondominanz

Das Unterwasserlichtregime in Flüssen ist von zahlreichen morphologischen und hydrodynamischen Zuständen abhängig. Lichtschwächungen treten durch gelöste organische Substanzen, partikuläre mineralische und organische Trübstoffe (Tripton und Plankton) auf, wobei die biogene Partikelbildung innerhalb der Planktonproduktion erheblich zur Selbstbeschattung in Flüssen beitragen kann. Diese Wirkungen können mit Fremd- bzw. Selbstbeschattungskoeffizienten nach Kopf (1983, zitiert in Hamm 1991, S. 400) quantifiziert werden. In klaren Flüssen können überoptimale Lichtintensitäten das Planktonwachstum hemmen (s. Ockenfeld 2001). Eine positive Photosynthesebilanz ergibt sich nur oberhalb der Kompensationsebene von Flüssen. Diese Tiefe wird mit etwa 1-10% der Oberflächenstrahlung versorgt.

Die Unterarbeitsgruppe der LAWA „Planktondominierte Fließgewässer“ erarbeitete ein Klassifikationssystem (LAWA 2002) und definierte den Zustand der Phytoplanktondominanz für Chlorophyll-a-Konzentrationen während der Vegetationsperiode über 8 µg/l (90 Perzentilwerte über 20 µg/l). Der Wert dieses Kriterium erscheint als zu niedrig angesetzt.

Ein signifikanter Einfluss des Phytoplanktons auf die Biozönose in Flüssen ist dann zu erwarten, wenn die Sichttiefe durch Vegetationstrübungen bedingt unter 1 m reduziert wird. Bei diesen Unterwasserlichtverhältnissen wird das Wachstum sowohl von Makrophyten als auch des Phytobenthos erheblich gemindert. Zudem kann bei dieser Trübung eine große Menge autochthones Material sedimentieren, welches den Sauerstoffhaushalt durch Zehrung deutlich erhöht (Sekundärbelastung) und damit die Zusammensetzung des Makrozoobenthos beeinflusst. Aus der beobachteten Beziehung zwischen Sichttiefen und Chlorophyll a-Konzentrationen in Gewässern, deren Lichtklima primär durch die Algenstrübung und nicht durch geogenes, suspendiertes Material beeinflusst wird, kann ein Grenzwert für die Phytoplanktondominanz in Fließgewässern abgeleitet werden. Aus der Analyse von Daten aus

flachen Seen kann man ableiten, daß Sichttiefen unter 1 Meter im Mittel ab Chlorophyll a Konzentrationen von 42-47µg/l auftreten.

Charakteristische Algengruppen in Fließgewässern und Rolle der Cyanobakterien

Die für Flüsse typische Artengemeinschaft wird meist von Diatomeen dominiert (u.v.a. Garnier et al. 1995, Wehr & Descy 1998), wobei hier jahreszeitliche Schwankungen der Zusammensetzungen beobachtet wurden, in denen auch andere Algengruppen wie v.a. Chlorophyceen und Cryptophyceen in Erscheinung treten (z.B. Müller 1984, Ruhrverband 1991). Die mittlere Taxazahl betrug gemäß einer Studie von Rojo et al. (1994) über Untersuchungen von 67 Flüssen in der ganzen Welt (inklusive tropische Flüsse) 126 Algntaxa. Rund die Hälfte davon seien sporadisch auftretende Arten. Ebenfalls die Hälfte der jeweils gefundenen Taxa waren als benthisch oder tychoplanktonisch einzustufen.

Cyanobakterien kommen aufgrund ihrer langsamen Wachstumsraten meist nur im Sommer und Herbst quantitativ bedeutsam d.h. auch blütenbildend vor. Zu dieser Jahreszeit erlauben die längeren Aufenthaltszeiten im Flusssystem die Entwicklung jedoch meist nur kurzzeitig anhaltender Blüten, wie z.B. in den Unterläufen von Rhein und Mosel (Ibelings et al. 1998) und im Flusssystem der Spree (Köhler 1994). Im letztgenannten Fließgewässer-Seen-System der Spree stieg im allgemeinen die Biomasse der Cyanobakterien in den Seengebieten an und ging in den Fließgewässerbereichen wiederum zurück (Köhler 1994). Steinberg et al. (1987) machen für die Konkurrenzschwäche der Cyanobakterien gegenüber den Diatomeen in Fließgewässern v.a. ihr fehlendes Anpassungsvermögen an die turbulenten Verhältnisse verantwortlich. Sie könnten sich nicht an schnell verändernde physikalische und chemische Bedingungen anpassen, was im wesentlichen auf den physiologischen Voraussetzungen (fehlende Enzym-Induktion und -Repression) beruht. Nach Iwanow (1984, zit. in Steinberg et al. 1987) soll der hohe Schwebstoffgehalt von Fließgewässern das Vorkommen von Cyanobakterien behindern. Erst im Hypopotamon und dem Ästuarbereich der von ihm untersuchten Donau konnten sich diese aufgrund der Sedimentation der Flusstrübe wieder durchsetzen. Eine Verallgemeinerung der genannten Einschränkungen auf die gesamte taxonomische Gruppe der Cyanobakterien ist allerdings nicht zulässig, da einige Blaualgentaxa sich auch in Flüssen gut durchsetzen können. Z.B. beobachteten Prygiel & Leitao (1994) in Flussabschnitten unterhalb einer nordfranzösischen Talsperre, dass deren Phytoplanktongesellschaft inklusive ausgeprägter Blaualgenblüten sich im Flusslebensraum nur zum Teil behaupten oder etablieren konnte (1991: *Aphanizomenon flos-aquae*, 1992: *Pseudanabaena tenuis* und *Jaaginema geminatum*). Die Art *Aphanizomenon flos-aquae* war etwa 40 km flussabwärts vollständig verschwunden, während *Oscillatoria* und *Pseudanabaena* noch in signifikanten Zellzahlen zu finden waren.

Auch Stoyneva (1994) fand im bulgarischen Abschnitt der Donau regelmäßig Cyanobakterien. Dort waren v.a. die Arten häufig im Flussplankton enthalten, die als benthische Organismen bekannt sind wie z.B. *Pseudanabaena catenata* und *Leptolyngbya foveolarum*.

Nach Rojo et al. (1994) wurden Algenblüten in Flüssen oft von den beiden Taxa *Stephanodiscus cf. hantzschii* und *Cyclotella meneghiniana* dominiert, wobei *Stephanodiscus cf. hantzschii* nicht als einzelne Art, sondern als Artengruppe (Sippe) zu verstehen ist.

Aus verschiedensten Studien stellten Rojo et al. (1994) sowie Reynolds & Descy (1996) die häufigsten in Flüssen und Strömen gefundenen Arten und taxonomische Gruppen zusammen, welche in der Tabelle 1 aufgelistet sind. Verglichen mit der Zusammensetzung von

Seenplankton treten in den meisten Flüssen nur relativ wenige Taxa dominant auf. Die Gesamtpopulationen können z.T. relativ groß werden, besitzen jedoch oft nur eine geringe Artendiversität.

Tabelle 1: Die häufigsten Phytoplanktontaxa größerer Flüsse aus Reynolds & Descy (1996).

Zentrische Bacillariophyceae (einzellig)	Chlorophyceae (nur häufige Gattungen)
mittlere bis große Zellen (Durchmesser > 10 µm)	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<i>Actinastrum</i>
<i>Stephanodiscus invisitatus</i>	<i>Chlamydomonas</i> oder ähnliche Zellen
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	<i>Chlorella</i> und ähnliche Zellen
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	<i>Coelastrum</i>
<i>Cyclostephanos dubius</i>	<i>Crucigenia</i>
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Crucigeniella</i>
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	<i>Dictyosphaerium</i>
<i>Thalassiosira bramaputrae</i>	<i>Lagerheimia</i>
<i>Actinocyclus normanii</i>	<i>Micractinium</i>
kleine Zellen (Durchmesser < 10 µm)	<i>Monoraphidium</i>
<i>Cyclotella atomus</i>	<i>Pediastrum</i>
<i>Cyclotella caspia</i>	<i>Scenedesmus</i>
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	<i>Tetrastrum</i>
<i>Stephanodiscus parvus</i>	<i>Tetraedron</i>
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	
Zentrische Bacillariophyceae (filamentöse Formen)	Cryptophyceae
<i>Aulacoseira ambigua</i>	<i>Cryptomonas</i> div. sp.
<i>Aulacoseira distans</i>	<i>Chroomonas</i> div. sp.
<i>Aulacoseira islandica</i>	<i>Rhodomonas</i> div. sp.
<i>Aulacoseira italica</i>	
<i>Aulacoseira granulata</i> und <i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i>	Cyanobacteria
<i>Aulacoseira subartica</i>	<i>Chroococcus</i> div. sp. (kleine Zellen, <i>C. dispersus</i> , <i>C. minutus</i> -ähnlich)
<i>Skeletonema potamos</i>	<i>Pseudanabaena limnetica</i>
<i>Skeletonema subsalsum</i>	<i>Limnothrix redekei</i>
	<i>Planktothrix agardhii</i>
Pennate Bacillariophyceae	<i>Pseudanabaena catenata</i>
<i>Asterionella formosa</i>	
<i>Diatoma tenuis</i>	
<i>Fragilaria ulna</i>	
<i>Navicula lanceolata</i>	
<i>Navicula tripunctata</i>	
<i>Nitzschia acicularis</i>	
<i>Nitzschia fruticosa</i>	

Tabelle 2: Nach dem Vorschlag zur top-down Typologie der Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland (Schmedtje, Sommerhäuser, Braukmann, Briem, Haase, Hering, Anhang 1, unveröffentlicht).

Fließgewässerlandschaft*	Fließgewässertyp						
	Geomorphologischer Grundtyp**			Biozönotischer Typ			
				Längszonierung***			
				Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Ökoregion 4: Alpen, Höhe>800m							
Kalkalpen	(1) Kiesgeprägte, geschiebereiche FG der Kalkalpen	K		Typ 1 a b			
Ökoregion 9: Alpen (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 - 800 m							
Alpenvorland							
Tertiäres Hügelland, Flussterrassen und Altmoränen	(2) Stein- und kiesgeprägte FG des tertiären Hügellandes; Flussterrassen und Altmoränen	S	Typ 2				
Jungmoränen	(3) Kiesgeprägte FG der Jungmoränen	K	Typ 3				
Auen (über 300 m Breite)	(4) Kies- und sandgeprägte FG mit breiten Auen (z.B. Iller, Lech, Isar)	K			Typ 4 a b		
Mittelgebirge							
Buntsandstein	(5) Sand- und steingeprägte FG des Buntsandsteins	S	Typ 5 a				
Grundgebirge (Gneis, Granit, Schiefer)	(6) Stein- und blockgeprägte FG des Grundgebirges	S	b	Typ 9 a			
Vulkangebiete	(7) Stein- und kiesgeprägte FG der Vulkangebiete	S	c	b			
Lössbeeinflusste Regionen, Keuper	(8) Ton, sand- und kiesgeprägte FG der Löss- und Keupergebirge	K	Typ 6	c			
Kalkgebiete (Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kreide, Devon)	(9) Kies- und steingeprägte FG der nicht verkarsteten Kalkgebirge	K	Typ 7	d			
	(10) Kies- und steingeprägte FG der Karstgebirge	K	Typ 8	e			
Auen (über 300 m Breite)	(11) kiesgeprägte FG mit breiten Auen (u.a. Hoch- und Oberrhein, bayer. Donau, Untermain)	K			Typ 10 b		a
Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland; Höhe <200m							
Sander und sandige Bereiche der Moränen und Flussterrassen	(12) Organisch geprägte FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	O	Typ 11	Typ 12			
	(13) Sandgeprägte, altglaziale FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	S	Typ 13				
	(14) Sandgeprägte, jung- und altglaziale FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	K	Typ 14		Typ 15 a b		
Kiesige Bereiche der Moränen, Flussterrassen, Verwitterungsgebiete	(15) Kiesgeprägte FG der Moränen, Flussterrassen und Verwitterungsgebiete	K	Typ 16	Typ 17			
Lössregion (Börden)	(16) Löss-lehmgeprägte FG der Börden	K	Typ 18				
Auen (über 300m Breite)	(17) Kies-, sand- und z.T. organisch geprägte Niederungs-FG	K	Typ 19				
	(18) Sand- und kiesgeprägte FG mit breiten Auen (u.a. Unterläufe der Elbe, Weser, Oder, Rhein)	K				Typ 20 a b	

*Fließgewässerlandschaftsart nach Briem z.T. zusammengefasst, ** unter Berücksichtigung von System B, WRRL

**O = organisch, S = silikatisch, K = karbonatisch (nach WRRL)

***Bach = EZG ca. 10-100km², Kl. Fluss = EZG>ca. 100-1000 km², Gr. Fluss = EZG>ca.1000-10.000km², Strom= EZG>ca. 10.000 km²; EZG = Einzugsgebietsgröße; Kl. = Klein; Gr. = Groß

Typologie für Flüsse oder: Für welche Fließgewässertypen erscheint die Einbeziehung des Phytoplanktons als Güte- und Bewertungskriterium sinnvoll?

Im Vorschlag für eine Gewässertypologie von Schmedtje et al. (2002, s. Tab. 2) taucht in den drei Ökoregionen Norddeutsche Tiefebene, Mittelgebirge und Alpen als biozönotische Region das Potamal auf, das als Phytoplanktonregion infrage kommt und folglich eine einheitliche Betrachtungsebene darstellt.

Dieser typologische Ansatz ist für die vielfältigen Ausprägungen von planktischen Lebensräumen in Flüssen im Tiefland zu grob. Eine weitere Differenzierung der Gewässerlandschaft „Norddeutsche Tiefebene“ scheint aus Sicht der Autoren bezüglich der Phytoplanktonbesiedlung dringend erforderlich.

Nusch et al. (1991) nehmen folgende Einteilung von Fließgewässern bzw. ihren Abschnitten unter Berücksichtigung ihrer Eutrophierungsneigung in Abhängigkeit vom Abflusscharakter, der Beschattung und den Nährstoffverhältnissen vor. Danach sind die gestauten Fließgewässerbereiche der Ober-, Mittel- und Unterläufe sowie die freifließenden Unterläufe, Altarme und die Abflüsse aus Seen unter entsprechenden trophischen Bedingungen in besonderem Maße durch Phytoplanktonwachstum gekennzeichnet. Hier muß zunächst eine Aus- bzw. Abgrenzung der Fließgewässer von Bereichen mit Standgewässercharakter bzw. eine Definition von Fließ- oder Flusssystemen unter Berücksichtigung der Stauhaltungen erfolgen. Folgende Besonderheiten bei der Einschätzung des Phytoplanktons als Gütekomponente für Fließgewässer sind zu beachten: Einzugsgebiete in Norddeutschland sind häufig durch Seenkette geprägt, in denen Seenausflüsse erhebliche Planktonmassen in die Flüsse verfrachten können (z.B. Spree, Havel, Peene, Warnow). Es muß folglich zwischen „flussfremden“ und autochthonem Phytoplankton unterschieden werden. Für die zahlreichen rückgestauten Bereiche ergibt sich ebenfalls eine Besonderheit bezüglich der Phytoplanktonentwicklung, die eher den Bedingungen in Flusseen gleichen.

Hydraulische Komponenten (Fließzeit, theoretische Aufenthaltszeit bzw. die hydraulische Fracht) als Steuerfaktoren für das Phytoplanktonwachstum in Flüssen

Müller & Kirchesch (1990) fassen den Einfluss der möglichen Steuergrößen auf das Wachstum des Phytoplanktons in Fließgewässern folgendermaßen zusammen: "Generell wird das Wachstum suspendierter Algen in Flüssen, beginnend an der Quelle, zunächst durch die Fließ- und Wachstumszeit, später durch die vom Wetter sowie von Tiefe und Trübung geprägte Lichtlimitierung begrenzt. In abwasserarmen Flüssen kann zusätzlich eine Nährstoffbegrenzung wirksam sein. Nach längerer Fließzeit ist mit einer Verminderung des Algengehaltes durch Zooplankton zu rechnen."

Hamm (1991) nennt Strömung, Substratbeschaffenheit, Licht, Temperatur und Nährstoffe als die wichtigsten abiotischen Einflussfaktoren für die Primärproduktion in Flüssen, während die biotische Kontrolle durch Konkurrenz und Fraßdruck erfolgt. Insbesondere die letztgenannten Einflüsse sollten für die Einschätzung der Intensität der Primärproduktion eine wichtige Grundlage bilden, weil die Höhe des Primärproduktes durch Filtrierer in Flüssen und weitere Verlusten (Köhler 1994, Köhler 1997, Köhler & Bosse 1998) erheblich dezimiert werden kann.

Die Strömung kann eine eutrophierende Wirkung innerhalb von Flüssen bedingen, wenn nicht strömungsdynamische Nachteile der erleichterten Nährstoffaufnahme (Änderung der Konzentrationsgradienten) und den verminderten Sedimentationsverlusten entgegenstehen.

Turbulenz soll eine selektive Wirkung auf Diatomeen und Chlorophyceen ausüben, während Cyanobakterien empfindlicher auf erhöhte Turbulenz reagieren.

Als weiteren wichtigen Faktor für die Entwicklung eines eigenständigen Phytoplanktons nennen Nusch et al. (1991) die Zeit. Nur wenn ein Flussbett eine entsprechende Länge aufweist und Fließzeiten von 1-2 Wochen erlaubt, kann es demnach zu nennenswerten Phytoplanktonentwicklungen kommen.

Dabei kommt dem Durchfluss als dem Hauptintegrationsfaktor für die Algenentwicklung (Rate der turbulenten Durchmischung, Nährstoffversorgung aus dem Einzugsgebiet und dem Sediment, Unterwasserlichtregime) eine wichtige Rolle bei der Beschreibung der Abhängigkeiten des Planktonwachstums in Flüssen zu. Danach scheint der Durchfluss das Phytoplanktonwachstum durch einen Verdünnungsprozess zu kontrollieren: In einem Flussabschnitt der Länge x hängt die Verdünnungsrate vom reziproken Wert der Abschnittsfläche ($1/A$) und dem linearen lateralen Zufluss (dQ/dx) ab.

Wenn dann die Nettowachstumsrate (unter Berücksichtigung der Verluste) die Verdünnungsrate übersteigt, kann Phytoplankton wachsen. Diese Bedingungen fördern schnellwachsende und störungstolerante Algen (d.h. koloniebildende oder „Pioniere“).

Im allgemeinen geht bei Fließgeschwindigkeiten > 1 m/s die Phytoplanktondichte in bestimmten Flusstypen stark zurück. Reynolds (1988) gibt als Regressionsbeziehung zwischen dem Abfluss (bordvoll und „normal“, Q in m^3/s) und den durchschnittlichen Fließgeschwindigkeiten (V in m/s) folgende Gleichungen an:

$$V = 0,6 Q^{1/6} \text{ bzw.}$$

$$V = 0,053 Q^{0,518}.$$

Die von Ockenfeld (2001) ermittelten Beziehungen zwischen dem Durchfluss und der Fließgeschwindigkeit für die Krumme Spree passen sich gut in die o.g. Funktionen ein. Eine Verallgemeinerung auf weitere, vor allem größere phytoplanktondominierte Flüsse steht noch aus.

Nach Reynolds (1994) sind die Potamoplankter dominiert durch 'r'-(oder 'R')-Strategen (vgl. Lampert & Sommer 1993), die in stark gestörten Systemen und licht-limitierten Umgebungen leben können.

Phytoplanktonbiomasse und trophischer Zustand von Fließgewässern

Die Ansätze zur Beschreibung der trophischen Verhältnisse in Flüssen sowie der Ausprägung der Sichttiefenverhältnisse sind in der Abbildung 1 bzw. 2 zusammengefaßt.

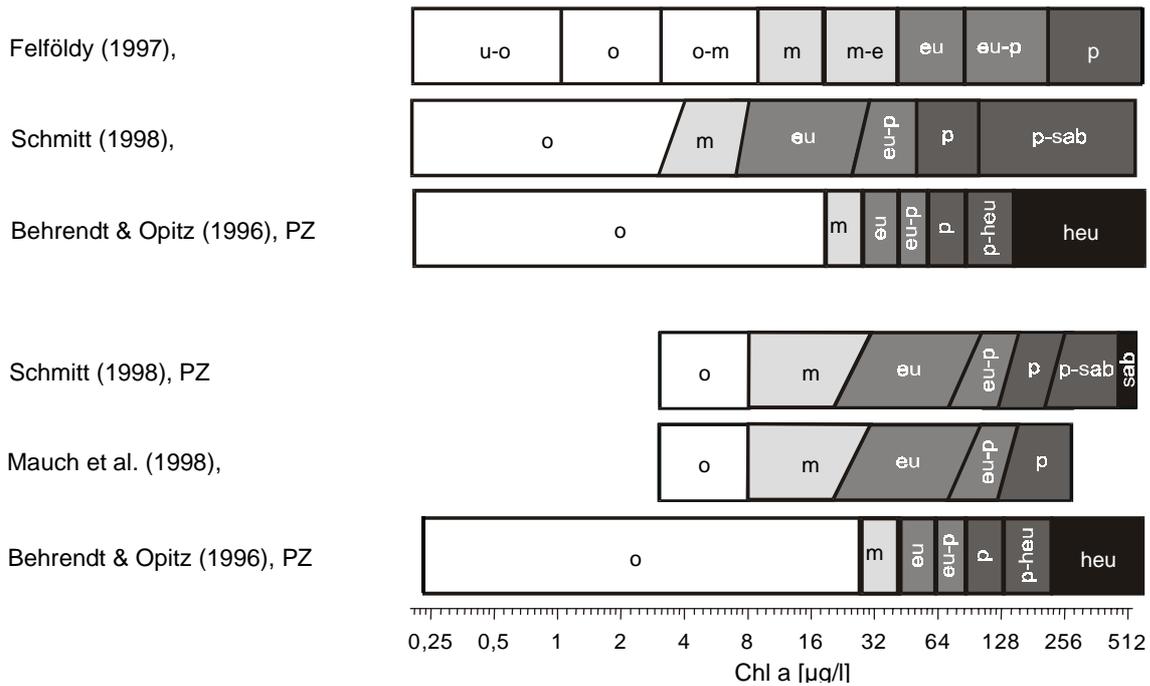


Abbildung 1: Vorschlag für eine Klassifikation von Flusseen bzw. eutrophierten Fließgewässern auf Basis des Trophiekriteriums Chlorophyll-a nach Felföldy (1997), Schmitt (1998), Behrendt & Opitz (1996) sowie Mauch et al. (1998). Die oberen drei Balken stellen Mittelwertsklassen dar, die unteren drei Balken stehen für die Klassen bei Verwendung der 90-Perzentile oder des Hochwertes (dritthöchster Wert). Abkürzungen: sap = saprotroph, p-sap = poly- bis saprotroph, heu = hypereutroph, p-heu = poly-hypereutroph, p = polyeutroph, eu-p = eu-polytroph, eu = eutroph, m-e = meso-eutroph, m = mesotroph, o-m = oligo-mesotroph, o = oligotroph, u-o = ultra-oligotroph

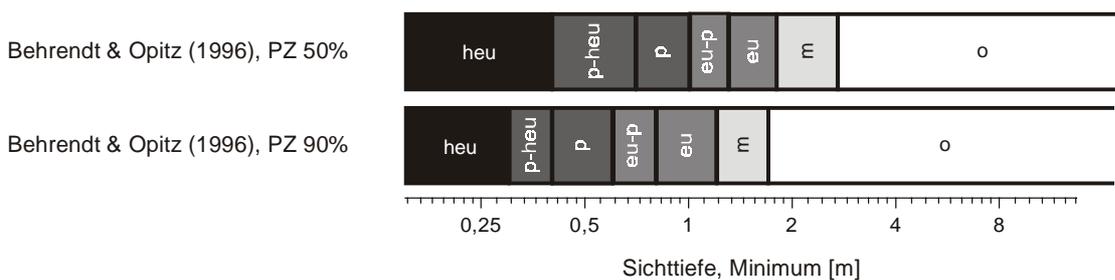


Abbildung 2: Vorschlag für eine Klassifikation von Flusseen bzw. eutrophierten Fließgewässern auf Basis des Trophiekriteriums Sichttiefe nach Behrendt & Opitz (1996). Abkürzungen: heu = hypereutroph, p = polyeutroph, eu = eutroph, m = mesotroph, o = oligotroph

Zusammenfassende Diskussion und Ausblick

Wenn man sich bei der Charakterisierung der Gewässer in einer ersten Bestandsaufnahme auf die Feststellung bedeutender anthropogener Einflüsse verständigt, kann bei der Hauptbelastung der Standgewässer und der Fließgewässer besonders der Norddeutschen Tiefebene **nicht** auf die Erfassung und Bewertung des Phytoplanktons verzichtet werden. Die Sichttiefe wird in diesen Fließgewässern zum überwiegenden Teil durch die Abundanz des Phytoplanktons erheblich reduziert (Köhler 1994). Die Sekundärverschmutzung (durch Phytoplankton- und Makrophytenproduktion) kann nach Hamm (1980) und Schmitt (1998) den Sauerstoffhaushalt eines Fließgewässers stärker belasten als z. B. Abwassereinleitungen. Ein weiteres durch Phytoplankton-Untersuchungen zu bemessendes Gefährdungspotential ist das Vorkommen und die Abundanz von Cyanobakterien, die potentiell auch für Menschen gefährliche Toxine sowie Planktonblüten bilden können (Charmichael & Falconer 1993).

Die Verfasser dieser Studie unterstützen somit den biologisch geprägten Ansatz der WRRL. Wissenschaftliche Evaluierungen zur Problematik sollen verhindern, dass rein pragmatische, d.h. vornehmlich ökonomisch geprägte Überlegungen, die Bewertung der ökologischen Qualität mit dem dafür vorgesehenen biologischen Merkmalskomplex Phytoplankton determinieren.

1. In der Literatur finden sich keine Klassifikationsansätze für den Merkmalskomplex Phytoplankton, die den Anforderungen der WRRL gerecht werden.
2. Die in der WRRL genannten Kernvariablen (Abundanz, taxonomische Zusammensetzung, Taxazahl, Diversität) sind nach Ansicht der Autoren zur Klassifizierung des Phytoplanktons in Gewässern generell unzureichend. Analog zur Seen-Klassifizierung wird gefordert, das Phytoplanktonbiovolumen einzubeziehen. Das kann in einem ersten Schritt über die Chl a – Konzentration erfolgen.
3. Die nach WRRL vorgesehene Untersuchungsfrequenz von zweimal pro Jahr ist den ökologischen Gegebenheiten in Fließgewässern keinesfalls angemessen. Mindestens monatliche Untersuchungen werden empfohlen.
4. Gute Ansätze für Verfahren zur Klassifizierung der Trophie in planktondominierten Fließgewässern im Sinne der WRRL finden sich bei
 - Behrendt & Opitz (1996)
 - LAWA-Arbeitsgruppe „Planktondominierte Fließgewässer“ (LAWA 2002)
 - Hamm (1996)
 - Mauch et al. (1998).
5. Es wird empfohlen, diese Ansätze um die Kernvariable Phytoplanktonbiovolumen zu erweitern.
6. Bewertungsansätze zur Ermittlung der Gewässergüte auf der Basis des Phytoplanktons existieren nicht, werden aber derzeit im Rahmen einer Vorstudie des Berliner Senates durch das IGB Berlin erarbeitet. Ein inhaltlich fundiertes Bewertungsverfahren wird als Auftrag von der LAWA vorbereitet.
7. Insbesondere zur Frage der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons in Fließgewässern bzw. deren Anwendbarkeit in Trophie-Bewertungsverfahren ist noch Forschungsarbeit zu leisten.

8. Die Ausweisung von planktondominierten Fließgewässern in freifließende und „erheblich veränderte Gewässer“ ist umgehend vorzunehmen, weil nur durch diese differenzierte Typisierung eine wesentliche Grundlage für die Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens geschaffen werden kann.
9. Ein Klassifikations- und Bewertungssystem für den Merkmalskomplex Phytoplankton in Fließgewässern soll auf der Basis folgender Parameter erfolgen:
 - Taxonomische Zusammensetzung und Biovolumen des Phytoplanktons
 - Gesamtposphorkonzentration als Steuerfaktor der Primärproduktion in planktondominierten Flüssen
 - Sichttiefe bzw. weitere optische Parameter zur Trophieeinschätzung und Steuerung der Primärproduktion
 - Fließgewässerspezifische hydrologische Einflussfaktoren.
10. Zusammenfassend betrachtet, steigt die Wahrscheinlichkeit einer Dominanz an Cyanobakterien mit steigender Chlorophyll a-Konzentration an. Deshalb sollte die Erfassung des Anteiles der Cyanobakterien am gesamten Biovolumen des Flussplanktons ein Maß für dessen Degradation werden.

Literatur

- Behrendt, H. & D. Opitz, 1996. Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flusseen im Berliner Raum (1. Teil). Güteklassenbezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem (2. Teil). Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Berichte des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Heft 1: 1-26 (1. Teil), 27-92 (2. Teil).
- Braune, W., 1975. Studien zur Algenbesiedlung der Saale im Raum Jena. II. Vergleich der jahreszeitlichen Besiedlungsdynamik ober- und unterhalb der Stadt. *Limnologia* 9: 443-480.
- Carmichael, W.W. & I.R. Falconer, 1993. Disases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In I.R. Falconer (Hrsg.), *Algal toxins in seafood and drinking water*. Academic Press, London: 197-209.
- Descy, J.P., 1993. Ecology of the Phytoplankton of the River Moselle. *Hydrobiologia* 249: 111-116.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1990. DIN 38 410. Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex (M2).
- EU, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327, DE: 72 S.
- Felföldy, L., 1987. A biológiai vízminőség (Biological water quality evaluation). *Vízügyi Hidrobiológia* 16. VGI, Budapest: 259 S.
- Frey, D.G., 1970. Plankton. In H.B.N.Hynes, *The ecology of running waters*. Liverpool University Press. Liverpool: 94-111.

- Garnier, J., G. Billen & M. Coste, 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modeling. *Limnol.Oceanogr.* 40 (4): 750-765.
- Gosselain, V., J.-P. Descy & E. Everbecq, 1994. The phytoplankton of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 289: 179-191.
- Hamm, A., 1980. Wassergütewirtschaftliche Folgerungen bezüglich der Nährstoffe in Fließgewässern. *Münch. Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie* 32: 379-386.
- Hamm, A., 1991. Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. – Academia-Verlag, Sankt Augustin.
- Hamm, A., 1996. Möglichkeiten und Probleme einer durchgehenden Trophiebewertung, DGL Jahrestagung Berlin 1995, Erweiterte Zusammenfassungen: 11-15.
- Kasten, J., 1999. Die Überschwemmungsbedingte Dynamik der Phytoplanktoncoenosen in Altgewässern des Unteren Odertals. In W. Dohle, R. Bornkamm, & G. Weigmann (Hrsg.), *Das Untere Odertal. Limnologie Aktuell Bd 9. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart*: 241-258.
- Kiss, K.T., 1996. Diurnal changes of planktonic diatoms in the River Danube near Budapest (Hungary). *Archiv für Hydrobiologie Supplementband.* 112 (0): 113-122.
- Knopf, K., E. Hoehn, U. Mischke & B. Nixdorf, 2000: Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerwertung – Phytoplankton“ im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG „Stehende Gewässer“, 100 S.
- Köhler, J., 1994. Origin and succession of phytoplankton in a river-lake-system (Spree, Germany). *Hydrobiologia* 289: 73-83.
- Köhler, J., 1997. Measurement of in situ growth rates of phytoplankton under conditions of simulated turbulence. *J. Plankton Res.* 19: 849-862.
- Köhler, J. & S. Bosse, 1998. Growth and losses of phytoplankton studied with a new dialysis chamber technique along the river Spree. *Arch. Hydrobiol.* 142: 1-19.
- Lampert, W. & U. Sommer, 1993. *Limnoökologie.* Georg Thieme, Stuttgart & New York: 440 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 2002. Methode zur Klassifizierung der Trophie planktonführender Fließgewässer – Ergebnisse der Erprobungsphase bearbeitet vom LAWA-Unterarbeitskreis „Planktonführende Fließgewässer“ Saarbrücken, unter Mitarbeit von A. Hamm, H. Klose, A. Köhler, G. Link, D. Müller, P. Schilling, A. Schmitt & R. Kohl.
- Mauch, E., A. Hamm, K. Heuss, J. Schaumburg, U. Schmedtje & W.D. Schmidt, 1998. Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. – Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 22.05.1998, München: 7 S.
- Müller, D. & V. Kirchesch, 1990. Algenwachstum in Fließgewässern - Gütemodellaussagen zum Einfluß von Tiefe, Zooplankton und Nährstoffgehalt. *DGM* 34 (3): 66-75.
- Müller, U., 1984. Das Phytoplankton der Elbe. I. Jahreszyklus der Bacillariophyceae im Süßwasserbereich bei Pevestorf. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 61 (4): 587-603.
- Nusch, E.A., G. Friedrich, J. Davis, W. R. Fischer, Ch. Frank, A. Hamm, Ch. Heckmann, V. Herbst, W. Kopf, B. Lenhart, D. Müller, J. Pinter, N. Schilling, X. Schindele, A. Schulte-Wülwer-Leidig & Ch. Steinberg, 1991. Eutrophierung gestauter und freifließender Gewässer. In A. Hamm, Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. *Academia. St.Augustin*: 331-564.

- Ockenfeld, K., 2001. Die Bedeutung verminderter Wasserführung für phytoplanktongekoppelte Stoffumsetzungen und den Sauerstoffhaushalt der Krummen Spree. Dissertation. Humboldt-Universität Berlin.
- Prygiel, J. & M. Leitao, 1994. Cyanophyceae blooms in the reservoir of Val Joly (Northern France) and their development in downstream rivers. *Hydrobiologia* 289: 85-96.
- Reynolds, C.S., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge etc.:383 S.
- Reynolds, C.S., 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* 289: 9-21.
- Reynolds, C.S., 1988. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen* 23: 683-691.
- Reynolds, C.S. & J.-P. Descy, 1996. Production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 113: 161-187.
- Rojo, C., M.A. Cobelas, & M. Arauzo, 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289: 43-55.
- Ruhrverband, 1991. Ruhrwassergüte 1990. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR): 133 S.
- Schmedtje, Sommerhäuser, Braukmann, Briem, Haase, Hering, 2002. Erarbeitung eines leitbildbezogenen Bewertungsverfahrens für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen für die Umsetzung der WRRL. Im Projektbericht Makrophyten Bewertung nach EU-WRRL im Auftrag der LAWA, Anhang 1: Vorschlag zur top-down Typologie der Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland, unveröffentlicht.
- Schmitt, A., 1998. Trophiebewertung planktondominierter Fließgewässer – Konzept und erste Erfahrungen. In *Integrierte ökologische Gewässerbewertung – Inhalte und Möglichkeiten*. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 51: 394-411.
- Schönborn, W., 1992. Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena: 520 S.
- Schröder, T., 1999. Die Sukzession des Zooplanktons in verschiedenen Altwässern des Unteren Odertals nach dem Frühjahrshochwasser. In W. Dohle, R. Bornkamm, & G. Weigmann (Hrsg.), *Das Untere Odertal. Limnologie aktuell Bd 9*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: 285-302.
- Steinberg, C. & H. Hartmann, 1988. Planktische blütenbildende Cyanobakterien (Blaualgen) und die Eutrophierung von Seen und Flüssen. *Vom Wasser* 70: 1-10.
- Steinberg, C., B. Heindel, R. Tille-Backhaus, & R. Klee, 1987. Phytoplanktonstudien an langsamfließenden Gewässern: Donau und Vils. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 68 (3/4): 437-456.
- Stoyneva, M.P., 1994. Shallows of the Danube as additional sources of potamoplankton. *Hydrobiologia* 289 (1-3): 171-178.
- Wawrik, F., 1962. Zur Frage: Führt der Donaustrom autochthones Plankton.. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 27 (1): 28-35
- Wehr, J.D. & J.-P. Descy, 1998. Use of phytoplankton in large river management. *Journal of Phycology* 34 (5): 741-749.
- Zacharias, O., 1898. I. Wissenschaftliche Mittheilungen. Das Potamoplankton. *Zoologischer Anzeiger* Bd. XXI, No. 550: 41-48.

Typologie und ökologische Bewertung von Seen in Brandenburg auf der Grundlage des Makrozoobenthos

Xavier-François Garcia, Martin Pusch, Mario Brauns & Norbert Walz

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin
E-Mail: garcia@igb-berlin.de

Keywords: Litoriprofundal, Eulitoral, Referenzzoozönose, Korrespondenzanalyse, Diversität

Abstract

An example for the ecological assessment of lakes on the basis of macroinvertebrates is described. Sampling, statistical data analysis, and the approach to the identification of reference lakes and reference invertebrate assemblages are shown and critically discussed. Additionally, the possibilities for the assessment of the degradation levels of the ecological status are highlighted.

Zusammenfassung

Anhand eines Beispiels wird die ökologische Bewertung von Seen auf der Basis des Makrozoobenthos' beschrieben. Die Probenahme, die statistische Datenauswertung sowie die Vorgehensweise zur Festlegung von Referenzseen und Referenzzönosen für mehrere Seentypen werden dargestellt und kritisch diskutiert. Außerdem werden die Möglichkeiten zur Bewertung von Degradationsstufen des ökologischen Zustands beleuchtet.

Einführung

Eine wesentlicher Inhalt der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) besteht darin, die Gewässer als integrale Bestandteile des Wasserkreislaufs zu betrachten und sie nachhaltig zu bewirtschaften. Daher müssen alle Restaurations- und Schutzmaßnahmen das gesamte Ökosystem betrachten. Vor der Planung solcher Maßnahmen muss nach der WRRL der jetzige ökologische Zustand der Gewässer bewertet werden. Diese Bewertung soll sich, wenn möglich, auf typenspezifische Referenzstandorte beziehen.

Für die Umsetzung sieht die WRRL ein dreistufiges Verfahren vor:

1. Für jede Ökoregion (Anhang XI der WRRL) sollten in Abhängigkeit von den geografischen und morphologischen Eigenschaften der aquatischen Ökosysteme Gewässertypen definiert werden. Jeder Typus muss mit bestimmten biologischen Zuständen verknüpft werden.
2. Für jeden Typus müssen Referenzbedingungen definiert werden. Die Definition erstreckt sich auf die Beschreibung von Referenz-Lebensgemeinschaften und deren Diversität ebenso, wie auf hydromorphologische, physikalische und chemische Qualitätsmerkmale.

3. Der ökologische Zustand jedes Gewässers muss im Vergleich zum typspezifischen Referenzzustand bewertet werden.

Durch die gegenwärtig starke ökologische Degradation vieler europäischer Gewässer ergeben sich jedoch Schwierigkeiten bei der Anwendung dieses Verfahrens, insbesondere, wenn keine vom Menschen ungestörte, typspezifischen Referenzgewässer mehr zu finden sind. Wenn die biologischen Referenzbedingungen nicht direkt an ungestörten Gewässern gewonnen werden können, können sie laut WRRL (EU 2000) auch mit Vorhersagemodellen oder Rückberechnungsverfahren (Anhang II, Randnr. 1.3 der WRRL) auf der Basis historischer oder paläologischer Daten rekonstruiert werden.

Vorliegender Beitrag beschreibt ein Beispiel einer ökologischen Bewertung von Seen über das Makrozoobenthos als Anwendung der WRRL. Die Studie, aus der hier 10 Seen vorgestellt werden, ist Teil eines vom Landesumweltamt Brandenburg finanzierten Projekts, das die Bewertung von 30 Seen in Brandenburg zum Ziel hat. Neben den Ergebnissen beschreiben wir die aufgetretenen technischen und konzeptionellen Schwierigkeiten, um zur öffentlichen Diskussion über die Umsetzung der WRRL beizutragen.

Material und Methoden

Probenahmemethoden

Die Probenentnahme zu diesem Projekt basiert auf dem Verfahrensvorschlag zur Beprobung des Makrozoobenthos von Seen bei der Bewertung von Seen nach der WRRL von Böhmer & Baier (2001), die wir jedoch aufgrund unserer Erfahrungen leicht veränderten. Die Seen wurden in 6 Sektoren eingeteilt. In jedem Sektor wurden Proben aus zwei Tiefenstufen entnommen, und zwar aus der eulitoralischen Zone und der infralitoralischen bzw. litoriprofundalen Zone (1,5-6 m Tiefe). Im folgenden wird die infralitoralische und die litoriprofundale Zone zusammenfassend als Litoriprofundal bezeichnet. Im Zuge zweier Probenahmekampagnen im Herbst 2001 und im Frühjahr 2002 wurden in der eulitoralischen Zone alle vorhandenen Substrate 1-2 Minuten lang mit einem Handnetz von 200 µm Maschenweite beprobt. Die Substrate waren hauptsächlich Schilf und andere Makrophyten, Totholz, Falllaub, Wurzeln, Sand und Kies.

In der litoriprofundalen Zone wurden 6 Parallelproben mit einem EKMAN-BIRGE-Greifer mit einer Gesamtfläche von 0,127 m² genommen. Um alle Sedimenttypen zu beproben, wurden die Proben abwechselnd aus dem flachsten Teil (1,5-2,5 m Tiefe) und dem tiefsten Teil (4-6 m) der Beprobungszone genommen. Das Sediment wurde direkt nach der Probenahme noch im Boot gesiebt. Schlammiges Sediment wurde durch ein Sieb von 335 µm Maschenweite gespült, wodurch sich eine starke Reduktion des Sedimentvolumens ergab und die Organismen im Labor leichter herausgesucht werden konnten. Bei einem versuchsweisen Vergleich der verwendeten Siebmaschenweite von 335 µm mit einem Sieb mit 200 µm, wie es das Protokoll von Böhmer & Baier (2001) vorsieht, wurden keine statistischen Unterschiede in der Zahl und der Diversität der zurückgehaltenen Organismen gefunden. Alle anderen Sedimenttypen wurden dagegen immer über einem Sieb mit 200 µm Maschenweite gespült.

Die meisten Wirbellosen wurden bis auf das Artniveau bestimmt. Eine Ausnahme bildeten die Oligochaeta und Nematoda, die nur bis auf die Klassenebene bestimmt wurden, und die Diptera, die bis auf Gattungsebene bestimmt wurden. Zur Prüfung der Repräsentativität der

Probenahme wurden Plateaukurven nach Hurlbert (1971) erstellt, in denen die Artenzahl gegen die Anzahl der gefundenen Individuen aufgetragen wird (Abb. 1). Die Kurven des Eulitorals zeigen, dass die Artenzahl noch nicht komplett erfasst wurde, aber im allgemeinen nahe dem Plateau war (Abb. 1A). Die Eulitoral-Fauna des oligotrophen Gr. Wummsees ist sehr dürtig, so dass nur eine geringe Individuenzahl und vermutlich bei weitem noch nicht alle Arten erfasst wurden. Dagegen scheint in einem anderen oligotrophen See, dem Stechlinsee, die Sekundärproduktion im Eulitoral höher zu sein und die Artenanzahl ausreichend erfasst. Dagegen wurden die Arten des Litoriprofundal offenbar überall ausreichend erfasst, selbst im oligotrophen Gr. Wummsee (Abb. 1B). Es kann somit gefolgert werden, dass die verwendete Probennahmemethodik (6 Sektoren, 6 Parallelproben pro Sektor) zur Erreichung des Untersuchungsziels geeignet war.

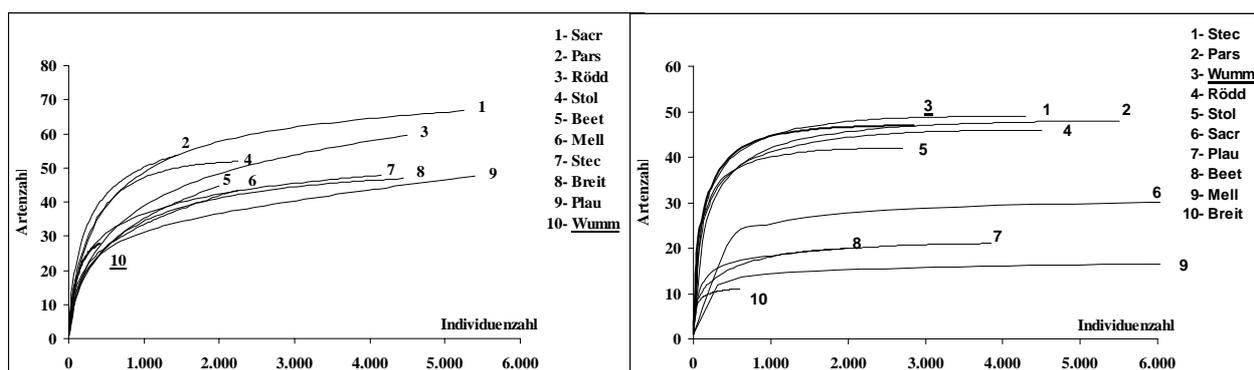


Abbildung 1: Hurlberts Plateaukurven für die eulitorale (A) und die litoriprofundale Fauna (B) in den untersuchten Seen.

Statistische Methoden

Die statistische Datenanalyse verfolgte zwei Zielrichtungen: Erstens galt es, zu prüfen, ob die gemäß der WRRL auf der Basis abiotischer Daten identifizierten groben Seentypen entsprechende Unterschiede in der biologischen Besiedlung zeigen. Zweitens galt es, die typspezifischen faunistischen Biozönosen zu charakterisieren. Das Hauptproblem dabei ist, dass viele Makrozoobenthosarten der Seen eine hohe ökologische Valenz besitzen und daher in mehr als einem Seentyp vorkommen. Darüber hinaus stellt die natürliche Variabilität der Biotope lokal atypische Nischen bereit, die adaptierten Arten ein Vorkommen erlauben. Unter diesen Bedingungen ist es dann schwierig zu entscheiden, welche Art wirklich zu welchem Typus gehört. Um solche faunistischen Referenz-Biozönosen zu etablieren, sind multivariate statistische Methoden angebracht, da sie Daten im mehrdimensionalen Raum ordnen können.

Hier benutzen wir die Korrespondenz-Analyse (CoA – Benzecri 1983). Diese Analyse ordnet die Proben in der Reihenfolge, in der die geringst mögliche Varianz des gesamten Datensatzes erzeugt wird. Die Proben werden dabei in einem multidimensionalen Raum dargestellt, wobei jede Dimension einen Einflussfaktor darstellt. Die erste Dimension repräsentiert den Faktor mit dem größten strukturellen Einfluss. Im Ordinationsdiagramm werden die Einzelwerte gegen die zweite Dimension, den zweitwichtigsten Faktor, aufgetragen. Wenn sowohl die Faktorenladungen (die Koordinaten im multidimensionalen Raum) der Seen als auch die der Arten aufgetragen werden, ist so - nur durch die Abstände zwischen den Punkten - eine grafische Zuordnung der Arten zu den Seen möglich. Zu dieser Analyse wurde die ADE-4 Software (Chessel & Doledec 1993) benutzt.

Typologie der Seen

Identifikation der Typen

Die WRRL schlägt zur Definition der Seentypen zwei Vorgehensweisen (A und B) vor (Anhang II - Randnr. 1.2.2 der WRRL). System A basiert auf vier abiotischen charakteristischen Eigenschaften der Seen: Meereshöhe, mittlere Tiefe, Seefläche und Geologie. System B bezeichnet diese vier Variablen als "obligatorische Faktoren" und listet andere abiotische Faktoren als "fakultative Faktoren" auf. Den Mitgliedsstaaten steht es frei, zwischen den Systemen A und B zu wählen. Dennoch wird das System A als "feststehende Typologie" bezeichnet, System B als "alternative Beschreibung". Die WRRL schreibt vor, dass das System B unter zwei Bedingungen angewandt werden kann:

1. Es muss zu einer mindest ebenso feinen Unterscheidung gelangt werden, wie es nach System A der Fall wäre.
2. Es ist sicherzustellen, dass sich die typspezifischen biologischen Referenzbedingungen auch wirklich aus der erhaltenen Typologie ableiten lassen.

System B sollte somit angewendet werden, wenn es gilt, feinere oder biologisch relevantere Typenunterscheidungen zu treffen (z.B. Flusseen, erheblich veränderte Seen).

Identifikation der typspezifischen Referenzseen

Nach der Festlegung von Seentypen müssen für jeden Typ typspezifische Referenzseen gefunden werden. Diese Referenzseen sollten frei sein von anthropogenen Störungen, als logische Voraussetzung für die zukünftige Bewertung des ökologischen Zustands der anderen Seen dieses Typs. Dabei müssen anthropogen ungestörte Seen nicht notwendigerweise oligotroph sein. Da die Verlandung das Ziel der natürlichen Entwicklung der Seen darstellt, wechseln sie langfristig auf natürliche Weise vom oligotrophen zum mesotrophen und schließlich oft zum dystrophen Zustand. Typspezifische Referenzseen werden daher natürliche oligotrophe bis dystrophe Seen beinhalten. Unter besonderen Bedingungen können z.B. flache Seen mit großem Einzugsgebiet auch in ungestörten Landschaften eutroph sein (I. Schönfelder, pers. Mitt.).

Das Problem ist, dass die Variablen des Systems A für die Unterscheidung zwischen der natürlichen Entwicklung und den anthropogenen Beeinflussungen ungeeignet sind. Folglich können Fehler bei der Identifikation der typspezifischen Referenzseen entstehen. Es ist dann ratsam, für jeden See die Ursache seiner Eutrophierung (natürlich oder anthropogen) zu unterscheiden. Ebenso müssen neben der Eutrophierung andere Arten menschlicher Beeinflussung (z.B. Wasserspiegelabsenkung, Veränderung der Uferstruktur, Einwanderung von Neozoa, Schifffahrt, Kraftwerke) geprüft werden, die die Biozönosen beeinflussen können. Unter diesen Gesichtspunkten erscheint die Wahl des Systems B sehr sinnvoll oder sogar notwendig.

Anwendung auf 10 Seen in Brandenburg

Die untersuchten Brandenburger Seen gehören alle in die Ökoregion 14 "Zentrales Flachland" (Anhang XI der WRRL), welches Meereshöhen unter 200 m umfasst und eine Seeflächenkategorie von 1 bis 10 km² Größe. Die Anwendung des Systems A klassifiziert die 10 Seen in 3 Typen (Tab. 1, Tab. 2).

Tabelle 1: Typeigenschaften der drei Seentypen nach System A der WRRL (EU 2000).

	Mittlere Tiefe	Seefläche	Geologie
Typ I	>15 m	1-10 km ²	kalkhaltig
Typ II	3-15 m	1-10 km ²	kalkhaltig
Typ III	< 3 m	1-10 km ²	kalkhaltig

Tabelle 2: Allgemeine Eigenschaften und Typenidentifikation von 10 Brandenburger Seen. Geologisches Alter der Entstehung: Jung = Frankfurter Stadium der Weichseleiszeit, Alt = Brandenburger Stadium der Weichseleiszeit. Flussee: "-" keine Verbindung zu einem Fluss, "+" verbunden mit anthropogen verändertem Fluss, Sl: Schlamm, Ma. Makrophyten, Sd: Sand, Ds: Schalen von *Dreissena polymorpha*, To: Totholz. Die Typen basieren auf System A der WRRL.

	Trophie- status	Geolo- gisches Alter	See- fläche (km ²)	Mittl. Tiefe (m)	Max. Tiefe (m)	Ca- Gehalt (mg l ⁻¹)	Flussee	Sediment- typ	Typ
Stechlinsee	Oligotroph	Jung	4,25	/	68,5	51	-	Sl-Ma-To	I
Röddelinsee	Eutroph	Jung	1,83	/	35	70	+	Sl-Sd	I
Sacrower See	Eutroph	Alt	1,07	18	36	54	-	Sl	I
Gr. Wummsee	Oligotroph	Jung	1,48	11,8	36	43	-	Sl-Ma	II
Parsteiner See	Mesotroph	Jung	10,03	7,7	31	55	-	Sl-Ma-Ds	II
Stolpsee	Eutroph	Jung	3,81	/	15	69	+(+)	Sl-Ds-To	II
Beetzsee	Polytroph	Alt	3,98	/	5,5	82	-	Sl	III
Breitlingsee	Polytroph	Alt	5,13	/	4,5	94	++	Sl	III
Mellensee	Polytroph	Alt	2,15	/	10	73	++	Sl	III
Plauer See	Polytroph	Alt	6,66	/	10	94	++	Sl	III

Typ I repräsentiert tiefe, kalkreiche Seen mit einer mittleren Tiefe von mehr als 15 m und einer Ca-Konzentration des Wassers über 50 mg l⁻¹. Hierzu gehören drei Seen: Stechlinsee, Röddelinsee und Sacrower See. Der Stechlinsee ist ein oligotropher See, der von Wäldern umrandet ist und in einem Naturschutzgebiet liegt. Der Röddelinsee und der Sacrower See sind eutrophe Seen. Der Röddelinsee liegt in einem landwirtschaftlich stark genutzten Gebiet und erhält seinen Wasserzufluss über den Templiner Kanal unterhalb der Stadt Templin (14 000 Einwohner). Der Sacrower See liegt in einem bewaldeten und seit langem bestehenden Naturschutzgebiet in der Nähe von Potsdam. Trotz des Schutzstatus erhält der See möglicherweise einen unterirdischen Nährstoffeintrag aus Siedlungsgebieten, woraus sein trophischer Zustand resultiert. Daher kann nur der Stechlinsee vorläufig als Referenzsee für den Typ I herangezogen werden.

Die Seen des Typs II (Großer Wummsee, Parsteiner See und Stolpsee) sind ebenfalls kalkhaltig, aber flacher, und sind alle während des Frankfurter Stadiums der Weichseleiszeit vor ca. 18 500 Jahren gebildet worden. Der Gr. Wummsee ist oligotroph, von Wald umgeben und seit langer Zeit von menschlicher Beeinflussung abgeschirmt. Der Parsteiner See und der

Stolpsee sind mesotroph bzw. eutroph. Der Parsteiner See liegt inmitten landwirtschaftlicher Anbaufläche, jedoch mit teilweise breiten Pufferzonen. Der Stolpsee ist – wie der Gr. Wummsee – von Wäldern umgeben, allerdings fließt die Havel unterhalb der Stadt Fürstenberg (4 600 Einwohner) hindurch. Der Grund des Sees ist hauptsächlich schlammig. Es ist somit klar, dass der Parsteiner See oder der Stolpsee nicht als Referenzsee für den Typ II dienen können. Die Tatsache, dass mit dem Gr. Wummsee ein oligotropher und vergleichsweise flacher See existiert, bedingt die Existenzberechtigung dieses Typs II mit dem Gr. Wummsee als vorläufigem Referenzsee.

Der Typ III vereinigt Seen, die im älteren Brandenburger Stadium der Weichseleiszeit vor mehr als 20 000 Jahren entstanden sind. Sie sind sehr flach (mittlere Tiefe < 3 m). Alle vier Seen dieses Typs (Beetzsee, Breitlingsee, Mellensee and Plauer See) sind sehr stark anthropogen beeinträchtigt. Sie liegen in landwirtschaftlich sehr stark genutzten Gebieten oder befinden sich in der Nähe von mittelgroßen Städten. Der Breitlingsee und der Plauer See werden von der unteren Havel durchflossen und dadurch häufig von Binnenschiffen durchquert. Daher kann keiner dieser Seen als Referenzsee für den Typ III betrachtet werden.

Es sei angemerkt, dass die Calcium-Konzentration in stark eutrophierten Seen immer sehr hoch ist (Tab. 1), besonders in Seen, die in urbanen Gebieten liegen, wo durch Bautätigkeit im Einzugsgebiet der Ca-Eintrag erhöht ist. Folglich ist es nicht immer möglich, die natürliche Ca-Konzentration zu ermitteln, in einigen Fällen kann sogar die wahre geologische Zuordnung eines Sees verdeckt werden. Somit ist es nicht möglich, einen originären silikatdominierten See zu erkennen, der durch langanhaltende Einträge von Calcium verändert wurde. Entsprechend den Bemerkungen zur Typologie der Seen sollte somit die Gewässer-eigenschaft "Geologie" des Systems A der WRRL nicht ohne Prüfung auf anthropogene Beeinflussung festgelegt werden. Gemäß System B sollten weitere Gewässereigenschaften betrachtet werden, um die Ursprünglichkeit des Calciums in Seen beurteilen zu können.

Zusammenfassend muss festgestellt werden, dass derzeit nur für die Seentypen I und II Referenzseen gefunden werden können. Der ökologische Zustand der vier nicht zu diesen beiden Seentypen gehörenden Seen kann daher aktuell nicht in zufriedenstellender Weise mit typspezifischen biologischen Referenzbedingungen verglichen werden.

Typspezifische biologische Referenzbedingungen

Das Ziel der Identifikation von Referenzseen ist es, die typspezifischen biologischen Bedingungen zu charakterisieren, die als Referenz bei der Definition des ökologischen Zustandes eines beliebigen Sees dieses Typs gebraucht werden. Nach der WRRL (EU 2000, Anhang V, Randnr. 1.2.2) müssen für die Definition der biologischen Referenzbedingungen von Seen vier Gruppen von Organismen, sogenannte "biologische Qualitätselemente", herangezogen werden: das Phytoplankton, die Makrophyten und das Phytobenthos, die benthische Invertebratenfauna und die Fischfauna. Die typspezifischen biologischen Referenzbedingungen für die "benthische Invertebratenfauna" werden dabei durch drei Größen beschrieben: die taxonomische Zusammensetzung und Häufigkeit der Fauna, das Verhältnis von störanfälligen Taxa zu robusten Taxa und der Grad der Biodiversität der Fauna.

In dieser vorläufigen Zusammenfassung wird zunächst nur die taxonomische Zusammensetzung und die Biodiversität der Fauna berücksichtigt. Das Verhältnis sensibler zu

unsensiblen Taxa kann erst später festgestellt werden, wenn die ökologischen Informationen über alle typspezifischen Referenzbedingungen vorliegen.

Typspezifische Referenz-Biozönose

Es sei daran erinnert, dass im Rahmen der vorliegenden vorläufigen Auswertung die Identifizierung der typspezifischen Referenzbiozönose nur auf der Wirbellosenfauna des Litoriprofundals im Herbstaspekt beruht. Arten mit einer Häufigkeit $< 5 \text{ Indiv m}^{-2}$ wurden vor der Anwendung der Korrespondenzanalyse aus dem Datensatz entfernt, um Zufallseffekte zu minimieren. Die verbliebenen Taxa wurden alle gleich gewichtet, indem die absoluten Abundanzzahlen jedes Taxons durch seine maximale Abundanz dividiert und somit in Prozentwerte überführt wurden.

Vergleich zwischen der abiotischen und der faunistischen Typologie

Die Korrespondenzanalyse (CoA) visualisiert die Einordnung der 10 untersuchten Seen auf einer zweidimensionalen Ebene (Abb. 2). Auf der F1-Achse werden die Seen entlang ihres trophischen Zustand geordnet. Diese Achse trennt klar eutrophe bis polytrophe Seen (positive Koordinaten) von oligo- bis mesotrophen Seen (negative Koordinaten). Der Trophiezustand erklärt 17,5 % der gesamten Varianz der Analyse.

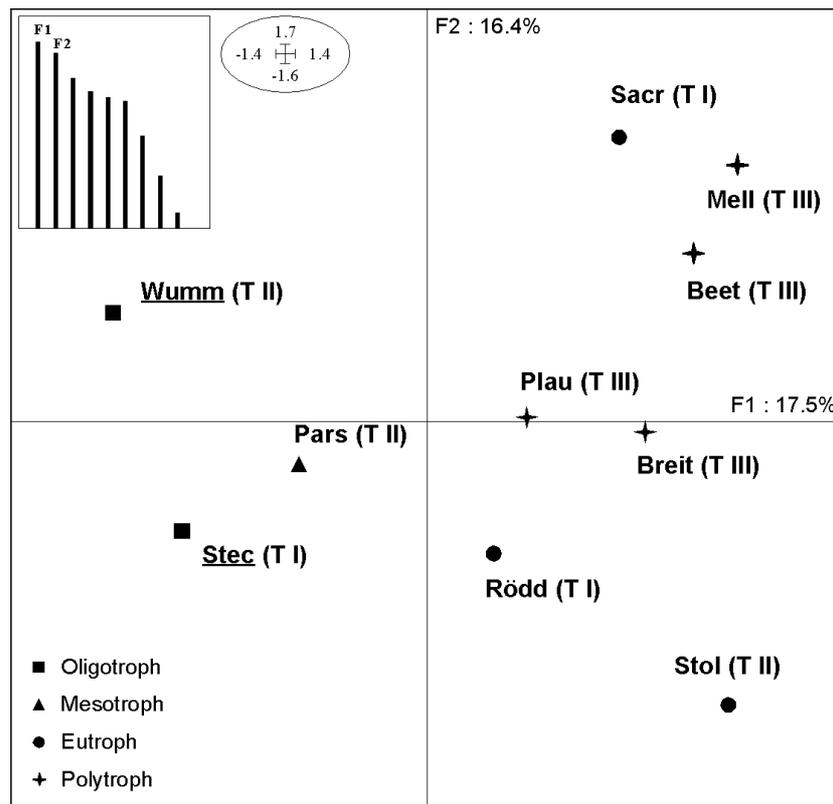


Abbildung 2: Projektion der Faktorenladungen der Seen auf die F1xF2-Faktorenebene der Korrespondenzanalyse, basierend auf der Makrozoobenthos-Zönose des Litoriprofundals im Herbst 2001. Beet: Beetzsee, Breit: Breitlingsee, Mell: Mellensee, Pars: Parsteiner See, Plau: Plauer See, Rödd: Röddelinsee, Sacr: Sacrower See, Stec: Stechlinsee, Stol: Stolpsee, Wumm: Gr. Wummsee. T I-IV : Typ I-IV. Typspezifische Referenzseen sind unterstrichen.

Entlang der F2-Achse werden die Seen nach den abiotischen Verhältnissen angeordnet (Abb. 2). Seen der Typen I, II und III sind sukzessiv entlang dieser Achse aufgereiht. Es gibt jedoch zwei Ausnahmen. Die eine ist der Sacrower See (Typ I), welcher isoliert und weit von den anderen Seen dieses Typs (Stechlinsee und Röddelinsee) liegt. Die Abweichung des Sacrower Sees beruht auf der Anwesenheit von 7 Taxa, die hier besonders häufig sind (Abb. 3): *Endochironomus Typ I* (8 785 Ind m⁻²), *Polypedilum Typ V* (4 846 Ind m⁻²), *Tanytarsus* sp. (2 395 Ind m⁻²), *Caenis luctuosa* (152 Ind m⁻²), *Phryganea grandis* (55 Ind m⁻²), *Erythroma najas* (35 Ind m⁻²) and *Mystacides* sp. (26 Ind m⁻²). Die besondere Situation und die Geschichte des Sacrower Sees, wie oben dargelegt, führte offenbar zur Entwicklung einer besonderen Fauna. Es gibt jedoch keinen Zweifel an der Zuordnung des Sacrower Sees zu Typ I.

Die zweite Ausnahme ist der Stolpsee (Typ II), der sehr isoliert und weit entfernt vom Parsteiner See liegt, dem nächsten Vertreter des Typs II. Die Zusammensetzung der Makroinvertebraten im Stolpsee zeigt einige Ähnlichkeiten mit der im Röddelinsee. Vier Arten haben ein großes Gewicht in der CoA und gruppieren den Röddelinsee und den Stolpsee in den untersten Teil der F2-Achse (Abb. 3). Diese Arten sind mehr oder weniger häufig in beiden Seen, aber in den anderen Seen kaum festgestellt worden: *Helobdella stagnalis* (94 Ind m⁻² im Stolpsee / 42 Ind m⁻² im Röddelinsee), *Cyrtus trimaculatus* (31 / 8 Ind m⁻²), *Potamopyrgus antipodarum carinata* (21 / 5 Ind m⁻²) und *Glyptotendipes* Grp. B (9 / 9 Ind m⁻²). Hier kommt eine andere Eigenschaft hinzu: der Röddelinsee und der Stolpsee sind beides Flusseen. Der Stolpsee wird von der Unteren Havel durchflossen und der Röddelinsee vom Templiner Kanal. Dadurch kann die Zoozönose beeinflusst werden (z.B. über die Schichtungsverhältnisse oder das Nahrungsangebot), auch wenn die vier erwähnten Arten nicht besonders charakteristisch für Fließgewässer sind und die Fließgeschwindigkeiten in der Unteren Havel und dem Templiner Kanal gering sind. Diese Arten fanden offensichtlich ähnliche Lebensbedingungen in beiden Seen. *C. trimaculatus* und *H. stagnalis* sind euryök und *Glyptotendipes* Grp B ist als Pflanzenminierer bekannt. Die einzige Art, die mit Fließwasser in Verbindung gebracht werden kann, ist *P. antipodarum carinata*, ein aus Neuseeland eingewandertes Neozoon. Sein Vorkommen in diesen beiden Seen könnte auf den bestehenden Bootsverkehr über die Grenzen des Gewässersystems zurückzuführen sein. Gemessen an der Tiefe und der Calcium-Konzentration steht fest, dass der Stolpsee zum Typ II und nicht zum Typ I gehört. Da die zoozönotische Ähnlichkeit somit auf diese Weise kaum zu erklären ist, ist es möglich, dass ein weiterer Seentyp für Flusseen eröffnet werden muss, für den aber zur Zeit noch kein Referenzsee vorhanden ist.

Auf der Basis der Ergebnisse der Korrespondenzanalyse wäre es in Anbetracht der Ähnlichkeit der Fauna der vier polytrophen Seen (Beetzsee, Breitlingsee, Mellensee and Plauer See) auch denkbar, deren Typenzugehörigkeit allein über das Makrozoobenthos neu zu definieren. Dann wären der Plauer See und der Breitlingsee Typ II zuzuordnen, während der Beetzsee und der Mellensee dem Typ III angehören müssten (Abb. 2.).

Insgesamt ist beachtenswert, dass die Ergebnisse der Biotypologie weitgehende Übereinstimmung mit denen der abiotischen Typologie zeigen. Die benthischen Biozönosen liefern sogar noch weitergehende Informationen als die abiotische Typologie. Damit unterstreichen die Ergebnisse die Eignung der benthischen Biozönose sowohl für die Typologie wie für die ökologische Bewertung. Die zweite Achse der CoA erklärt 16,4 % der Gesamtvarianz, was sich statistisch nicht signifikant von den 17,5 % der ersten Achse unterscheidet. Das bedeutet, dass die Fauna in gleicher Weise die abiotischen Verhältnisse und den ökologischen Zustand eines Sees widerspiegelt.

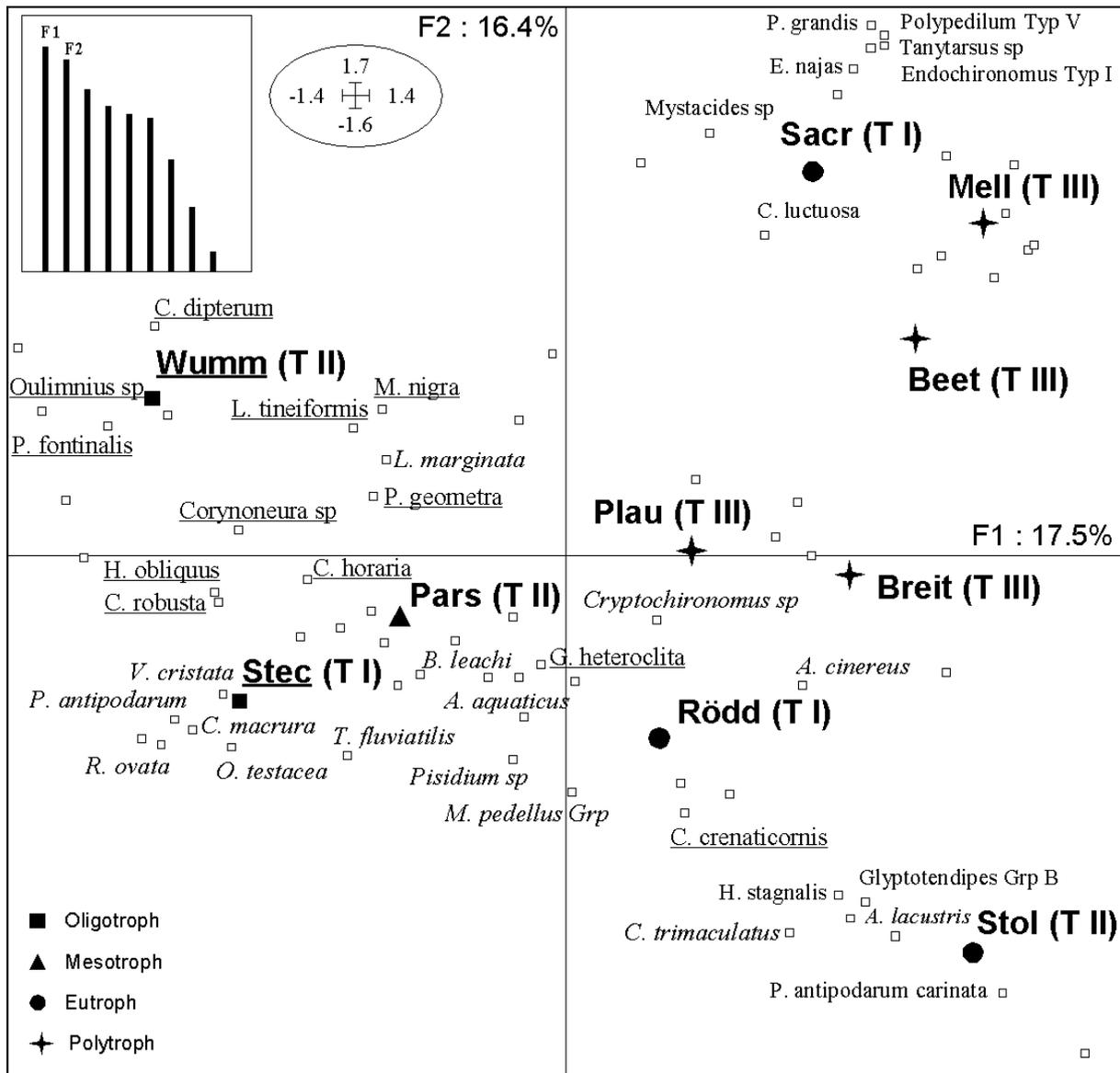


Abbildung 3: Projektion der Faktorenladungen von Seen (volle Formen) und Arten (leere Quadrate) auf die F1x2-Faktorenebene der Korrespondenzanalyse, basierend auf der Makrozoobenthos-Zönose des Litoriprofundals im Herbst 2001. Typspezifische Referenzseen sind unterstrichen. Referenzarten für Typ I kursiv, für Typ II unterstrichen. Weitere Arten werden im Text erwähnt.

Typspezifische Referenz-Biozönose

Die Referenzbiozönose kann nur über ungestörte Seen definiert werden, also über den Stechlinsee für Typ I und über den Gr. Wummsee für Typ II. Typspezifische Biozönosen sollten nur Arten enthalten, die hauptsächlich in ihrem Typ gefunden werden. Jedoch ist die ökologische Valenz der Arten oft breiter als die Varianz der spezifischen Bedingungen eines Seetyps, so dass eine Art mehrere verschiedene Biotope besiedeln kann. Es stellt sich somit zunächst die methodische Frage, unter welchen Bedingungen eine Art zu einer Referenzbiozönose gerechnet werden kann. Wir schlagen dazu die Beachtung folgender Punkte vor:

1. Arten die in vielen Seen gefunden werden, können nicht zu typspezifischen Referenz-Biozönosen herangezogen werden, da sie zu euryök sind.
2. Arten, die nur in einem einzigen See gefunden werden, können, auch wenn sie in großer Individuendichte vorkommen, ebenfalls nicht benutzt werden, da ein solches Vorkommen oft nicht durch Habitatpräferenzen zu erklären ist, sondern durch Zufälligkeiten der Probenahme oder Biogeographie. Die einzige Ausnahme ist für den Fall gegeben, dass dies der einzige See eines bestimmten Typs in einer Ökoregion ist.
3. Die ideale Indikatorart für einen Seentyp erreicht in ihrem typspezifischen Referenzsee eine große Häufigkeit, aber sie wird auch mit etwas geringerer Dichte in den degradierten Seen des gleichen Typs gefunden. Wegen der großen ökologischen Valenz der meisten Arten können diese Arten in geringerer Dichte auch in wenigen anderen typspezifischen Referenzseen vorkommen.
4. Es ist nachgewiesen, dass eine Zunahme von Nahrung in gewissen Grenzen auch die Reproduktion der Arten fördert, z.B. von Lenat (1983) bei Chironomiden. Daher kann die Abundanz einiger mesosaprober Invertebraten steigen, wenn der See vom oligotrophen in den mesotrophen Zustand wechselt. Folglich müssen auch solche Arten betrachtet werden, die in oligotrophen typspezifischen Referenzseen in relativ geringer Dichte vorkommen, aber in mesotrophen Seen desselben Typs eine höhere Dichte erreichen.
5. Wenn eine Art als typspezifische Referenz-Art für zwei verschiedene Seen-Typen identifiziert wird, wird sie dem Seentyp zugeordnet, in dem sie häufiger vorkommt.

Mit diesen Definitionen können wir auf der Basis der Ergebnisse der CoA (Abb. 3) die typspezifischen Referenz-Biozönosen für Typ I und II (Tab. 4) definieren. Die Zuordnung einer Art zu einem See wird aufgrund ihrer Nähe in der Faktorenebene vollzogen.

Biodiversität der Fauna

Die Biodiversität jedes typspezifischen Referenzsees wurde als der "Log series α " Index (Fisher et al. 1943) ermittelt. Dieses Verfahren minimiert den Einfluss der Ungleichheiten bei der Gesamtzahl der Arten pro Probe. Mathematisch ist dieser Index also weitgehend unabhängig von der Probengröße. Die Diversität für jeden Referenzsee ist in Tab. 3 dargestellt. Zusätzlich wird dort die Artenzahl ("Species richness", R) und die Gesamtheit der Individuendichte (N) angegeben.

Tabelle 3: Diversität der Arten im Litoriprofundal und Eulitoral der typspezifischen Referenzgewässer. Dichte in Individuen pro m².

	Eulitoral-Diversität		Litoriprofundal-Diversität	
	Typ I	Typ II	Typ I	Typ II
	Stechlinsee	Wummsee	Stechlinsee	Wummsee
R	48	30	49	47
N	4 249	596	4 416	2 939
R/LogN	13,2	10,8	13,5	13,6
Log series α	7,7	6,4	7,8	8

Bewertung der ökologischen Qualität der Seen

Klassifizierung des ökologischen Zustandes

Um den Degradationszustand für jeden See festzustellen, definierte die WRRL fünf Degradationszustände im Verhältnis zum typspezifischen Referenzzustand: sehr guter Zustand, guter Zustand, mäßiger Zustand, unbefriedigender Zustand, schlechter Zustand (Anhang V, Randnr. 1.2 der WRRL). Der Vergleich basiert auf definierten Qualitätsmerkmalen bezogen auf biologische, hydromorphologische, physikalische und chemische Qualitätskriterien. Die Zuordnung eines Sees zu einem Degradationszustand erfordert immer die Beachtung aller Merkmale. Die normativen Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands werden im Anhang V, Randnr. 1.2 der WRRL dargestellt. Es werden jedoch keine präzisen Grenzen und quantitativen Parameter benannt, nach denen ein See einem bestimmten Zustand zugeordnet werden muss. Die Begriffe, die hier gebraucht werden, sind relativ. Zum Beispiel werden für die benthischen Invertebraten die Begriffe: "geringfügige Abweichung" und "mäßige Abweichung" gebraucht. Wenn es auch schwierig ist, Grenzwerte für qualitative Erscheinungsformen der Fauna festzulegen, so ist dies doch für quantitative Maßzahlen, wie z.B. die Abundanz der Arten, die Diversität der Gemeinschaft oder für das Verhältnis störungsempfindlicher zu störungsunempfindlichen Arten möglich. Die Zuordnung eines Sees zu einem Degradationszustand sollte daher unter der Verwendung präziserer Definitionen standardisiert werden.

Anwendung auf die 10 untersuchten Seen

Mit der auf den abiotischen Bedingungen basierenden Typologie war es möglich, 7 der 10 untersuchten Seen zu klassifizieren. Es blieben aber drei Seen übrig: der Beetzsee und der Mellensee, da ihr Degradationszustand den Typ maskiert und der Stolpsee, der bei der Typzuordnung unsicher bleibt.

Für den Typ I können wir den ökologischen Zustand des Röddelinsees und des Sacrower Sees anhand der biologischen Bedingungen mit dem entsprechenden Referenzsee, dem Stechlinsee vergleichen. Das gleiche können wir für den Typ II für den Parsteiner See, den Plauer See und den Breitlingsee im Vergleich mit dem Gr. Wummsee tun. Wegen der Ungewissheit bei den Typzugehörigkeiten der drei oben genannten Seen, dem Beetzsee, dem Mellensee und dem Stolpsee, werden wir vorerst nicht versuchen, den ökologischen Zustand dieser Seen in dieser Arbeit zu definieren.

Vergleich der typspezifischen Biozönosen

Die Bewertung des ökologischen Zustandes eines Sees muss auf einem Vergleich mit der typspezifischen Biozönose basieren. Im engeren Sinne ist ein solcher Vergleich allerdings nur möglich, solange trotz Degradierung noch typspezifische Arten vorhanden sind. Falls diese weitgehend verschwunden sind, muss auf das in der WRRL vorgeschlagene Maß des Verhältnisses störungsempfindlicher zu robusten Taxa zurückgegriffen werden. Daher müssen für jede typspezifische Biozönose die störungsempfindlichen Arten besonders definiert werden. In Tabelle 4 ist die Fauna der Seen vom Typ I und II zusammengestellt.

Im Röddelinsee (Typ I) fehlen 50 % der typspezifischen Invertebratenarten. Darüber hinaus handelt es sich bei den fehlenden Arten gerade um die Arten, die in der typspezifischen Biozönose höhere Abundanzen aufweisen. Gemäß den normativen Begriffsbestimmungen des ökologischen Zustandes in der WRRL erreicht damit der Röddelinsee nur einen mäßigen

Zustand. Im Sacrower See werden nur drei typspezifische Referenzarten gefunden. Dieser See ist daher als See mit unbefriedigendem ökologischen Zustand zu klassifizieren.

Tabelle 4: Vergleich der Fauna der typspezifischen Biozönosen für Typ I und Typ II. Abundanzen in Individuen pro m⁻². Typspezifische Referenzseen sind unterstrichen, Abundanzen sind fett gedruckt.

	Typ I			Typ II			
	<u>Stechlin</u>	Rödd.	Sacrow.	<u>Wumm.</u>	Parstein.	Plauer.	Breit.
Typ I							
<i>Caenis macrura</i>	286			25			
<i>Radix ovata</i>	139						
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	157				31		
<i>Bithynia leachi</i>	76			13		63	4
<i>Leptophlebia marginata</i>	76		47	11			
<i>Pisidium sp.</i>	52	34	5		29	2	
<i>Athripsodes cinereus</i>	47	26	26		29	16	
<i>Microtendipes pedellus Grp.</i>	41	110					
<i>Cryptochironomus sp</i>	36	93					
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	34	21					
<i>Asellus aquaticus</i>	26	362		11	229		
<i>Acroloxus lacustris</i>	18						11
<i>Oecetis testacea</i>	13	3					
<i>Valvata cristata</i>	13				9		
<i>Cyrrnus trimaculatus</i>	13	8					
Typ II							
<i>Caenis robusta</i>	273	39		213	382		
<i>Caenis horaria</i>		34		133	564		
<i>Leptocerus tineiformis</i>				121	209		
<i>Cloeon dipterum</i>				106			
<i>Oulimnius sp.</i>	18			103	2		
<i>Corynoneura sp.</i>	7	29		74	48		
<i>Physa fontinalis</i>				40	16		
<i>Haliplus obliquus</i>	34			29	67		
<i>Cyrrnus crenaticornis</i>		3		13	49		
<i>Piscicola geometra</i>	5			11	29		
<i>Mystacides nigra</i>				9	16		
<i>Glossiphonia heteroclita</i>		3		7	4		
Ökologischer Zustand	Sehr gut	Mäßig	Unbefriedigend	Sehr gut	Gut	Schlecht	Schlecht

Im Parsteiner See (Typ II) fehlt mit *Cloeon dipterum* nur eine typspezifische Art aus der Referenz-Biozönose. Dieser See hat daher mindestens den Status "gut". Dagegen werden im

Plauer See und im Breitlingsee überhaupt keine Referenzarten des Typs II registriert. Folglich ist der ökologische Zustand dieser beiden Seen als "schlecht" zu bezeichnen.

Vergleich der typspezifischen Diversität

Insbesondere bei stärker degradierten Seen kann der ökologische Zustand eines Sees ohne Betrachtung der Artenliste auch auf der Basis der Abnahme der Diversität festgelegt werden (Tab. 5). Im allgemeinen ist die Abnahme der Diversität eine normale Konsequenz der Degradation der ökologischen Qualitätsstufe. Folglich ist es möglich, den ökologischen Zustand des Beetzsees, des Mellensees und des Stolpsees zu bestimmen, auch wenn die Referenz-Biodiversität (Beetzsee und Mellensee) oder die Typzugehörigkeit (Stolpsee) unbekannt ist.

Tabelle 5: Vergleich der Biodiversitäten der 10 untersuchten Seen im Litoriprofundal und im Eulitoral. R: Artenzahl (Species richness), N: Abundanz (Individuen pro m²). Typspezifische Referenzseen sind unterstrichen.

Typ	Typ I			Typ II			Typ III		?	
	<u>Stec.</u>	Rödd.	Sacr.	<u>Wumm</u>	Pars.	Plau.	Breit.	Beet.		Mell.
Litoriprofundal										
R	49	46	31	47	48	21	11	20	17	42
N	4 416	4 593	25 134	2 939	5 651	3 954	626	4 416	15 908	2 787
R/LogN	13,5	12,6	7	13,6	12,8	5,8	3,9	6	4	12,2
Log series α	7,8	7,1	3,5	8	7,1	3	1,9	3,1	1,9	7
Eulitoral										
R	48	60	67	30	54	48	47	45	44	52
N	4 249	4 629	5 383	596	1 493	5 534	4 553	2 043	2 303	2 336
R/LogN	13,2	16,4	17,9	10,8	17	12,8	12,8	13,6	13,1	15,4
Log series α	7,6	9,8	10,8	6,8	11	7,2	7,4	8,1	7,7	14,8
Ökologischer Zustand	Sehr gut	Gut	Unbefriedigend	Sehr gut	Gut	Unbefriedigend	Schlecht	(Unbefriedigend)	(Schlecht)	(Gut)

Ein weiterer Punkt betrifft die eulitorale Diversität. Die eulitorale Diversität der oligotrophen Seen (z.B. des Gr. Wummsees und des Stechlinsees) erscheint geringer als die eulitorale Diversität der eutrophenen Seen. Da die litoralen Zonen der oligotrophen Seen weniger produktiv sind, ist die Litoralfauna weniger reichhaltig. Folglich wird mit dem gleichen Probennahmeaufwand eine geringere eulitorale Diversität in oligotrophen Seen als in eutrophenen Seen ermittelt. Bei gegebenem Aufwand bei der Probennahme stellt sich die Frage, ob dieses Diversitätsmuster real oder ein Artefakt ist. Mit anderen Worten: Würde die eulitorale Diversität in oligotrophen Seen bei höherem Beprobungsaufwand größer als in eutrophenen Seen? Die Antwort hat für die Seebewertung grundlegende Bedeutung. Wenn das beobachtete Muster real wäre, wäre die Biodiversität im Eulitoral als Vergleichsmaß für den ökologischen Zustand des Gewässers fraglich. Wir können zumindest feststellen, dass es mit heutigen Kenntnissen nicht sehr sinnvoll wäre, die Degradationsstufe durch einen Vergleich der Diversitäten im Litoral feststellen zu wollen.

In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass die litoriprofundalen und die eulitoralen Biozönosen von verschiedenen Faktoren beeinflusst werden. Die eulitorale Fauna steht unter dem Einfluss der Ufervegetation und der Landnutzung. Folglich spiegelt hier eine gefundene Degradation eine negative physische Veränderung des Seeufers wider. Das Litoriprofundal wird dagegen deutlicher vom Trophiegrad des Gewässers beeinflusst. Daher sollte die Verwendung der Eulitoral-Diversität eher der Bewertung von stark veränderten Seen vorbehalten bleiben und nicht für die Bewertung vorwiegend trophischer Belastungen verwendet werden, für die die Litoriprofundalfauna besser abgesicherte Aussagen macht.

Schlussfolgerung

Fasst man die Ergebnisse der typspezifischen Biozönosen und der typspezifischen Biodiversitäten zusammen, stellt sich die Bewertung der Seen wie folgt dar (Tab. 6).

Tabelle 6: Ökologische Gesamtbewertung der 10 untersuchten Seen in Brandenburg.

	Sehr gut	Gut	Mässig	Unbefriedigend	Schlecht
Stechlinsee	X				
Röddelinsee			X		
Gr. Wummsee	X				
Parsteiner See		X			
Plauer See				X	
Breitlingsee					X
Stolpsee		X			
Sacrower See				X	
Beetzsee				X	
Mellensee					X

Eines der Ziele des Projekts war, das von der WRRL vorgeschlagene ökologische Bewertungsverfahren zu prüfen. Es sei hier nochmals betont, dass die bisher erarbeiteten und hier dargestellten Ergebnisse nur auf 10 der untersuchten Seen und einer einzigen Probennehmekampagne beruhen. In Bearbeitung sind 30 Seen und zwei Kampagnen. Die Schlussfolgerungen tragen daher einen vorläufigen Charakter und sie müssen mit dem vollständigen Datensatz überprüft werden. Es kann jedenfalls festgehalten werden, dass die ökologische Bewertung der 10 Seen unter strikter Befolgung der Empfehlungen der WRRL erfolgreich durchgeführt werden konnte. Einige kritische Anmerkungen dazu erfolgten bereits weiter oben.

Da der Vergleich auf der Referenz-Biozönose basiert, ist die Identifizierung der Typenzugehörigkeit eine unerlässliche Voraussetzung für die ökologische Bewertung. Wenn es nicht gelingt, einen See auf irgendeine Weise einem Seentyp zuzuordnen, kann keine ökologische Bewertung im Vergleich mit den typspezifischen Referenzbedingungen erfolgen. Dies ist ein grundsätzlicher Mangel im Bewertungsverfahren der WRRL.

Zwei Punkte bedürfen aber noch einer zusätzlichen Diskussion:

Erstens, die alleinige Anwendung des Systems A ist nicht ausreichend, um eine präzise Typologie unter Einschluss der biologischen Eigenschaften zu begründen. Die Situation bezüglich Stolpsee und Sacrower See erklärt diesen Punkt. Nach unserer Erfahrung ist das System A nur in der Lage, eine sehr allgemeine Typologie zu erstellen, die mit dem System B verfeinert werden muss. Die Liste der fakultativen Faktoren muss vervollständigt werden, um alle in Europa auftretenden Bedingungen abzudecken (z.B. Flusseen).

Der zweite Punkt betrifft die Bewertung der Degradationsstufen der Seen. Das Vorgehen der WRRL basiert auf einem Vergleich mit den typspezifischen biologischen Referenzbedingungen, das bedeutet mit ungestörten Biozönosen. Bei einer Degradation der ökologischen Bedingungen verschwinden Referenzarten und es folgt eine Besiedlung durch robustere Arten. Die Verwendung des Verhältnisses von sensitiven zu robusten Arten, das in der WRRL vorgeschlagen wurde, stellt diesen Punkt in Rechnung. Aber auch hier wäre wieder ein Vergleich solcher Verhältniszahlen mit dem Referenzzustand erforderlich. Im Fall der vier polytrophen Seen Beetzsee, Breitlingsee, Mellensee und Plauer See wird offenkundig, dass es wohl nicht so einfach sein wird, für alle stark degradierten Seen typspezifische Referenzzustände zu finden, auch nicht mit Vorhersagemodellen und paläologischen Methoden. Ein Weg, aus diesem Dilemma herauszukommen, könnte sein, auf dieselbe Weise wie für die typspezifischen Referenzbiozönosen auch für jede Degradationsstufe eine Liste der robusten Arten zu erstellen. Dann könnte die Zuordnung zur mäßigen, zur unbefriedigenden und schlechten Degradationsstufe zusätzlich auf störungsbegründeten Indikatorarten basieren. Das Verfahren wäre in diesen Fällen dem des direkten Vergleichs mit einer Referenzzönose überlegen, da es sich auf unabhängige Indikatorlisten bezieht und nicht von den typspezifischen Begründungen für die Referenzseen abhängig ist.

Danksagung

Wir danken den Projektmitarbeitern Steffi Noack, Michaela Schönherr und Christian Polleichtner für ihren unermüdlichen Einsatz auch unter äußerst widrigen Wetterbedingungen und für ihre präzisen taxonomischen Bestimmungen.

Literatur

- Benzecri, J.P., 1983. L'analyse de l'inertie intra-classe par l'analyse d'un tableau de correspondances. Cah. de l'An. des Données 8: 351-358.
- Böhmer, J. & B. Baier, 2001. Vorschrift zur standardisierten, semiquantitativen Makrozoobenthosprobenahme in Seen > 50 ha für die ökologische Bewertung nach Wasser-Rahmenrichtlinie. Bericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: 6 pp.
- Chessel, D. & S. Doledec, 1993. A.D.E. Version 3.6 : Hypercard Stacks & Programs. Library for the Analysis of Environmental data. URA CNRS 1451, Université Lyon 1. User's manual: 750 p.
- EU (Europäische Union), 2000. 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 (Wasser-Rahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 72 S.

- Fisher, R.A., A.S. Corbet & C.B. Williams, 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12: 42-58.
- Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52 (4): 577-586.
- Lenat, D.R., 1983. Chironomid Taxa Richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwat. Invertebr. Biol.* 2 (4): 192-198.

Entwicklung einer leitbildorientierten Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fischfauna - Erste Ergebnisse und Perspektiven

M. Diekmann¹, U. Brämick², R. Lemcke³, O. Prawitt⁴ & T. Mehner¹

¹Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Abt. Biologie und Ökologie der Fische, PF 850119, 12561 Berlin, E-Mail: diekmann@igb-berlin.de

²Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Jägerhof, 14476 Groß Glienicke

³Landesforschungsanstalt Mecklenburg-Vorpommern, Institut für Fischerei Rostock, An der Jägerbäk 2, 18069 Rostock

⁴Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Am Zollhafen 9, 55118 Mainz (vormals Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin)

Key words: WFD, fish, lakes, IBI, NORDIC-multi-mesh gillnets, Multimaschenstellnetze, WRRL

Abstract

Following the EU-Water Framework Directive (WFD), the ecological state of lakes has to be assessed using communities of organisms including fish. The assessment of the ecological state is usually depending on the knowledge of the reference conditions and leads to the development of an ecological baseline state for the community of concern. For fish, the index of biotic integrity (IBI) has been proven to reflect sufficiently alterations or disturbances in fish communities worldwide. The present study targets on the development of the ecological baseline states for fish communities of different lake types in the German lowland (WFD ecoregion no. 14) and on the development of a community based index such as the IBI. This procedure will allow to assess the ecological state of German lowland lakes according to the WFD. The first set of fish community data from 27 lakes has been taken by stratified random sampling with NORDIC-multi-mesh gillnets, 70-mm gillnets, and electrofishing equipment in autumn 2001. Further data were collected in spring 2002. The data of the 2001 catch are discussed as preliminary results with special emphasis to lake structures and fish community features.

Einleitung

Mit dem in Kraft treten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Ende 2000 ist von den EU-Mitgliedsstaaten unter anderem eine ökologische Bewertung und Klassifizierung ihrer Gewässer in 5 Zustandsklassen (Klasse 1 = sehr guter ökologischer Zustand bis Klasse 5 = schlechter ökologischer Zustand) innerhalb der jeweiligen vorhandenen Ökoregionen vorzunehmen, wobei langfristig die Zustandsklasse 2 (guter ökologischer Zustand) für alle Gewässer anzustreben ist. In Deutschland liegt in der norddeutschen Tiefebene das sogenannte „Zentrale Flachland“ oder Ökoregion No. 14 (Anhang XI, WRRL, EU 2000). Diese Ökoregion stellt vor allem in den Bundesländern Brandenburg (BRB) und Mecklenburg-Vorpommern (M-V) die seenreichste Region der Bundesrepublik dar. Für Seen mit einer Fläche >50 ha sieht die WRRL die Berücksichtigung der vier Organismenebenen Phytoplankton, Zoobenthos, Makrophyten einschließlich Phytobenthos sowie Fische vor.

Hinsichtlich der Eignung von Fischen als Indikatoren für anthropogen bedingte Einflüsse in Seen gibt es nur unzureichende Erkenntnisse. Viele Seen in Deutschland zeigen Abweichungen von ihrem potenziell natürlichen Zustand. Diese umfassen vor allem Eutrophierungserscheinungen, aber auch den Eintrag von Schwermetallen und organischen Chemikalien. Ferner sind strukturelle Veränderungen (Verbauungen) der Seeufer, Störungen durch Nutzer (v.a. Tourismus) und hydrologische Veränderungen (z.B. Seespiegelabsenkungen) als wahrscheinliche Einflussfaktoren zu nennen. Eutrophierung wirkt auf die Fischfauna über Veränderungen der Sichtverhältnisse, des Nahrungsnetzes oder den Verlust von Habitaten. Strukturelle, touristische oder hydrologische Faktoren äußern sich in Wanderhindernissen an Zu- und Abflüssen, Habitatverlusten als Folge von z.B. Uferbefestigungen, Häfen und Badebetrieb sowie in einem Schilfrückgang (Laich- und Jungfischhabitat für viele Fische) durch bootsbedingten Wellenschlag. Die Fischgemeinschaft reagiert auf anthropogene Änderungen des Ökosystems mit Änderungen der Biomasse, Artenzahl, Artenzusammensetzung sowie der Abundanzverhältnisse von taxonomischen Gruppen und Nahrungsgilden (Hanson & Legett 1982, Persson et al. 1991, Duncan & Kubecka 1995, Eckmann 1995, Jeppesen et al. 1997, Lammens 1999). Ferner können Veränderungen im Wachstum oder der Reproduktion auftreten (Karr 1981, Hansen & Dizer 1998).

Erkenntnisse zu Auswirkungen von anthropogen bedingten Veränderungen auf die Fischfauna von Seen existieren nur zu wenigen Seentypen und Naturräumen, so dass eine direkte Übertragbarkeit auf deutsche Seen nicht gegeben ist. Die umfangreichsten Erkenntnisse liegen zum Zusammenhang zwischen dem Trophiegrad und der Fischbiomasse sowie der Zusammensetzung der Fischgemeinschaft vor. Eine Erhöhung der Trophie führt in der Regel zu einer erhöhten Fischbiomasse (Hanson & Legett 1982). Anhand der Auswertung kommerzieller Fangdaten konnte gezeigt werden, dass oligotrophe Seen im Verlauf einer Erhöhung ihrer Trophie eine Veränderung der Fischfauna über einen Anstieg der Salmoniden bis hin zu einem Anstieg der Perciden zeigen. Eine weitere Trophieerhöhung führte zu einer Abnahme dieser beiden Familien (mit überwiegend piscivoren oder spezialisierten Vertretern) und zu einem Anstieg von Familien wie Cypriniden (mit eher generalisierten Vertretern) (Colby et al. 1972, Hartmann 1977, Leach et al. 1977, Persson et al. 1991).

Zu den Auswirkungen anderer anthropogener Faktoren auf die Fischfauna von Seen liegen nur wenig Erkenntnisse vor. Shuter (1990) zeigte am Beispiel nordamerikanischer Arten die Mechanismen auf, über die verschiedene Stressoren auf die Fischgemeinschaften wirken. Die Fischgemeinschaften von 169 Seen in den USA bilden anthropogene Störungen wie Eutrophierung, Siedlungsaktivität im Einzugsgebiet oder die Einführung neuer Fischarten ab (Whittier & Hughes 1998). Für Stauseen konnte gezeigt werden, dass die Ausprägung der Fischfauna maßgeblich durch die Ausdehnung der Litoralzone und die Makrophytenentwicklung beeinflusst wird (Duncan & Kubecka 1995).

Die Bewertung ökologischer Zustände anhand von Organismen bedingt die Kenntnis des Referenzzustands (als dem anthropogen möglichst unbeeinflussten Zustand) und stützt sich auf die Entwicklung von Leitbildern für unterschiedliche Seentypen. Dieses Vorgehen macht das von der WRRL geforderte Abschätzen von Abweichungen grundsätzlich möglich. Für mitteleuropäische Seen wurde bislang nur eine Arbeit über fischökologische Leitbilder für fünf Seen des Salzkammergutes (Ökoregion No. 4, „Alpen“, Anhang XI, WRRL, EU 2000) erstellt (Gassner & Wanzenböck 1999). Bisher erfolgten in Mitteleuropa Typisierungen vor allem nach den für eine fischereiliche Bewirtschaftung wichtigen Fischarten (z.B. Bauch 1961) und orientierten sich nicht an dem potenziell natürlichen Zustand.

Zwei weitere Arbeiten zur Einschätzung des ökologischen Gewässerzustands von (unter anderem) Seen in Europa anhand der Ausprägung der Fischgemeinschaft liegen für Skandinavien (Appelberg et al. 2000) und Flandern (Belgien) (Belpaire et al. 2000) vor. Allerdings sind diese Ergebnisse vorläufig bzw. nicht auf das norddeutsche Flachland übertragbar. Das Wissensdefizit im Vergleich zu Fließgewässern ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass sich anthropogene Veränderungen in Fließgewässern in Effekten auf Wanderfischarten oder rheophile Arten deutlicher zeigen als in Standgewässern. In letzteren zeigen Leit- oder Zeigerfischarten eine geringere Indikationsschärfe als in Fließgewässern, auch kommt in größeren Standgewässern das Problem der repräsentativen Fischbestands-erfassung hinzu.

Ökologische Zustandsbewertungen, wie sie von der WRRL gefordert werden, basieren zumeist auf Kenngrößen von Artengemeinschaften wie dem für Fische Anfang der 80er Jahre zunächst an Warmwasserflüssen in den USA entwickelten Index of Biotic Integrity (IBI, Karr 1981). Der IBI wurde in den letzten Jahren an zahlreichen Gewässern weltweit eingesetzt und immer wieder modifiziert, um die jeweiligen Besonderheiten der untersuchten Ökosysteme zu berücksichtigen. Zunächst erfolgten in den USA Arbeiten an Fließgewässern (z.B. Fausch et al. 1984, Karr et al. 1987, Fore et al. 1994, Lyons et al. 1996) und schließlich in den USA und Kanada Arbeiten zu Standgewässern (z.B. Minns et al. 1994, Whittier 1997, Harig & Bain 1998, Simon 1998, Whittier & Hughes 1998, Schulz et al. 1999, Olden & Jackson 2001). Außerhalb der USA und Kanada wurden Arbeiten in tropischen und subtropischen Regionen (z.B. Lyons et al. 1995, Toham & Teugels 1999), aber auch in Europa durchgeführt (Oberdorff & Hughes 1992, Oberdorff & Porcher 1994, Didier & Kestemont 1996), wobei hier zunächst Fließgewässer im Vordergrund standen. Zu Seen in Europa liegen nur drei Arbeiten vor (Gassner & Wanzenböck 1999, Appelberg et al. 2000, Belpaire et al. 2000). Aus der vergleichsweise geringen Datenlage zu europäischen Seen und der Tatsache, dass die Biodiversität auf dem nordamerikanischen Kontinent (von subtropischen und tropischen Regionen ganz zu schweigen) wesentlich höher ist, ergibt sich, dass mit der Entwicklung eines IBI für norddeutsche Seen wissenschaftliches Neuland betreten wird.

Der Standard des Index ist immer der „sehr gute ökologische Zustand“ oder Referenzzustand, wobei die Definition des Referenzzustands stets regional angepasst werden muss. Prinzipiell gehen verschiedene (zumeist 12) Parameter aus den vier Kategorien 1. Artenzusammensetzung, 2. Artenreichtum, 3. Abundanz und Kondition sowie 4. trophische Zusammensetzung in den IBI ein. Demgegenüber fordert die WRRL für Fischgemeinschaften die Erfassung 1. der Zusammensetzung, 2. der Abundanz und 3. der Altersstruktur.

Innerhalb des BMBF-Verbundprojektes „Entwicklung einer leitbildorientierten Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fischfauna“ (FKZ 0330031) wird die Fischfauna von Seen in BRB und M-V erfasst und eine hierauf basierende Bewertung des ökologischen Zustands der Seen durchgeführt. Dabei sollen für Fischgemeinschaften der untersuchten Seentypen zum einen Leitbilder erstellt und zum anderen ein Index ähnlich dem IBI entwickelt werden.

Zunächst ist zu klären, ob der gewählte Fischereiaufwand geeignet ist, die Fischartengemeinschaften der untersuchten Seen abzubilden. Außerdem werden die ersten vorläufigen Ergebnisse der ersten Befischungsphase hinsichtlich ihrer Fischfauna und vorhandener Strukturen diskutiert.

Methoden

Seenauswahl

Es sollen insgesamt 60 Seen in BRB und M-V befischt werden. Mit Vorliegen der LAWA-Seentypisierung (Abb. 1) sind die wichtigsten Kriterien für eine Seenauswahl im Flachland die Schichtung und der Volumenquotient (VQ), der sich einerseits aus der Fläche des Einzugsgebietes, einschließlich der Seefläche, und andererseits aus dem Seevolumen ergibt. Dabei wird zwischen Seen mit einem VQ größer bzw. kleiner 1,5 unterschieden.

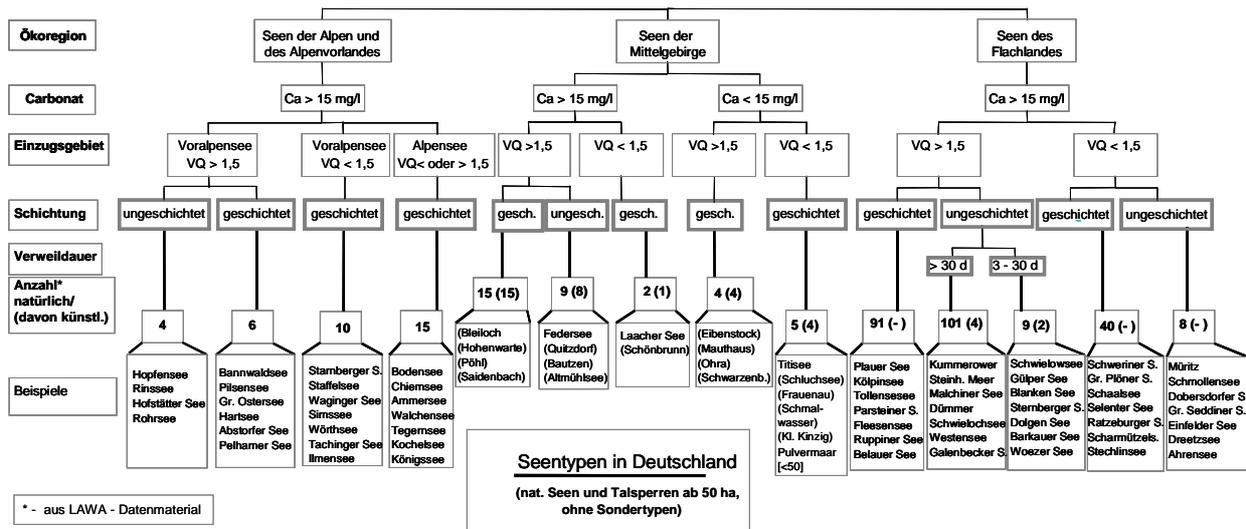


Abbildung 1: Seentypisierung der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) für die drei Ökoregionen in Deutschland. Arbeitsentwurf (Stand: November 2001) zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Da die LAWA-Kriterien hinsichtlich der Fische ungenügend erscheinen, wird darüber hinaus die Frage der fischrelevanten Anbindung hinzugenommen. Dabei ist von Bedeutung, ob ein See eine für Fische passier- oder besiedelbare Anbindung aufweist, zunächst unabhängig davon, ob diese natürlich oder anthropogen bedingt ist. Aus der Berücksichtigung von VQ, Schichtung und Anbindung ergeben sich 8 potenzielle Seenklassen.

Die 8 potenziellen Klassen sind im einzelnen:

1. VQ < 1,5/geschichtet/angebunden
2. VQ < 1,5/geschichtet/nicht angebunden
3. VQ < 1,5/ungeschichtet/angebunden
4. VQ < 1,5/ungeschichtet/nicht angebunden
5. VQ > 1,5/geschichtet/angebunden
6. VQ > 1,5/geschichtet/nicht angebunden
7. VQ > 1,5/ungeschichtet/angebunden
8. VQ > 1,5/ungeschichtet/nicht angebunden

Um die Variabilität innerhalb jeder Klasse zu erfassen, sollten jeweils 3 Seen bearbeitet werden. Daraus ergeben sich 24 hypothetische Referenzseen.

In der WRRL ist angedacht, insbesondere strukturell (also z.B. durch Verbauung) bedingte Abweichungen vom Referenzzustand zu erfassen. Es wurden potenziell fischrelevante Kriterien gewählt, um Gewässer als degradiert zu charakterisieren. Diese umfassen Verbauung, touristische und fischereiliche Nutzung sowie Wasserstandsschwankungen. Aufgrund der starken fischereilichen Nutzung in fast allen Seen in BRB und M-V wird dieses Kriterium nicht berücksichtigt (bezüglich der Fischerei wird es kaum Seen geben, die den Referenzzustand widerspiegeln). Die Frage der Wasserstandsschwankungen ist ebenfalls zum jetzigen Zeitpunkt nur für wenige Seen eindeutig zu klären. Daher bleiben zunächst die touristische Nutzung und die Verbauung als gegenwärtige Kriterien für Degradationsseen im Sinne einer Arbeitshypothese. Grundsätzlich werden für alle untersuchten Seen neben biotischen auch abiotische und Strukturdaten erhoben und in einer Datenbank zusammengeführt. Die Verbauung wird in 3 Stufen, die touristische Nutzung in 2 Stufen erfasst, wobei bei Gewässern mit starker freizeitlicher Nutzung die Qualität der Nutzung ebenfalls berücksichtigt wird (z.B. werden Freizeitboote mit und ohne Verbrennungsmotor unterschieden). Im Idealfall sollten innerhalb der 8 Seenklassen neben den Referenzseen 3 Degradationsseen beprobt werden, woraus sich insgesamt 24 Degradationsseen ergeben.

Im Herbst 2001 wurden innerhalb einer ersten Phase 27 Seen befischt, welche erneut im Frühjahr 2002 beprobt wurden. Diese Seen wurden den 8 potenziellen Seenklassen zugeordnet (Tab. 1). Das Landesumweltamt Brandenburg (LUA) stellte für die Gewässer Kalksee, Großer Pätschsee, Peetschsee, Wünsdorfer See und Ziestsee Daten zum VQ zur Verfügung. Daten zum Großen Müggelsee entstammen der Arbeit von Driescher et al. (1993). VQ-Daten zu allen anderen Seen stammen von der LAWA. Hervorzuheben ist nochmals, dass insbesondere die Kriterien zur Charakterisierung von Degradationen als vorläufig im Sinne einer Arbeitshypothese zu betrachten sind. Auch muss im Einzelfall noch überprüft werden, ob die Zuordnung hinsichtlich einer fischrelevanten Anbindung beibehalten wird.

Deutlich wird, dass ungeschichtete Seen mit kleinem VQ (Klassen 3 und 4) vergleichsweise selten sind (ein Beispiel für einen See der Klasse 3 ist die Müritzer See, die in einer zweiten Beprobungsphase befischt werden wird). Für die Klasse 8 (ungeschichtete Seen mit großem VQ ohne Anbindung) muss geklärt werden, ob hier Seen existieren (mit einer Fläche ab 50 ha).

Befischung

Für die Befischung werden NORDIC-Multimaschenstellnetze, 70-mm-Stellnetze und Elektrofischfanggeräte eingesetzt. NORDIC-Multimaschenstellnetze sind 30 m lang und enthalten 12 Maschenweiten (5 – 55 mm), die randomisiert im Netz verteilt sind. NORDIC-Netze wurden in Skandinavien entwickelt (Appelberg 2000). 70-mm-Stellnetze sind 25 m lang. Sie werden zum Fang insbesondere großer Cypriniden wie Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) und Blei (*Abramis brama* L.) eingesetzt, die in Skandinavien praktisch nicht vorkommen. Mittels Elektrofischerei wiederum sollen im Litoral vor allem benthische Fischarten gefangen werden, die mit Stellnetzen praktisch nicht nachgewiesen werden können (z. B. Aal (*Anguilla anguilla* L.)), Steinbeißer (*Cobitis taenia* L.)).

Tabelle 1: Vorläufige Zuordnung der im Herbst 2001 befischten Seen zu den 8 potenziellen Seeklassen.

VQ < 1,5		VQ > 1,5		Zustand
geschichtet	ungeschichtet	geschichtet	ungeschichtet	
angebunden				
Klasse 1	Klasse 3	Klasse 5	Klasse 7	
Nehmitzsee	-	-	-	Referenz
Stechlinsee	-	-	-	Referenz
Twernsee	-	Bossower See	Lenzener See	Referenz
Carwitzer S./Z.	-	Fleesensee	Kalksee	degradiert
Plessower See	-	Kölpinsee	Malchiner See	degradiert
Schaalsee*	-	Sacrower See	Mechower See	degradiert
-	-	Wariner See	Müggelsee	degradiert
-	-	-	Santower See	degradiert
-	-	-	Schwielochsee	degradiert
-	-	-	Storkower See	degradiert
-	-	-	Wünsdorfer See	degradiert
nicht angebunden				
Klasse 2	Klasse 4	Klasse 6	Klasse 8	Zustand
Peetschsee	-	Pätschsee**	-	Referenz
Wittwesee	-	-	-	Referenz
Wummsee	-	-	-	Referenz
Drewitzer See	-	-	-	Referenz
-	Seddiner See	-	-	degradiert
-	Ziestsee	-	-	degradiert

*) Zuordnung als Degradationsgewässer sehr unsicher, **) Frage der Anbindung unsicher

Benthische NORDIC-Multimaschenstellnetze (1,5 m hoch) werden nach Appelberg (2000) randomisiert in verschiedenen Tiefenzonen der zu befischenden Seen verteilt. Der Aufwand der einzusetzenden Netze orientiert sich an der Maximaltiefe und der Fläche des Sees (Appelberg 2000). Es wurde die Hälfte der zu stellenden benthischen NORDIC-Netze im Herbst 2001 eingesetzt, während die zweite Hälfte im Frühjahr zum Einsatz kam. Benthische 70-mm-Stellnetze (1,5 m hoch) werden derart in den Tiefenzonen verteilt, dass zusätzlich zu jedem 4. NORDIC-Netz ein 70-mm-Netz eingesetzt wird.

Mit pelagischen Multimaschenstellnetzen (3 m hoch) wird bei Seen mit Maximaltiefen ab 6 m über der tiefsten Stelle in 3-m-Schritten von der Oberfläche bis zum Grund gefischt. Alle pelagischen Stellnetze wurden im Herbst 2001 eingesetzt. Weiterhin wurde für etwa jedes 4. NORDIC-Netz ein pelagisches 70-mm-Stellnetz (ebenfalls 3 m hoch) eingesetzt.

Zur Elektrofischerei wird Gleichstrom eingesetzt. Es werden alle für den jeweiligen See charakteristischen Uferstrukturen gezielt befischt. Dabei werden Strecken von 15 Dips vom unbewegten Boot aus gefischt, die zwischen 5 und 10 m (im Mittel 7,5 m) auseinander liegen. Zwischen den Dips wird das Boot gestakt. Weiterhin werden Sonderstrukturen, wie Strände, Zu-, Abflüsse oder Bootsstege, gezielt befischt.

Bei den mit Stellnetzen gefangenen Fischen werden Art, Länge (Gesamtlänge auf volle cm mathematisch gerundet) und Gewicht (auf 1 g genau), bei der Elektrofischerei Art und Länge (wie oben) erfasst. Da die zu erwartende Zahl der gefangenen Fische zu groß ist, um Altersbestimmungen vorzunehmen, werden Längenklassen (volle cm) gebildet und die Altersklassen mittels Längenklassenverteilung abgeleitet.

Ergebnisse

Repräsentative Befischung

Um zu klären, ob die eingesetzten Befischungsmethoden geeignet sind, die Fischgemeinschaften der untersuchten Gewässer abzubilden, werden zunächst die Befischungsergebnisse für den gut untersuchten Großen Müggelsee dargestellt.

Mittels Elektrofischerei im Litoral wurden im Müggelsee die Arten Aal (N=24), Gründling (*Gobio gobio* (L.)) (N=13) und Steinbeißer (N=4) gefangen.

70-mm-Stellnetze wurden eingesetzt, um insbesondere große Cypriniden zu fangen. Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der Netzfänge für Blei in NORDIC-Multimaschenstellnetzen und 70-mm-Stellnetzen im September 2001 im Müggelsee. Alle gefangenen Bleie waren zwischen 16 und 45 cm lang. Deutlich ist, dass mit 17 eingesetzten benthischen NORDIC-Netzen insgesamt 17 Bleie von 16 bis 44 cm Länge gefangen wurden, während in insgesamt 3 benthischen 70-mm-Netzen 7 Bleie zwischen 39 und 45 cm Länge gefangen wurden. In insgesamt 3 pelagischen NORDIC-Netzen wurde kein Blei gefangen, während im einzigen pelagischen 70-mm-Netz 3 Bleie gefangen wurden.

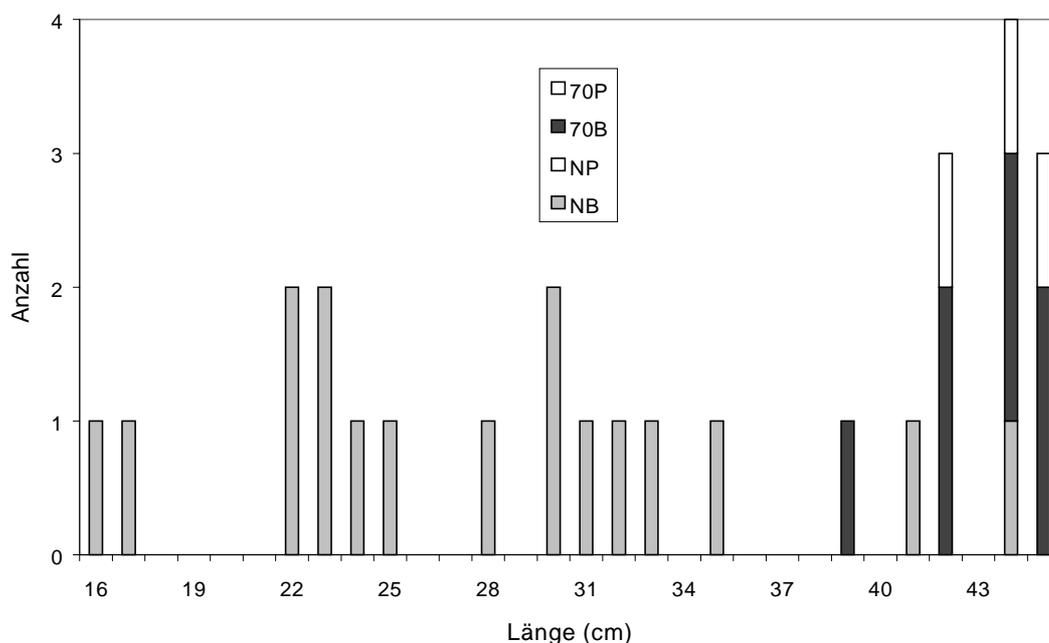


Abbildung 2: Netzfänge vom Blei (*Abramis brama* (L.)) im Großen Müggelsee im September 2001. 70P: 70-mm-Pelagialnetz (N=1), 70B: 70-mm-Grundnetz (N=3), NP: NORDIC-Pelagialnetz (N=3), NB: NORDIC-Grundnetz (N=17).

Für eine WRRL-konforme Bewertung muss die Populationsstruktur der Fische, wenn möglich, erfasst werden. Für die beiden häufigsten Arten im Müggelsee, die Plötze (*Rutilus rutilus* (L.)) und den Europäischen Barsch, sind die Fangergebnisse als Längensklassenverteilung in Abbildung 3 dargestellt.

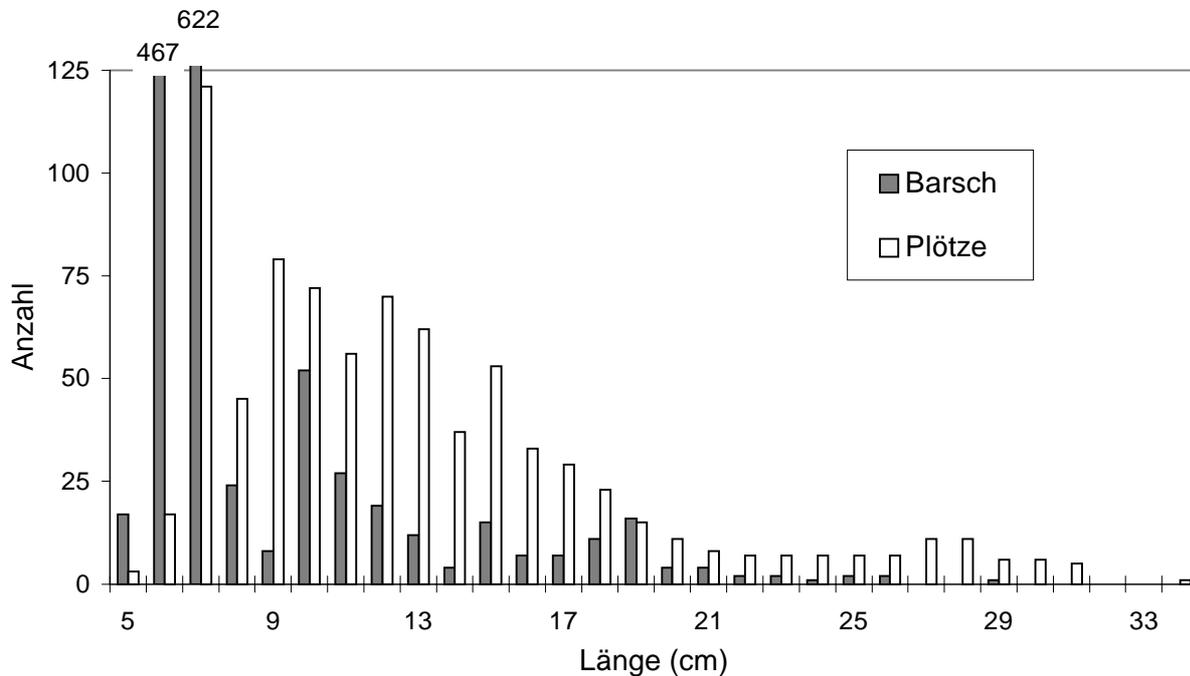


Abbildung 3: Längensklassenverteilung der Arten Plötze (*Rutilus rutilus* (L.)) und Barsch (*Perca fluviatilis* L.) im Großen Müggelsee im September 2001.

In den Längensklassen 5, 6 und 7 cm überwiegen Barsche, während in allen anderen Längensklassen Plötzen zum Teil deutlich häufiger als Barsche sind. Die Längensfraktion der Barsche von 5 bis 7 cm entspricht dem 0+-Jahrgang. Der 1+-Peak wird von Barschen mit einer Länge von ca. 10 cm gebildet, während zwei weitere, wesentlich kleinere Peaks bei 15 und 17 cm liegen. Schließlich gibt es noch wenige große Tiere zwischen etwa 20 und 30 cm Länge. Bei der Plötze sind die Altersklassen weniger scharf getrennt. So liegen zwei Peaks bei 7 und 9 cm, wobei nicht ganz klar ist, ob es sich hier um 0+- und 1+-Jahrgang handelt. Zwischen dem Peak bei 9 cm und einem weiteren bei 12 cm ist der Unterschied in der Anzahl der jeweiligen Individuen noch geringer.

Fischfauna und Strukturen

Bei der Befischung 2001 wurden nur innerhalb der geschichteten, angebundenen Seen mit kleinem VQ (Klasse 1) nach den vorläufigen Kriterien sowohl Referenz- als auch Degradationsseen erfasst (Tab. 1). Daher wird diese Klasse eingehender betrachtet. Als „Referenzseen“ wurden Nehmitzsee, Twernsee und Stechlinsee, als „Degradationsgewässer“ Plessower See, Carwitzer See mit Zansen und Schaalsee bearbeitet. In Tabelle 2 sind zunächst die betrachteten Seen mit tatsächlicher und potenzieller Trophie (nach LAWA, 1998), der Seefläche (ha) und Maximaltiefe (m) aufgeführt.

Tabelle 2: „Referenzseen“ und „Degradationsseen“ in der Klasse „Seen mit einem VQ < 1,5/geschichtet/angebunden“.

Referenzseen	Trophie (pot. Trophie)	Fläche (ha)	Max. Tiefe (m)
Nehmitzsee	m (m-e1)	161	16
Twernsee	m (m)	69	32
Stechlinsee	o (m)	412	69
Degradationsseen	Trophie (pot. Trophie)	Fläche (ha)	Max. Tiefe (m)
Plessower See	e2 (m)	322	13
Carwitzer See/Zansen	m (m)	557	39
Schaalsee	m (m)	2330	71,5

pot. Trophie: potenzielle Trophie n. LAWA, o: oligotroph, m: mesotroph, e1: eutroph 1, e2: eutroph 2.

Die „Referenzgewässer“ weichen hinsichtlich ihrer Trophie maximal eine Stufe von ihrer potenziellen Trophie ab. Innerhalb der „Degradationsgewässer“ ist für den Plessower See eine Eutrophierung erkennbar.

Die relative Biomasse aus den Netzfängen ist für die 6 Seen in Abbildung 4 dargestellt. Es wurden noch nicht die verschiedenen Arten von Netzen (NORDIC- und 70-mm-Stellnetze, benthisch oder pelagisch) differenziert oder Einheitsfänge berücksichtigt.

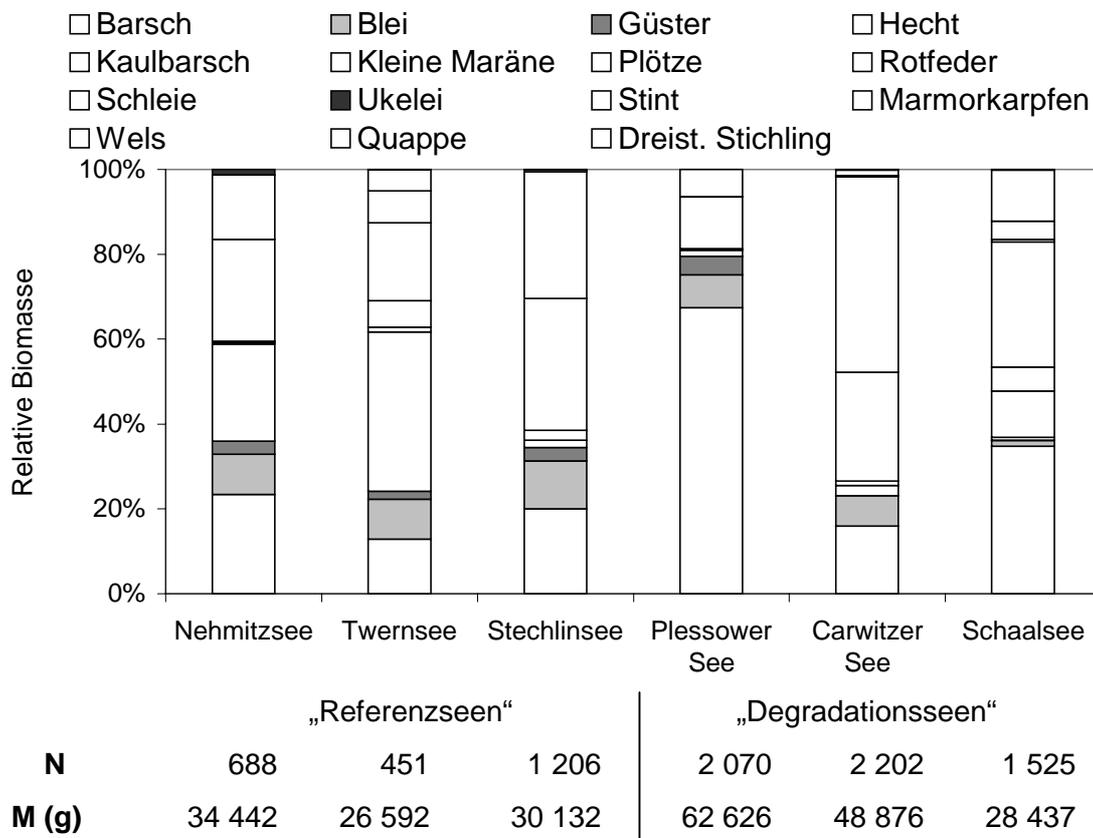


Abbildung 4: Relative Biomasse aus den Netzfängen für die 6 Seen der Klasse VQ < 1,5/geschichtet/angebunden. N: Gesamtzahl der Fische, M: Gesamtbiomasse aus den Netzfängen in Gramm.

Zunächst werden Nehmitzsee und Twernsee betrachtet. Neben den beiden Arten Plötze und Barsch dominieren Hecht (*Esox lucius* L.), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)) und Blei die relative Biomasse (Abb. 4). Hinsichtlich der Abundanz, die für die jeweils häufigsten Fischarten beider Seen als Längenklassenverteilung in Abbildung 5 dargestellt ist, dominieren dagegen in beiden Seen (wiederum neben Plötze und Barsch) die Rotfeder und die Güster (*Abramis bjoerkna* (L.)). Bei der Rotfeder fallen in beiden Seen viele größere, reproduktionsfähige Exemplare über 15 cm Länge, bei der Güster viele kleinere Exemplare zwischen 7 und 15 cm (Nehmitzsee) bzw. 8 und 12 cm Länge (Twernsee) auf (Abb. 5). Die Kleine Maräne (*Coregonus albula* (L.)) wurde im Nehmitzsee, wo sie laut dem Fischereiausübungsberechtigten besetzt wurde (Böttcher, pers. Mitteilung), als Einzelnachweis gefangen. Im Twernsee mit einer Tiefe von über 30 m dagegen tritt die Kleine Maräne häufiger auf. Ukelei (*Alburnus alburnus* (L.)) dagegen wurde nur im Nehmitzsee gefangen.

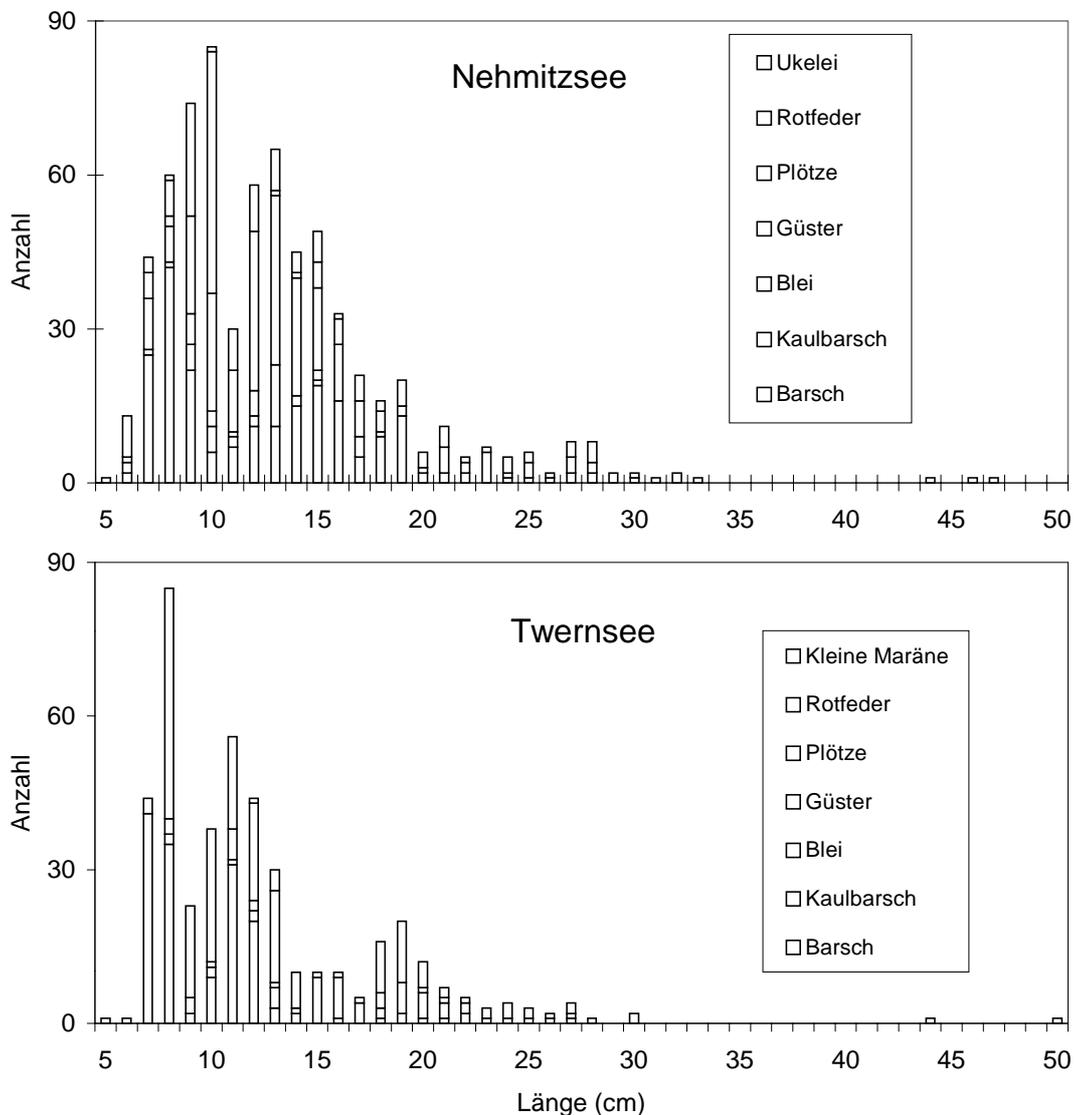


Abbildung 5: Längenklassenverteilung für die jeweils häufigsten Fischarten im Nehmitz- und Twernsee.

Betrachtet man die übrigen Seen, fällt auf, dass der benthisch lebende Kaulbarsch in tieferen Gewässern, vor allem im Stechlinsee und im Schaalsee (beide um 70 m tief), starke Populationen bildet (Abb. 4). Der Plessower See weist einen dominierenden Bestand an Barschen auf. Im Schaalsee treten neben Dreistacheligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus* L.) Stinte (*Osmerus eperlanus* (L.)) und Quappen (*Lota lota* (L.)) vermehrt auf (allein der Stint wurde vereinzelt auch im Twernsee nachgewiesen).

Diskussion

Zunächst werden die Befischungsergebnisse aus dem Großen Müggelsee betrachtet. Die benthischen Arten Aal, Gründling und Steinbeisser konnten allein mittels Elektrofischerei nachgewiesen werden. Mit den 70-mm-Netzen wurden erwartungsgemäß größere Bleie gut gefangen (von den 12 Bleien ab 39 cm Länge wurden 10 mit 70-mm-Netzen gefangen). Ob die Fänge der NORDIC-Netze die Bleipopulation bis etwa 44 cm Gesamtlänge realistisch abbilden und Bleie ab etwa 40 cm Länge besser mit 70-mm-Netzen gefangen werden, oder ob Bleie ab etwa 40 cm Länge häufiger sind als mit den NORDIC-Netzen allein erkennbar, kann noch nicht gesagt werden. Hierzu müssen Einheitsfänge berechnet werden, was erst nach Auswertung der Frühjahrsbefischung erfolgt. Bei den beiden Arten Barsch und Plötze sind große, reproduktionsfähige Tiere, viele kleine, den 0+-Jahrgang repräsentierende Jungfische und dazwischen liegende Alterstufen vorhanden. Hinsichtlich einer WRRL-relevanten Bewertung der Populationsstruktur ist die Verwendung von Längenklassen also durchaus geeignet.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Kombination der genannten Methoden die sich allein aus Fängen mit den NORDIC-Netzen ergebende Fischartengemeinschaft hinsichtlich benthischer Arten (Elektrofischerei) und großer Cypriniden (70-mm-Netze) abrundet. Demnach kann geschlossen werden, dass der bisher eingesetzte Fischereiaufwand gut geeignet ist, die Fischartengemeinschaften der Untersuchungsgewässer zu erfassen. Ein Vergleich der Netzfänge für die 6 Seen der Klasse 1 (kleiner VQ, geschichtet, angebunden) kann zeigen, ob sich strukturelle Elemente der Seen in der Fischfauna abbilden lassen. Die häufigsten Arten in mitteleuropäischen Seen sind Plötze und Barsch, was sich grundsätzlich auch in den Ergebnissen der Netzfänge widerspiegelt.

Eine ähnliche Fischartengemeinschaft zeigen vor allem Nehmitzsee und Twernsee. Die hohe Biomasse bei den phytophilien Arten Hecht und Rotfeder kann vor allem im Nehmitzsee mit dem Vorhandensein ausgedehnter Makrophytenbestände erklärt werden. Die vergleichsweise hohen Biomassen bei Hecht und Blei sind auf die hohen Stückgewichte weniger großer Exemplare zurückzuführen, was auch für die Schleie (*Tinca tinca* (L.)) im Twernsee gilt. In beiden Gewässern wurde jeweils eine Schleie gefangen, die im Nehmitzsee jedoch mit 4 g im Gegensatz zum Exemplar aus dem Twernsee mit über 1300 g unbedeutend ist. Die Kleine Maräne wurde im Nehmitzsee praktisch nicht gefangen. Wahrscheinlich führt hier die vergleichsweise geringe Tiefe (16 m) zusammen mit einem hypoxischen bzw. anoxischen Hypolimnion zu einem für diese Art nur eingeschränkt nutzbaren Lebensraum. Zur Zeit der Probenahme im September betrug der Sauerstoffgehalt im Nehmitzsee in 9 m Tiefe ca. 1 mg/L und in 10 m Tiefe 0 mg/L. Im Twernsee mit einer Tiefe von über 30 m dagegen (mit einem hypoxischen bzw. anoxischen Hypolimnion ab 13 bzw. 14 m Tiefe) ist der Lebensraum für die Kleine Maräne offenbar größer. Die Kleine Maräne ist eine kaltstenotherme Art, die sich fast ausschließlich im Pelagial und hier bevorzugt im Hypolimnion oder im Bereich des Metalimnions aufhält. Außerdem laicht sie im Hypolimnion ab. Ihr Vorkommen ist daher von

einem ausreichend sauerstoffhaltigen Hypolimnion abhängig. Die Ukelei, die wiederum im Nehmitzsee gefunden wurde, ist dagegen vornehmlich an der Oberfläche und damit im Epilimnion zu finden.

Der Kaulbarsch ist in allen untersuchten Gewässern angetroffen worden. In den beiden um 70 m tiefen Gewässern Schaalsee und Stechlinsee bildet er starke Populationen. Offenbar nutzt dieser Fisch (bei genügend Sauerstoff im Hypolimnion) auch die tieferen Regionen der Seen.

Auffallend ist die Dominanz des Barsches im Plessower See. Für mesotrophe Seen wurde häufig eine barschdominierte Fischgemeinschaft im Vergleich zu vor allem plötzendominierten Fischgemeinschaften eutropher Seen beschrieben. Diese wird im Allgemeinen mit einer höheren Struktur- und Artenvielfalt in mesotrophen Seen in Zusammenhang gebracht. So sind insbesondere jüngere Barsche bevorzugt benthivor und profitieren von klaren, makrophytenreichen Habitaten, während die omnivore Plötze, die bevorzugt Zooplankton, aber auch Cyanobakterien nutzen kann, in eutrophen, phytoplanktondominierten Seen erfolgreicher ist als der Barsch. Das in mesotrophen Seen allerdings nicht grundsätzlich der Barsch gegenüber der Plötze dominiert, konnte von Radke (1998) und Radke & Eckmann (2001) gezeigt werden. Worauf die Dominanz des Barsch im eutrophierten Plessower See (Tab. 2) zurückzuführen ist, kann zunächst nicht gesagt werden.

Die höhere Artenzahl bzw. Abundanz der drei Arten Stint, Stichling und Quappe im Schaalsee gegenüber den anderen betrachteten Seen ist möglicherweise auf die Größe des Gewässers zurückzuführen.

Die Gesamtbiomasse aus den Netzfängen für die „Degradationsgewässer“ Plessower See und Carwitzer See mit Zansen liegt bei 50 bzw. 60 kg, der Werte um 30 kg für alle anderen Seen gegenüberstehen, d.h. auch dem Schaalsee, bei dem die Zuordnung als Degradationsgewässer fraglich ist. Ob sich die Gesamtbiomasse der Fische allerdings als Endpunkt zur Bewertung eignet, kann erst nach Abschluss der Untersuchungen gesagt werden.

Ausblick

Eine Abgrenzung der „Referenz-“ zu den „Degradationsseen“ anhand der bisherigen Befischungsergebnisse ist zur Zeit noch nicht erkennbar. Die Auswertung der vollständigen ersten Befischungsphase, die im Sommer 2002 abgeschlossen sein wird, muss abgewartet werden, bevor eine weiterführende Diskussion möglich ist. Für die Auswahl der in einer zweiten Phase zu befischenden Seen steht im Vordergrund, dass die diskutierten anthropogenen Einflussfaktoren, wie Verbauungen oder Tourismus, bei genügend Seen vorliegen müssen, um die Datengrundlage zu schaffen, die notwendig ist, um strukturellen Veränderungen der Seen oder Seeufer Änderungen der Fischgemeinschaft gegenüberstellen zu können.

Literatur

- Appelberg, M. (Ed.), 2000. Swedish Standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. Fiskeriverket Information 1: 32 pp. ISSN 1402-8719.
- Appelberg, M., B.C. Bergquist & E. Degerman, 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 311-315.

- Bauch, G., 1961. Die einheimischen Süßwasserfische. 4. Auflage. Naumann Verlag, Radebeul, Berlin: 198 S.
- Belpaire, C., R. Smolders, I.V. Auweele, D. Ercken, J. Breine, G. Van Thuyne & F. Ollevier, 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434: 1-3.
- Colby, P.J., D.A. Spangler, D.A. Hurley & A.M. McCombie, 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities of oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 975-983.
- Didier, J. & P. Kestemont, 1996. Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a European river basin (The Meuse, Belgium). *Hydrobiologia* 341: 133-144.
- Driescher, E., H. Behrendt, G. Schellenberger & R. Stellmacher, 1993. Lake Müggelsee and its environment – natural conditions and anthropogenic impact. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 78: 327.
- Duncan, A. & J. Kubecka, 1995. Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. *Hydrobiologia* 303: 11-30.
- Eckmann, R., 1995. Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62-69.
- EU (Europäische Union), 2000. 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 (Wasserrahmenrichtlinie). *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 72 S.*
- Fausch, K.D., J.R. Karr & P.R. Yant, 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transact. Am. Fish. Soc.* 113: 39-55.
- Fore, L.S., J.R. Karr & L.L. Conquest, 1994. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1077-1087.
- Gassner, H. & J. Wanzenböck, 1999. Fischökologische Leitbilder fünf ausgewählter Salzkammergutseen. *Limnologica* 29: 436-489.
- Hansen, P.D. & H. Dizer, 1998. Die Fische im Berliner Gewässersystem. In *Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (Hrsg.), Zukunft Wasser, Berlin: 51-54.*
- Hanson, J.M. & W.C. Legett, 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 257-263.
- Harig, A.L. & M.B. Bain, 1998. Defining and restoring biological integrity in wilderness lakes. *Ecological Applications* 8: 71-87.
- Hartmann, J., 1977. Sukzession der Fischerträge in kulturbedingt eutrophierenden Seen. *Fischwirt* 27: 35-37.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*: 342/243: 151-164.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 6.
- Karr, J.R., P.R. Yant, K.D. Fausch & I.J. Schlosser, 1987. Spatial and temporary variability of the index of biotic integrity in three Midwestern streams. *Transact. Am. Fish. Soc.* 116: 1-11.
- Lammens, E.H.R.R., 1999. The central role of fish in lake restoration and management. *Hydrobiologia* 395/396: 191-198.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.), 1998. Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin: 74 S.
- Leach, J.H., M.G. Johnson, J.R.M. Kelso, J. Hartmann, W. Nümann & B. Entz, 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1964-1971.
- Lyons, J., S. Navarro-Perez, P.A. Cochran, C.E. Santana & M. Guzman-Arroyo, 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.
- Lyons, J., L. Wang & T.D. Simonson, 1996. Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 241-256.
- Minns, C.K., V.W. Cairns, R.G. Randall & J.E. Moore, 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great lakes' area of concern. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1804-1822.
- Oberdorff, T. & R.M. Hughes, 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- Oberdorff, T. & J.P. Porcher, 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture* 119: 219-235.
- Olden, J.D. & D.A. Jackson, 2001. Fish-habitat relationships in lakes: Gaining predictive and explanatory insight by using artificial neural networks. *Transact. Am. Fish. Soc.* 130: 878-897.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson & S.F. Hamrin, 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish. Biol.* 38: 281-293.
- Radke, R.J., 1998. Strukturbildende Prozesse in Fischartengemeinschaften mesotropher Seen des nordostdeutschen Tieflandes. Dissertation, Universität Konstanz: 139 S. ISBN 3-930803-42-9.
- Radke, R.J. & R. Eckmann, 2001. No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: A test of several hypotheses. *Limnologica* 31: 37-44.
- Schulz, E.J., M.V. Hoyer & D.E. Canfield, Jr., 1999. An index of biotic integrity: a test with limnological and fish data from sixty Florida lakes. *Transact. Am. Fish. Soc.* 128: 564-577.
- Shuter, B.J., 1990. Population-level indicators of stress. *American Fisheries Society Symposium* 8: 145-166.
- Simon, T.P., 1998. Modification of an index of biotic integrity and development of reference condition expectations for dunal, palustrine wetland fish communities along the southern shore of Lake Michigan. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 49-62.
- Toham, A.K. & G.G. Teugels, 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West-African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.
- Whittier, T.R., 1997. Development of IBI metrics for lakes in southern New England. US Environmental Protection Agency EPA/600/A97/089, NTIS, Springfield, USA.
- Whittier, T.R. & R.M. Hughes, 1998. Evaluation of fish species tolerances to environmental stressors in lakes in the northeastern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 236-252.

Welchen Beitrag kann das Metazooplankton zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen leisten?

Rainer Deneke

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: zoo@Rainer-Deneke.de

Key words: Rotifers, Cladocera, Copepoda, metrics, WFD, water quality criteria

Abstract

The implementation of the EU Water Framework Directive is great step towards the classification of lakes and the assessment of the ecological state based on biota. Biomass and structure of various aquatic communities are used in order to define reference conditions and states of degradation from good ecological state for different kind of lakes. However, during the legislative process one important component of the aquatic community was lost – the zooplankton. The aim of this article is to stress the importance of metazoan zooplankton in water quality assessment and to stimulate a debate to re-introduce this group into the WFD.

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) ist für den Gewässerschutz von großer Bedeutung, da erstmalig europaweit Qualitätsstandards und Bewertungsmaßstäbe für die Gewässergüte von Oberflächengewässern verbindlich festgelegt und Mechanismen zur praktischen Umsetzung installiert werden. Aus ökologischer Sicht ist besonders hervorzuheben, dass dabei die Strukturen der Lebensgemeinschaften im Mittelpunkt der Beurteilung des ökologischen Zustandes stehen, im Gegensatz zu nationalen Ansätzen (z.B. LAWA 1999), die ausschließlich auf Summenparametern, wie Chlorophyllkonzentrationen, basierten. Um so verwunderlicher ist es, dass eine besonders in Standgewässern unbestreitbar wichtige Biozönose, nämlich das Zooplankton, darin keine Berücksichtigung, ja noch nicht einmal Erwähnung findet. Ein Bereich der Biologie, in dem seit dem 19. Jahrhundert intensiv geforscht wird, wurde ohne Begründung in der WRRL ausgespart. Ein Blick „hinter die Kulissen“ zeigt, dass es dafür auch keine rationale Begründung geben kann; er ist schlicht und einfach im Rahmen des bürokratischen Gesetzgebungsverfahrens auf EU-Ebene vergessen worden. Glaubt man den Berichten, wurden benthische und pelagische Makroinvertebraten vermengt mit dem Ergebnis, dass das Zooplankton „unter den Tisch“ fiel und nur noch Phytoplankton, Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos und Fische als relevante Biozönosen übrigblieben. Ein offensichtlicher Mangel an Fachkompetenz mit großer Wirkung, denn bei der Komplexität und Dauer eines EU-Gesetzgebungsverfahrens wird es noch lange Jahre dauern, bis dieses „Missverständnis“ wieder behoben sein wird. Leider hat sich bis heute dagegen nur geringer Widerstand innerhalb der Limnologen und insbesondere der forschenden europäischen Zooplankton-Community entwickelt. Dieser Artikel soll auch ein Schritt in diese Richtung sein, verbunden mit dem Aufruf auch an alle anderen Limnologen, diese Unvollständigkeit in der Bearbeitung von aquatischen Zönosen nicht zu ignorieren und an gegebener Stelle darauf hinzuweisen.

Das Ziel dieses Beitrags ist es aber nicht nur, auf das offensichtliche Defizit in der WRRL hinzuweisen, sondern konkret aufzuzeigen, welchen Beitrag die Einbeziehung des Zooplankton für die Bewertung ökologischer Zustände leisten kann. Ich möchte die eigentlich bekannte Tatsache unterstreichen, dass das Zooplankton aufgrund seiner zentralen Rolle im Nahrungsnetz, seiner guten „Handhabbarkeit“ sowie des großen Hintergrunds an Grundlagenwissen insbesondere für das Langzeitmonitoring von Seen geeignet ist. Da sich diese Aussagen im engeren Sinne nur auf das „klassische“ Metazoen-Zooplankton beziehen, wird hier nur vom Metazooplankton die Rede sein. Die Behandlung des Protozooplankton ist ein äußerst wichtiges Gebiet, stellt aber in der Untersuchungstechnik, Bestimmbarkeit der Organismen und ihrer Ökologie noch eine weit größere Herausforderung dar. Ähnlich verhält es sich mit dem gesamten litoralen Zooplankton. Obwohl die Artenvielfalt bei den sessilen und semisessilen Arten dieses Lebensraumes um ein Vielfaches größer ist als im Freiwasser, sind die ökologischen Grundlagen noch immer nur spärlich erforscht. So sind zwar die Arten oftmals gut in der Bestimmungsliteratur beschrieben, weitere Informationen zur Ökologie sind aber sehr selten. Deshalb muss hier auf die Diskussion der vielversprechenden Möglichkeiten dieses Faunenbereiches zur Indikation von anthropogenen Störungen z.B. im Uferbereich von Seen oder besonders kleinerer Flachgewässer verzichtet werden. Andere Bereiche, wie die Paläolimnologie (s. Hoffmann et al. 2002, dieses Heft), nutzen diese taxonomischen Gruppen mit großem Erfolg zur Rekonstruktion der historischen Entwicklung von Seen.

Systematische Zusammensetzung und Stellung im Nahrungsnetz

Das Metazooplankton besteht aus 2 Hauptgruppen den Rädertieren (Rotatoria) und den Kleinkrebsen (Crustacea), die sich aus den Copepoden und Cladoceren zusammensetzen. Sie nehmen im Nahrungsnetz des Pelagials eine zentrale Stellung als Primär- und Sekundärkonsumenten zwischen den trophischen Ebenen der Primärproduzenten (Algen) und den Top-Prädatoren (Fischen) ein. Cladoceren und Rotatorien sind zur Parthenogenese fähig und können so in kurzer Zeit bei ausreichendem Futterangebot hohe Bestände aufbauen. Die saisonale Sukzession des Metazooplankton beginnt mit wärmeren Temperaturen im Frühjahr und wird allgemein bestimmt durch die Konkurrenz um Nahrungsressourcen und den Fraßdruck durch diverse Räuber.

Eigenschaften des Metazooplankton und die Ableitung von Kenngrößen

Die Merkmale des Zooplankton auf der Ebene der Zönose und der Populationen erlauben die gleichzeitige Erhebung einer Fülle von Kenngrößen, die zu einem differenzierten Bild des Nahrungsnetzes und des ökologischen Zustandes des Gewässers beitragen. Neben den abiotischen Faktoren sind im wesentlichen die darüber bzw. darunterliegenden trophischen Ebenen für die Ausprägung der Strukturparameter verantwortlich. Bei differenzierter Betrachtung lassen sich so z.B. indirekte Anhaltspunkte über den Zustand der Fischgemeinschaft in einem See oder die Folgen einer starken Cyanobakteriendominanz gewinnen. Es können neben den in der WRRL genannten Kenngrößen wie Abundanz, Biomasse, Artenanzahl, Artenzusammensetzung, Diversität, zusätzlich ähnliche Größen, wie die von Mischke et al. (2002, dieses Heft) vorgestellten Anteile bestimmter Gruppen an der Gesamtbiomasse oder Relationen zwischen bestimmten höheren taxonomischen Gruppen verwendet werden. Im einzelnen kommen z.B. folgende Parameter für eine genauere Überprüfung in Frage:

- Die Gesamtbiomasse des Zooplankton, die in Relation zur Trophie des Systems steht (Le Cren & Lowe-McConnell 1980, Jeppesen et al. 1997). Kurzfristige Veränderungen werden aber oft auf dieser Ebene durch das kompensatorische Anwachsen anderer Arten verhindert.
- Die Artenzusammensetzung zeigt starke saisonale Schwankungen, trotzdem gibt es signifikante Unterschiede z.B. zwischen makrophyten-dominierten und plankton-dominierten Flachseen (Jeppesen et al. 1998) oder säuregestressten Zönosen von Tagebauseen und sauren Weichwasserseen (Nixdorf et al. 1998). Den größten biotischen Einfluss üben die Fische als wichtigste Räuber aus, so dass eine Reduktion planktivorer Arten (Biomanipulation, Benndorf 1995) die Zusammensetzung des Metazooplankton völlig verändern kann. Veränderungen auf Artebene durch einen Dominanzwechsel eng verwandter Arten (von *Daphnia galeata* nach *D. cucullata*) sind auch als erste Reaktion im Zuge klimatischer Erwärmung beobachtet worden (Adrian & Deneke 1996).
- Es ist zu prüfen inwieweit einzelne Arten sich sogar als Indikatororganismen für bestimmte Belastungen oder sogar Seentypen (z.B. saure Tagebauseen) eignen. Das Rädertier *Brachionus sericus* ist ein typischer Vertreter (extrem) saurer Seen, der nie unter neutralen Verhältnissen beobachtet wurde (Nixdorf et al. 1998). Verschiedentlich wurde auch versucht die Cladocere *Chydorus* als Indikator für hocheutrophe Bedingungen zu verwenden. Hier kommen auch typische Kaltwasserarten oder das nur unter mindestens mesotrophen Bedingungen auftretende Rädertier *Ploesoma hudsonii* in Betracht.
- Die Parameter Diversität und Artenanzahl sind ebenfalls empfindlich gegenüber starken Belastungen durch eine hohe Trophie oder abiotischen Stress, der dann zu einer Dominanz weniger Arten im Jahresverlauf führen kann (Deneke & Mischke 1995).
- Die Größenstruktur der Zönose ändert sich in Folge gröbenselektiver Prädation durch Fische je nach Stärke innerhalb einer dominanten Population oder es kommt zu einer Verdrängung großer Arten durch kleinere. Hier überschneiden sich dann Veränderungen in Größenstruktur und Artenzusammensetzung. Andere Gründe für Veränderungen der Größenstruktur sind z.B. Dominanz „sperriger“ Algen oder hohe Wassertemperaturen (Moore & Folt 1993).
- Verschiedene Biomasse-Verhältnisse von höheren taxonomischen Gruppen haben sich als sehr nützlich für die Beschreibungen von Veränderungen oder Unterschieden zwischen verschiedenen Zuständen erwiesen. Dazu gehören z.B. der Anteil von Rädertieren oder Copepoden an der Gesamtbiomasse oder das relative Verhältnis von Copepoden zu Cladoceren als Trophieanzeiger (Le Cren & Lowe-McConnell 1980). Auch das Verhältnis zwischen Phyto- und Zooplanktonbiomasse ist ein aussagekräftiger Parameter für den Zustand des Systems.
- Der Sukzessionsverlauf des Metazooplankton ist von Sommer et al. (1986) für oligotrophe und eutrophe Seen beschrieben worden. Sie gliedert sich in vielen eutrophen Seen nach dem Ende kalter Wintertemperaturen in ein Frühjahrsmaximum, ein Klarwasserstadium, eine Sommerdepression und ein Herbstmaximum. Starke Abweichungen vom PEG-Modell, z.B. ein Ausfall des Klarwasserstadiums (Lampert et al. 1986, Deneke & Nixdorf 1999), könnten auch als Anhaltspunkt für Degradationsstufen dienen. Dabei wäre eine weitere Aufschlüsselung typischer Sukzessions-

verläufe, wie schon im PEG-Modell für flache und tiefe Seen angedeutet, sehr wünschenswert.

Tatsächlich gibt es bisher aber kein Klassifikationssystem, das auf dem Metazooplankton basiert. Die TGL (1982) in der DDR verwendete zur Trophieklassifikation die Zooplanktonbiomasse. In den U.S.A. (EPA) wurden als Metrics für einen ähnlichen Klassifikationsansatz wie die WRRL die Artenanzahl, das Verhältnis Herbivoren zu Predatoren sowie die Größe der Daphnien als Schlüsselart vorgeschlagen. Andere Parameter wie das Verhältnis Copepoden zu Cladoceren und die Biomasse von *Chydorus* (s.o.) stellten sich dagegen als zu variabel heraus.

Methodische Vorteile bei der Verwendung des Metazooplankton im Bereich des Gewässermonitoring

Verschiedene Eigenschaften des Metazooplankton und die langjährige Forschung auf diesem Gebiet lassen diese Gruppe besonders geeignet für langfristige Monitoringprogramme zur Bewertung ökologischer Zustände erscheinen (s. Tab. 1):

- Das Metazooplankton ist aufgrund seiner Größe und Robustheit deutlich einfacher zu bearbeiten als andere taxonomische Gruppen. Eine repräsentative Probenahme ist möglich und die Untersuchungstechniken sind langjährig erprobt. Damit bleibt der Aufwand kalkulierbar.
- Die Artenvielfalt ist geringer als beim Phytoplankton, aber trotzdem ausreichend zur Charakterisierung verschiedener ökologischer Zustände. Spezialisten kommen als Indikatorarten in Frage.
- Relativ längere Generationszeiten im Vergleich zum Phytoplankton verringern die Dynamik der saisonalen Sukzession bezogen auf die dominanten Arten. Faktoren, die die Sukzession steuern sind bekannt (PEG-Modell, Sommer et al. 1986).
- Gute Bestimmbarkeit der Arten durch gute Bestimmungsliteratur und ausreichende Merkmalsvielfalt der Individuen unter Standardbedingungen (Lichtmikroskopie bis 400fach).
- Weltweit z.T. langjährige Probensammlungen sind aus unterschiedlichen Gewässertypen verfügbar. Dadurch ist auch die Überprüfung der Artbestimmung und Vergleich verschiedener Gewässertypen möglich.
- Langjährige ökophysiologische und –toxikologische (Grundlagen-)Forschung erhöht die Interpretierbarkeit der Ergebnisse.

Natürlich sind nicht alle Arten des Metazooplankton so leicht zu bearbeiten, besonders nicht-loricata (ungepanzerte) Rotatorien sind sehr fragil und fordern einen besonderen Aufwand.

Tabelle 1: Vergleich wichtiger Merkmale von verschiedener Planktongruppen bezüglich der Verwendbarkeit im Rahmen von Routineuntersuchungen.

Merkmale	Phytoplankton	Proto zooplankton	Meta zooplankton
Größe	< 30 µm	10 - >100 µm	50 – 10 000 µm
Artenvielfalt	sehr groß	sehr groß	mittel
Robustheit	variabel	fragil	robust
Fixierbarkeit und Haltbarkeit	variabel	schlecht	gut
Aufwand für Probenahme	gering	sehr hoch	gering
Artbestimmung an fixierten Proben	variabel	schlecht	gut
Merkmalsreichtum im Lichtmikroskop (bis 400fach)	mittel	gering	hoch

Diesen Vorteilen stehen als Nachteile gegenüber, dass es im Bereich des Zooplankton bisher keine standardisierten Methoden der Probenahme, Probenbearbeitung und –analyse gibt. Außerdem steht kein Summenparameter zur Kontrolle zur Verfügung, der vergleichbar mit dem Chlorophyll als Biomasseparameter beim Phytoplankton, eine einfache Abschätzung der Biomasse erlauben würde. Die Häufigkeit von Ubiquisten ohne spezielle Habitatpräferenz ist dagegen kein Problem, da neben der Artenzusammensetzung andere aussagekräftige Populationsparameter, wie die mittlere Körperlänge, relativ leicht erhoben werden können. Gerade bei den weit verbreiteten Arten sind die registrierten Unterschiede wegen der Vergleichbarkeit zwischen den Habitaten dann besonders aussagekräftig.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das Metazooplankton einerseits eine ausreichende Auflösung für eine differenzierte Beurteilung von Gewässerzuständen bietet, andererseits aber auch deutliche methodische Vorteile bei der Untersuchung gewährleistet.

Ausblick

In diesem kurzen Überblick sollte an die vielfältigen Möglichkeiten „erinnert“ werden, mit Hilfe des Metazooplankton Aussagen zum Gewässerzustand machen und darüber hinaus auch Seentypen besser charakterisieren zu können. Ich bitte alle Interessierten an diesem Thema sich an mich zu wenden, damit wir weitere Maßnahmen zur Re-Integration des Metazooplankton in die biozönotische Gewässerklassifikation beraten können.

Literatur

- Adrian, R. & R. Deneke, 1996. Possible impact of mild winters on zooplankton succession in eutrophic lakes of the Atlantic European Area. *Freshwater Biology* 36: 757-770.
- Benndorf, J., 1995. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80: 519-534.
- Deneke, R. & B. Nixdorf, 1999. On the occurrence of clear-water phases in relation to shallowness and trophic state: a comparative study. *Hydrobiologia* 408/409: 251-262.

- Deneke, R. & U. Mischke, 1995.: Welche Bedeutung haben Planktonuntersuchungen im Rahmen der Seentherapie?- Fallbeispiel: Kombinierte hypolimnische Belüftung und Phosphatfällung im Groß-Glienicker See (Berlin). In D. Jaeger & R. Koschel (Hrsg.), Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie aktuell 8, G. Fischer Verlag, Stuttgart: 225-238.
- EU (Europäische Union), 2000. 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. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Hoffmann, A., S. Körner & A. Brande, 2002. Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02, dieses Heft: 109-118.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen (Eds), 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer-Verlag, New York.
- Lampert, W., W. Fleckner, H. Rai & B. E. Taylor, 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.* 31: 478-490.
- Le Cren, E D. & R.H. Lowe-McConnell, 1980. The functioning of freshwater ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, 588 pp.
- Mischke, U., B. Nixdorf, E. Hoehn & U. Riedmüller, 2002. Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons - Aktueller Stand in Deutschland In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02, dieses Heft: 25-37.
- Moore, M. & C. Folt, 1993. Zooplankton body size and community structure: Effects of thermal and toxicant stress. *Tree* 8: 178-183.
- Nixdorf, B., K. Wollmann & R. Deneke, 1998. Ecological potentials for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic Mining Lakes*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 147-167.
- Sommer, U., Z. M. Gliwicz, W. Lampert & A. Duncan, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106 (4): 433-471.
- TGL 27885/01, April 1982. Nutzung und Schutz der Gewässer - Stehende Binnengewässer, Klassifizierung. Verlag für Standardisierung, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin.

Besonderheiten der Primärproduktion in meso- bis schwach eutrophen dimiktischen Seen mit meta- und hypolimnischen Planktonmaxima

Jacqueline Rücker & Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: j.ruecker@t-online.de

Key words: Tiefenchlorophyllmaxima, phototrophe Schwefelbakterien, Bakteriochlorophylle, APP, Primärproduktion

Abstract

Problems involved in the application of the European Water Framework Directive (WFD) on dimictic lakes with low eutrophic to mesotrophic state are discussed by the example of Lake Tiefer See, region of Lake Scharmütelsee, East Germany. This type of lakes is characterized by the occurrence of meta- and hypolimnetic plankton maxima consisting of eukaryotic algae, cyanobacteria (including autotrophic picoplankton) or phototrophic sulfur bacteria. Investigations of the vertical distribution of photosynthetic pigments and primary production showed that metalimnetic algal maxima are as productive as the algae in the epilimnion. Large populations of photoautotrophic sulfur bacteria can develop in the H₂S containing hypolimnion where rates of ¹⁴C incorporation exceeded the values measured in the epilimnion. The estimation of the trophic state of stratified lakes based on secchi depth as well as chlorophyll a and total phosphorus concentrations in the surface layer according to the WFD do not reflect the real productivity of the whole ecosystem. As water transparency increases photoautotrophic primary production will expand to greater depths. Thus, new sampling and investigation strategies are needed, since it is expected that in consequence of the reduction of external load many lakes will reach a better ecological state.

Zusammenfassung

Am Beispiel eines mesotrophen Sees im Scharmützelseegebiet, Ostbrandenburg wird dargelegt, wie problematisch sich die Umsetzung der EU-WRRL in leicht eutrophen bis mesotrophen dimiktischen Seen gestalten wird. Die Besonderheit dieser Seen ist das Auftreten von meta- oder hypolimnischen Planktonmaxima, die durch eukaryotische Algen, Cyanobakterien (einschließlich APP) oder phototrophe Schwefelbakterien gebildet werden können. Untersuchungen zur Pigmentverteilung und zur Primärproduktion haben gezeigt, dass metalimnische Algenmaxima ebenso produktiv wie die Algen des Epilimnions sind. In klaren Seen mit hypolimnischer Schwefelwasserstoffbildung können sich große Massen von phototrophen Schwefelbakterien entwickeln, die eine Quelle organischer Belastung für das Gewässer darstellen. In den Bakterienschichten wurden hohe ¹⁴C-Fixationsraten gemessen. Die in der EU-WRRL festgeschriebene Bestimmung von Sichttiefe, Chlorophyll a (Chl a) und Gesamt-Phosphor (TP) an der Oberfläche spiegelt im Falle dieses Seentyps nicht die Produktivität des gesamten Gewässers wider. Hier werden neue Beprobungsstrategien erforderlich, da zu erwarten ist, dass infolge der Belastungsreduzierung viele Seen klarer

werden und einen besseren ökologischen Zustand erreichen, sich gleichzeitig aber die photoautotrophe Primärproduktion in größere Tiefen ausbreiten kann.

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) benennt als biologische Qualitätskomponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von Seen innerhalb der Gewässerflora auch das Phytoplankton. Damit wird den Primärproduzenten, sicher auch als Folge der Eutrophierung, eine funktional vorrangige Rolle zur ökologischen Bewertung von Seen und Flüssen eingeräumt. In der WRRL heißt es bezüglich der Bewertungskriterien für die biologische Komponente Phytoplankton in Seen und Flüssen:

„Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz des Phytoplanktons entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons entspricht den typenspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, dass dadurch die typenspezifischen Bedingungen für die Sichttiefe signifikant verändert werden. Phytoplanktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typenspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.“

Am Beispiel des Tiefen Sees, einem mesotrophen See im Scharmützelseegebiet in Ostbrandenburg, soll im folgenden dargelegt werden, wie problematisch die Umsetzung der WRRL sich besonders in leicht eutrophen bis mesotrophen dimiktischen Seen gestalten wird. Die Besonderheit dieser Seen ist das Auftreten von meta- oder hypolimnischen Planktonmaxima. Diese können durch eukaryotische Algen, Cyanobakterien oder phototrophe Schwefelbakterien gebildet werden. Letztere gehören nach Reynolds (1997) ebenfalls zur Gruppe des Phytoplanktons. Im taxonomischen Ansatz der EU-WRRL finden bisher weder phototrophe Schwefelbakterien noch das autotrophe Picoplankton (APP) Berücksichtigung. Jedoch können gerade diese Organismen, ebenso wie die Algen und Cyanobakterien in den Tiefenchlorophyllmaxima, einen bedeutenden Beitrag zur Primärproduktion des gesamten Gewässers leisten. Durch die in der WRRL vorgeschriebene Beprobung des Epilimnions während der Sommerschichtung werden meta- bzw. hypolimnische Planktonmaxima jedoch nicht berücksichtigt. Hier werden neue Beprobungsstrategien erforderlich, da zu erwarten ist, dass infolge der Belastungsreduzierung viele Seen klarer werden und damit einen besseren ökologischen Zustand erreichen. Bessere Unterwasserlichtverhältnisse ermöglichen aber gleichzeitig eine photoautotrophe Primärproduktion in größeren Tiefen. Aufgrund ihrer bisherigen Belastung werden viele Seen jedoch sommerliche und spätsommerliche Schwefelwasserstoffbildungen im Hypolimnion aufweisen, die geeignete Substrate für die Schwefelbakterien bereitstellen. Das Anliegen dieses Beitrages ist es, auf die Vielfältigkeit der Ausprägungen innerhalb der Primärproduzenten bei diesem Seentyp hinzuweisen und die Größe der unterschiedlichen Produktionsanteile aufzuzeigen.

Methoden

Der Tiefe See ist der erste See der Glubigseenkette, die von Süden her in den Scharmützelsee entwässert. Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsgewässers findet sich bei Kleeberg et al. (2000). Die Beprobung des Gewässers und die Bestimmung chemischer und biologischer Komponenten ist in Nixdorf et al. (1995) beschrieben. Die HPLC-Pigmentanalytik und die Bestimmung der Bakteriochlorophylle erfolgte nach Rücker (2000). Die

Bestimmung der Primärproduktion (^{14}C -Inkorporation in die partikuläre Substanz) erfolgte nach einer modifizierten Methode von Steemann-Nielsen (1952). Die Hell- und Dunkelflaschen (25-ml-Vials) wurden jeweils in der Tiefe, aus der die Probe stammte, für 4 bis 5 h inkubiert. Für das Epilimnion wurde stets Material einer Mischprobe in verschiedenen Tiefen des Epilimnions ausgebracht.

Ergebnisse

Trophie

Der Tiefe See ist mit einer Fläche von 63 ha und einer maximalen Tiefe von 22,5 m der einzige größere mesotrophe See im Scharmützelseegebiet. Nach den Vorgaben der LAWA (1999) wurden von Deneke et al. (1998) als Referenzzustand oligotrophe Verhältnisse nach dem potentiell natürlichen Nährstoffeintrag bzw. mesotrophe Verhältnisse entsprechend seiner Morphometrie ermittelt. Der Trophie-Index des Tiefen Sees liegt für den Zeitraum 1994 bis 2000 stabil im mesotrophen Bereich (Rücker et al. im Druck). Dennoch gibt es Anzeichen einer zunehmenden Eutrophierung (Kleeberg et al. 2000).

Phytoplankton und APP

Die Trophiebewertung bedient sich der herkömmlichen Erfassung der durchschnittlichen Chl a- und TP-Konzentrationen im Epilimnion bzw. in der durchmischten Schicht während der Vollzirkulation. Betrachtet man jedoch die gesamte Wassersäule, wird die Problematik dieser Herangehensweise deutlich. Abbildung 1 zeigt Isoplethen der Verteilung von Chlorophyll a, basierend auf Messungen von Fluoreszenzprofilen für das Jahr 1997. An dieser Darstellung fällt neben dem Frühjahrsmaximum der Algenentwicklung ein metalimnisches Maximum im Spätsommer auf. Während im Frühjahr, bei vollständig durchmischem Wasserkörper, Diatomeen vorherrschten (Rücker 2000), wurde das metalimnische Maximum von *Ceratium hirundinella* dominiert. Am 21.08.1997 wurden von dieser Art $10,4 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ in 7 m Tiefe gefunden (90 % des gesamten Biovolumens in dieser Schicht), im Epilimnion hingegen nur $0,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (53 % des gesamten Biovolumens).

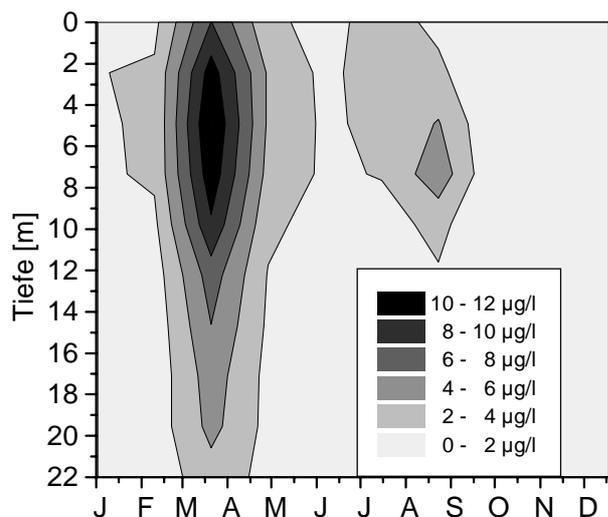


Abbildung 1: Isoplethen der Chlorophyll a-Fluoreszenz im Tiefen See 1997

Abbildung 2 zeigt die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Tiefen See von September 1996 bis Juni 1997. Der Anteil der fünf wichtigsten Algenklassen am gesamten Chlorophyll a wurde an Hand klassenspezifischer Leitpigmente mittels HPLC-Pigmentanalytik ermittelt und nach Wilhelm et al. (1991) berechnet. Besonderes Augenmerk soll in diesem Fall auf den Anteil der Cyanobakterien gelegt werden. Pigmente von Cyanobakterien wurden regelmäßig, außer am 7.4.97 und 29.4.97, gefunden. Ihr Anteil am Gesamtchlorophyll betrug zwischen 16 und 58 %. Am 18.4.2002 (nicht dargestellt) wurde sogar ein

Cyanobakterienanteil von 83 % errechnet. Bei mikroskopischen Phytoplanktonanalysen wurden jedoch nur vereinzelt Cyanobakterien, überwiegend *Anabaena flos-aquae*, gefunden. *Planktothrix rubescens*, die vor allem in Winter- und Frühjahrsproben der Jahre 1994 bis '97 vorkam (maximal $1,4 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ am 05.04.95), wurde nach 1997 nicht mehr nachgewiesen (vgl. Mischke & Rücker 2001). Die Erklärung der Diskrepanz zwischen den Ergebnissen der Pigmentanalysen und den Phytoplanktonzählungen liegt darin, dass bei der HPLC-Pigmentanalytik das autotrophe Picoplankton miterfaßt wird, es jedoch nicht in das mikroskopisch bestimmte Biovolumen eingeht. Sporadisch durchgeführte Untersuchungen mit dem Epifluoreszenzmikroskop bestätigten jedoch, dass das autotrophe Picoplankton ein fester Bestandteil der Phytoplanktongemeinschaft im Tiefen See ist und, dass es überwiegend aus Cyanobakterien besteht. Wiedner (pers. Mitt.) fand zwei verschiedene *Chroococcus*-Arten mit Zelldurchmessern von 5 bzw. $2,5 \mu\text{m}$, die teilweise in Tiefen bis zu 20 m vorkamen. Am 18.4.2002 wurden keine fädigen Cyanobakterien gefunden. Es handelte sich quasi um eine „APP-Blüte“ (83 % Cyanobakterienanteil am gesamten Chl a), wenn auch auf einem vergleichsweise niedrigem Biomasseniveau von $1,3 \mu\text{g Chl a l}^{-1}$.

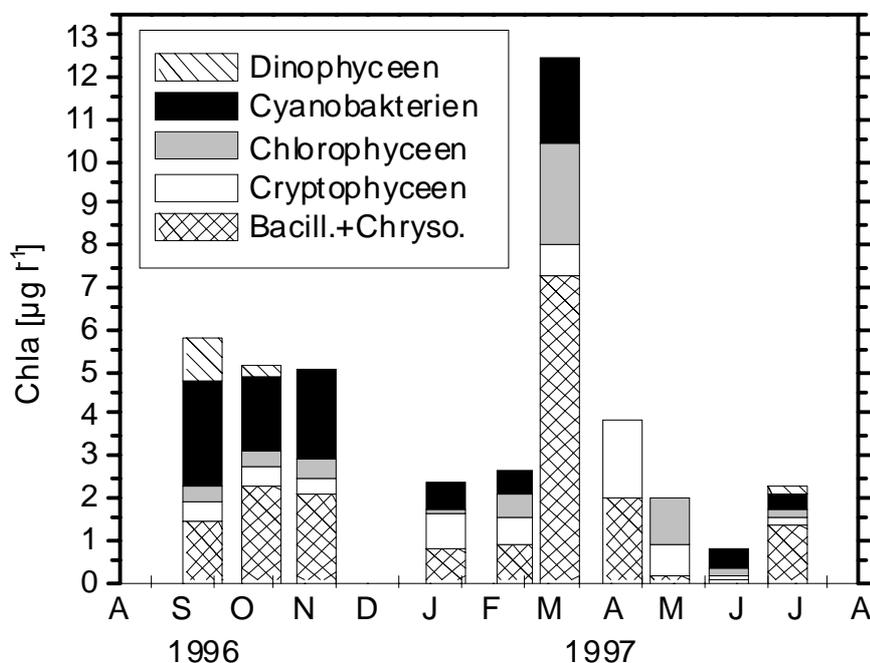


Abbildung 2: Ergebnisse von HPLC-Pigmentanalysen: Anteil von Dino-, Chloro-, Crypto- und Bacillario- bzw. Chrysophyceen sowie der Cyanobakterien an der gesamten Chlorophyll a-Konzentration von epilimnischen bzw. Gesamtmischproben des Tiefen Sees von September 1996 bis Juli 1997.

Phototrophe Schwefelbakterien

Die Sauerstoffvorräte im Hypolimnion des Tiefen Sees sind alljährlich ab Juni / Juli aufgezehrt und es kommt zur Bildung von Schwefelwasserstoff, der großen Populationen von phototrophen Bakterien als Substrat dient. Wie die Isoplethendarstellungen der Konzentrationen von Bakteriochlorophyll a (BChl a) und e (BChl e) in Abbildung 3 zeigen, entwickelten sich 1997 ab Ende Juni phototrophe Bakterien. Ihr Maximum erreichten die Grünen Schwefelbakterien (Chlorobiaceae) im September 1997 mit $105 \mu\text{g BChl e l}^{-1}$ in 15 m Tiefe, die Schwefelpurpurbakterien (Chromatiaceae) mit $22 \mu\text{g BChl a l}^{-1}$ in 14,5 m Tiefe. Die

Charakterart ist im Tiefen See *Pelochromatium roseum*, ein Aggregat aus einem farblosen, begeißelten Binnenbakterium, dem 20 bis 30 braun gefärbte Epibionten (*Chlorobium phaeobacteroides*) aufsitzen. Daneben sind verschiedene Schwefelpurpurbakterien, z.B. *Chromatium okenii* häufig anzutreffen. Näheres zu den im Tiefen See vorkommenden phototrophen Schwefelbakterien findet sich bei Rücker (1997).

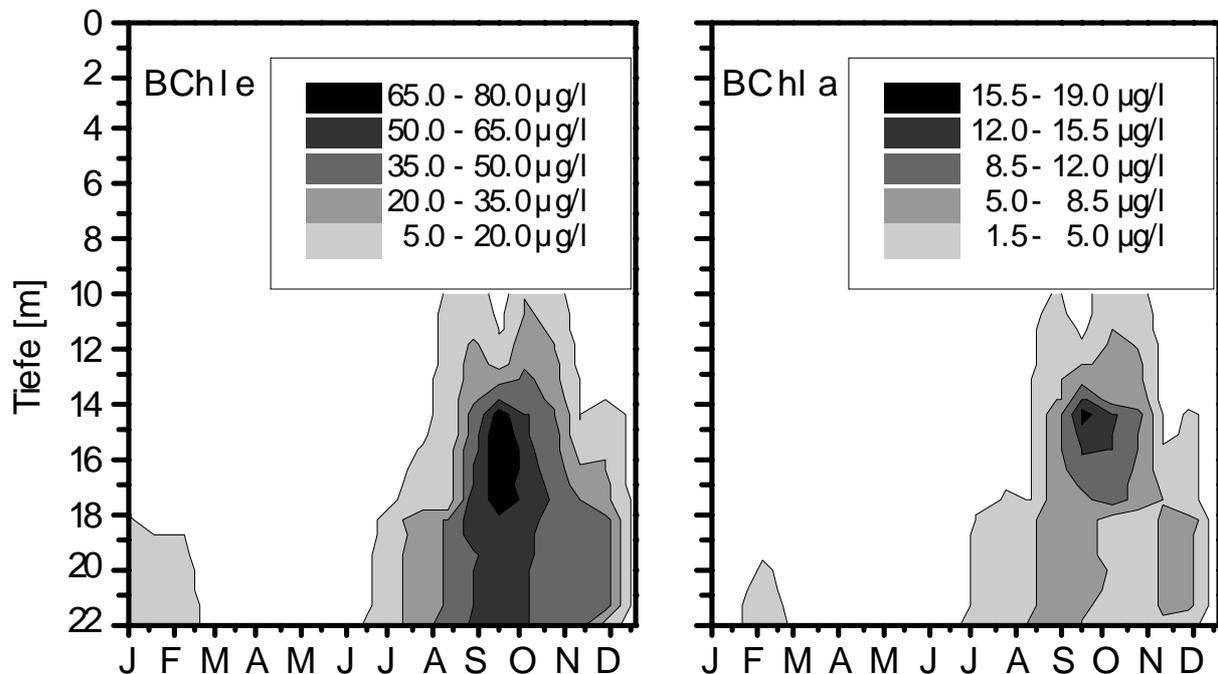


Abbildung 3: Isoplethen der Bakteriochlorophyll e- (BChl e) und Bakteriochlorophyll a- (BChl a) Konzentration im Tiefen See 1997.

Primärproduktion

Nachdem die inhomogene Verteilung der Primärproduzenten an Hand ihrer Assimilationspigmente aufgezeigt wurde, soll im folgenden auf die Frage nach ihrer Produktivität eingegangen werden. Abbildung 4 zeigt Primärproduktionsraten, die auf der Grundlage von Messungen mit der Radiokarbonmethode 1997 in verschiedenen Tiefenstufen durchgeführt wurden. Es werden links die Hell- und rechts die Dunkelfixierungsraten von ^{14}C gegenübergestellt. Demnach war die Primärproduktion im Metalimnion im Juli etwa so groß wie im Epilimnion und im August etwa 1,5mal größer. Im Spätsommer wurden im Hypolimnion hohe ^{14}C -Inkorporationsraten gemessen. Sie waren im August ebenso groß wie im Epilimnion, im September sogar doppelt so groß, im Oktober und November betragen sie noch das 1,6 bzw. 1,4fache. Zeitpunkt und Lage dieser hypolimnischen Primärproduktion stimmt mit dem Auftreten der phototrophen Bakterien überein (Abb. 5). Es ist jedoch sehr schwierig diese Primärproduktion eindeutig den phototrophen Schwefelbakterien zuzuordnen, da in den gleichen Gewässerhorizonten die Dunkelfixation ebenfalls sehr hoch war. Da der Lichtbedarf dieser an extreme Schwachlichtbedingungen angepaßten Organismen sehr gering ist, ist es methodisch äußerst schwierig, Licht- und Dunkelfixation zu trennen.

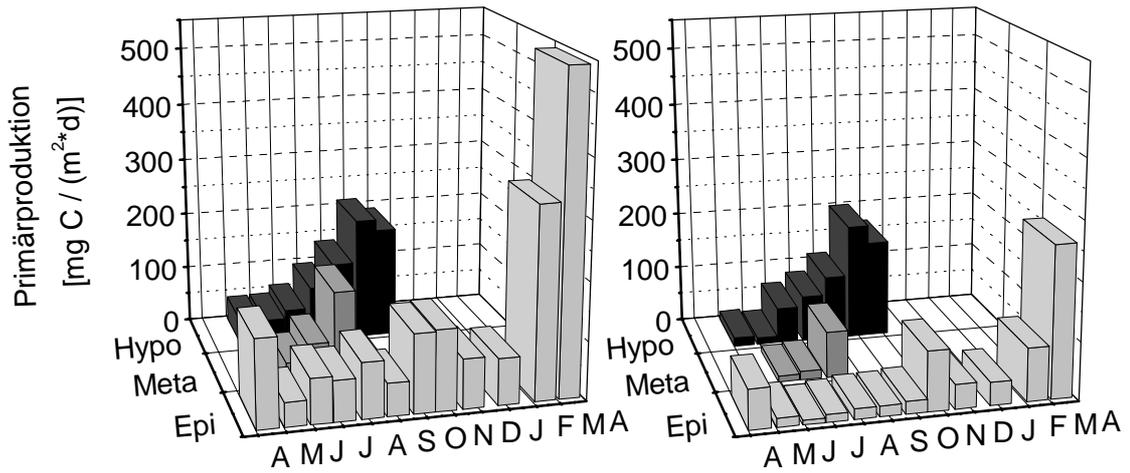


Abbildung 4: Primärproduktionsraten für das Epi- (Epi), Meta- (Meta) und Hypolimnion des Tiefen Sees, von April 1997 bis März 1998 mit der Radiokarbonmethode ermittelt. Linke Seite: Hellfixation, rechte Seite: Dunkelfixation.

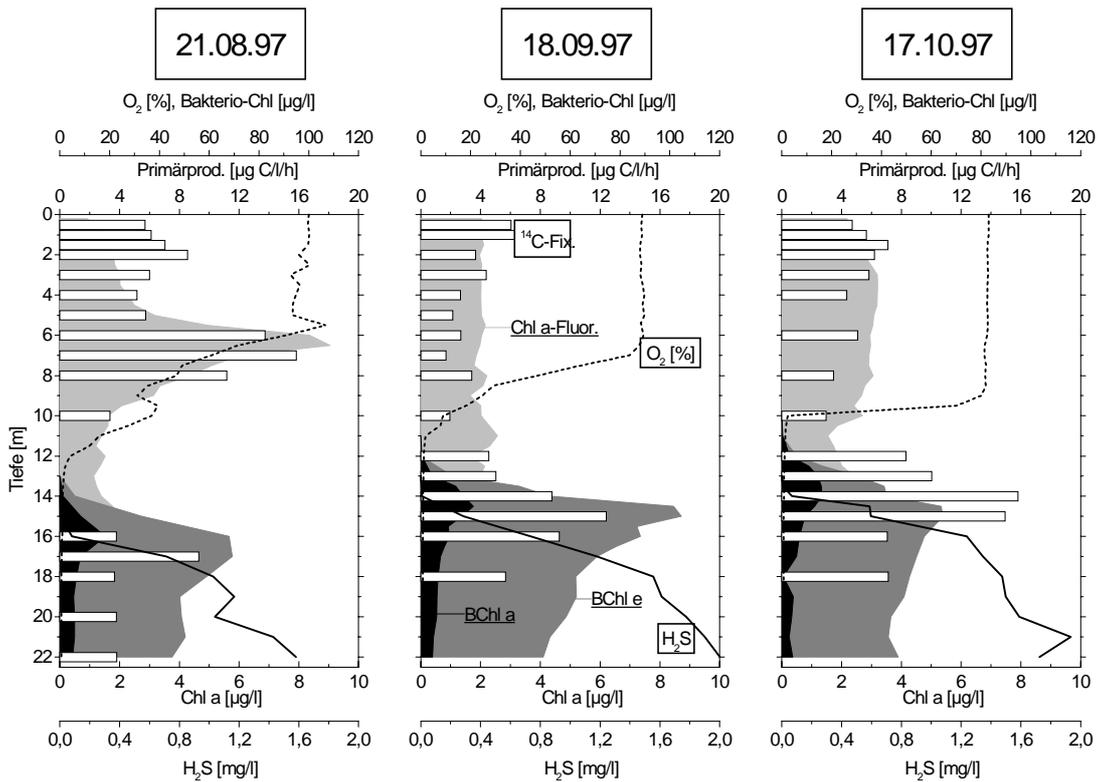


Abbildung 5: Vertikalprofile der Chlorophyll a-Fluoreszenz (hellgraue), Bakteriochlorophyll a- (BChl a; schwarze) und e-Konzentration (dunkelgraue Fläche), der Sauerstoffsättigung (gestrichelte Linie) und der H₂S-Konzentration (durchgezogene Linie) sowie ¹⁴C-Inkorporationsraten (helle Balken) im Tiefen See an drei ausgewählten Terminen 1997.

Diskussion

Die ungleichmäßige Verteilung der Primärproduzenten wie sie im Tiefen See besonders im Spätsommer, aber auch unter Eis (Rücker 2000) zu beobachten ist, führt bei Entnahme von Oberflächenproben zu einer Unterschätzung der Chlorophyll a-Konzentration. Gelangen jedoch bei der Beprobung der gesamten Wassersäule oder durch ungenaues Abgrenzen des Metalimnions phototrophe Bakterien mit in die Mischproben, kann es bei der Chlorophyllbestimmung nach DIN 38 412 (DEV 1993-97 L16) zu einer erheblichen Überschätzung der Chlorophyll a-Konzentration im Gewässer kommen, da sich die Absorptionsbanden der Bakteriochlorophylle c, d und e der Grünen Schwefelbakterien mit denen von Chl a teilweise überlappen. Das Absorptionsmaximum von BChl a bei 772 nm beeinflusst dagegen den Extinktionswert bei 750 nm, der üblicherweise als Reststreuung von der Chl-Extinktion abgezogen wird. Für den Fall des 12.09.96 hat Rücker (2000) berechnet, daß die Chlorophyllbiomasse von 115 $\mu\text{g BChl e l}^{-1}$ in 14–16 m Tiefe auf das gesamte Seevolumen verteilt, eine Konzentration von rund 8 $\mu\text{g l}^{-1}$ ergäbe. Solche Konzentrationen wurden bisher nur während der Frühjahrsmaxima erreicht. Die an die Schwachlichtbedingungen in der Tiefe adaptierten phototrophen Bakterien haben einen 3- bis 5fach höheren Chlorophyllgehalt (Vergleich Chl a und BChl e) bezogen auf das Trockengewicht als die Algen bzw. Cyanobakterien des Epilimnions. Angesichts von BChle-Konzentrationen, die in 14 bis 15 m Tiefe alljährlich einen Wert von 100 $\mu\text{g l}^{-1}$ übersteigen, wird deutlich, dass im Hypolimnion des Sees autochthon eine enorme Biomasse gebildet wird. Diese organische Substanz stellt nicht zuletzt eine Sekundärbelastung dar und verzögert den Prozeß der Trophieminderung.

Die ^{14}C -Assimilation metalimnischer Algenmaxima kann, wie am Beispiel des 21.08.97 gezeigt wurde, die Größenordnung des Epilimnions erreichen. Metalimnische Algenmaxima und Massenentwicklungen von phototrophen Bakterien im sauerstofffreien Hypolimnion sind ebenso wie das APP regelmäßiger und fester Bestandteil der Phytoplanktongemeinschaft und haben einen hohen Anteil an der Primärproduktion und damit der Bildung organischer Substanz in stabil geschichteten meso- bis eutrophen Seen. Die Bestimmung von Sichttiefe und Chlorophyll a an der Oberfläche spiegelt in diesem Falle also nicht die Produktivität des gesamten Gewässers wider.

In der Praxis hat sich vor allem der Einsatz von Fluoreszenzsonden für die Bestimmung metalimnischer Algenmaxima bewährt. Die Lokalisierung von Massenansammlungen phototropher Bakterien gestaltet sich etwas schwieriger, da die Autofluoreszenz dieser Organismen sehr schwach ist. Manchmal, aber nicht immer, kann das Auftreten eines Trübungspeaks ein Hinweis sein. Relativ einfach und sicher können allerdings die Pigmente der phototrophen Bakterien spektralphotometrisch bestimmt werden. Vom Nachweis meta- und hypolimnischer Primärproduzenten bis hin zu einer einheitlichen Bewertung der Trophie solcher Seen als Ökosystem (das nicht nur aus dem Epilimnion besteht) bedarf es weiterer Anstrengungen. Als Mindestforderung kann formuliert werden, dass Phytoplanktonbestimmungen in dimiktischen Seen mit meso- bis leicht eutrophem Status meta- und hypolimnische Biomasseentwicklungen einschließen müssen. In sauerstofffreien, H_2S -haltigen Wasserschichten sollten diese Untersuchungen durch die spektralphotometrische Bestimmung von Chlorophyll und möglichen Bakteriochlorophyllen ergänzt werden.

Literatur

- Deneke, R., A. Kleeberg, R. Hämmerling & B. Nixdorf, 1998. Trophiestatus und Bewertung der Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) im Zeitraum 1994-97 als Grundlage für die Erarbeitung von Restaurierungsmaßnahmen. In A. Trautmann (Hrsg.), Internationale Seen-Fachtagung 1998 - Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. Oberschwäbische Verlagsanstalt, Ravensburg: 295-306.
- DEV, 1993-97. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- EU (Europäische Union), 2000. 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 (Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 72 S.
- Kleeberg, A., D. Jendritzki & B. Nixdorf, 2000. Ursachen und Ausmaß der Erhöhung der Phosphormobilität im Sediment eines Brandenburger Klarwassersees (Tiefer See, Dahme-Heideseengebiet) - Indikation des Wechsels in ein höheres trophisches Niveau. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 147-157.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.), 1999. Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Mischke, U. & J. Rücker, 2001. Veränderungen der Zusammensetzung der Algenzönose in Standgewässern des Scharmützelseegebietes. In H. Krumbeck & U. Mischke (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 6). BTUC-AR 6/01: 19-38.
- Nixdorf, B., J. Rücker, R. Deneke & P. Zippel, 1995. Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet, Teil I. BTUC-AR 1/95: 52 S.
- Reynolds, C.S., 1997. Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory. In O. Kinne (Ed.), Excellence in Ecology 9. Ecology Institute, Nordbunte, Germany.
- Rücker, J., 1997. Untersuchungen zum Vorkommen phototropher Bakterien in Seen des Scharmützelseegebietes. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 81-98.
- Rücker, J., 2000. Der Tiefe See (Scharmützelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 78-86.
- Rücker, J., B. Nixdorf, R. Deneke, A. Kleeberg & U. Mischke, im Druck. Unterschiedliche Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) auf die Reduzierung der externen Belastung. Wasser & Boden.
- Steemann-Nielsen, E., 1952. The use of radioactive carbon (C-14) for measuring organic production in the sea. J. cons. int. expl. mer. 18: 117 - 140.
- Wilhelm, C., I. Rudolph & W. Renner, 1991. A quantitative method based on HPLC-aided pigment analyses to monitor structure and dynamics of the phytoplankton assemblage - A study from Lake Meerfelder Maar (Eifel, Germany). Arch. Hydrobiol. 123: 21 - 35.

Implikation von Umweltqualitätsstandards zum Gefährdungspotential lakustriner Sedimente in die EU-Wasserrahmenrichtlinie

Andreas Kleeberg

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: a.kleeberg@limno-tu-cottbus.de

Key words: quality criteria, toxicants, xenobiotics, ecotoxicology, bioavailability

Abstract

The EC Water Framework Directive (2000) has deficits in terms of environmental quality standards for lacustrine sediments. Biological and chemical (numeric) sediment quality criteria (SQC) as well as sediment quality guidelines (SQG) are an useful tool for environmental risk assessment and avoidance, respectively. The chemically based methods provide qualitative information on sediment contaminants (screening), and should be supplemented with biologically based ecotoxicological methods for criteria on toxicants availability to biota. For setting European targets as well as for the classification and accessibility of the future 'good ecological quality', i.e. based also on 'biological benthic components', SQC and SQG should be considered in the EC Framework.

Einleitung

Zum Erhalt und zur Verbesserung der Wasserqualität wurden langfristige Zielsetzungen in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) fixiert. Sie sieht eine Beurteilung der Gewässerqualität auf der Basis von ca. 30 prioritären Stoffen und eine fünfstufige Klassifizierung zur Erreichung eines „guten ökologischen Zustandes“ spätestens 16 Jahre nach Inkrafttreten europaweit vor. Sowohl die Maßnahmen als auch die Bewertung dürfen sich jedoch nicht nur auf den Zustand des Wasserkörpers beschränken, sondern sollten auch die partikulären Stoffe, d.h. die Schwebstoffe und Sedimente als Träger von Nähr- und Schadstoffen mit deren Gefährdungspotential einschließen. So sind Informationen über die Schadstoffgehalte von Sedimenten deshalb oft die Grundlage für wichtige Entscheidungen zur Abschätzung und Vermeidung von Umweltrisiken. Gesamtgehalte eines Nähr- oder Schadstoffes als Leitkriterium zur Bestimmung der Sedimentqualität spiegeln jedoch nicht zwangsläufig das mögliche Umweltrisiko wider, d.h. die Gesamtgehalte eines Spurenelements indizieren dessen ökologische Relevanz, jedoch nicht dessen Verfügbarkeit für Organismen (Mudroch & Azcue 1995, Calmano 2001). Bei der Überarbeitung der WRRL (EU 2000) sollten deshalb Sedimentqualitätskriterien Berücksichtigung finden, die die biologisch verfügbaren, feststoffgebundenen Schadstoffe einschließen. Sie ermöglichen allgemeine Qualitätszielsetzungen in Ergänzung zu den Wasserqualitätszielen und liefern eine Grundlage für eine integrierte ökotoxikologische Gesamtbewertung (Zimmer & Ahlf 1994).

Aufgrund der Vielzahl von anorganischen und organischen Schadstoffen, ihrer unterschiedlichen Bioverfügbarkeiten und Toxizitäten sowie ortsspezifischer Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung gibt es international seit längerem Bestrebungen Sediment-

qualitätskriterien (Sediment Quality Criteria, SQC) bzw. Richtlinien zur Beurteilung der Sedimentqualität (Sediment Quality Guidelines, SQG) zu entwickeln, mit denen eine Gefährdungsabschätzung kontaminierter Sedimente vorgenommen werden kann (Calmano et al. 2001a). Die Aktualität von Umweltrisiken wird durch folgendes Beispiel belegt. Derzeit verklappt das Wasser- und Schifffahrtsamt Eberswalde 30.000 m³ Baggergut aus dem Havel-Oder-Kanal bei Henningsdorf (Brandenburg, Oderhavel) in den Lehnitzsee. Die Entsorgung des durch das Stahlwerk Henningsdorf und ehemalige landwirtschaftliche Galvanisierungsanlagen sehr wahrscheinlich hochgradig belasteten Schlammes auf einer Deponie würde rund 2,5 Mio. € kosten. Für die Einbringung in den See sind lediglich 200.000 € (= 8 %) aufzuwenden (Klesmann 2002).

Ziel dieses Artikels ist es, Defizite in der WRRL (EU 2000) zur Qualität und zum Umgang mit Sedimenten zur Vermeidung von Umweltrisiken aufzuzeigen, einen kurzen und aktuellen Überblick zum Stand der Sedimentbewertung zu geben und mögliche Ergänzungen vorzuschlagen.

Defizite der EU-WRRL (2000) hinsichtlich der Umweltqualitätsstandards bzw. zum Gefährdungspotentials lakustriner Sedimente

- Die Sedimente werden hinsichtlich eines möglichen Umweltrisikos durch Schadstoffbelastung erwähnt (Artikel 2, Pkt. 35. Umweltqualitätsnormen für Sedimente (SQC bzw. SQG) sind jedoch im weiteren an keiner Stelle definiert. Wenn unter Pkt. 38 „Wasserdienstleistungen“, wie z.B. eine „Entnahme“ und unter Pkt. 39 eine „Wassernutzung“ vorgesehen sind, sollte es gleichermaßen Festlegungen für eine mögliche „Sedimentnutzung“ geben.
- „Die Kommission schlägt Qualitätsnormen für die Konzentration der prioritären Stoffe in Oberflächenwasser, Sediment oder Biota vor“ (Artikel 16, Pkt. 7). Konzentrationen (i.S. von Gesamtkonzentrationen einer Substanz, eines Elements) allein reichen für die Bewertung eines „guten ökologischen Zustandes“ (unter Einbeziehung der Sedimente) bzw. eines Umweltrisikos nicht aus.
- Die Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustandes werden aufgelistet (Anhang V). Die Bewertung der Seen unter Einbeziehung der Sedimente stützt sich bei den „biologischen Komponenten“ auf die „Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna“. Bei den chemischen und physikalisch-chemischen Komponenten zur Unterstützung der biologischen Komponenten findet sich kein Hinweis auf sedimentrelevante Komponenten.
- Bei den allgemeinen normativen Begriffsbestimmungen (Seen, Anhang V) der biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos werden die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder des Sediments gleichberechtigt berücksichtigt. Dies wäre analog auch für die Qualitätskomponente „benthische wirbellose Fauna“ notwendig.
- Bei den biologischen Qualitätskomponenten „benthische wirbellose Fauna“ wird der „gute Zustand“ wie folgt definiert: „Die wirbellosen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab; die meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaften sind vorhanden“. Hier lässt die Spezifik verschiedene Fragen offen. Was ist typspezifisch bzw. wie sieht eine/die typspezifische Gemeinschaft welchen Gewässertyps aus, d.h. welche

Seentypen müssen hinsichtlich des Benthos (Referenzzustand, Leitbild o.ä.) definiert werden? Was bedeutet eine „geringfügige Abweichung“? Entspricht diese Abweichung beispielsweise fünf oder mehr Prozent der Gesamtartenzahl? Darüber hinaus ist unklar, ob diesbezüglich typspezifische Werte existieren, die einen zu definierenden Grad der Vielfalt abbilden. Wie ist die Anzahl der „meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaft“ bestimmt bzw. nach welchem Kriterium ist ein Taxon „empfindlich“ (welchem Umwelteinfluss? ökotoxikologisch?).

- Es sind „Entnahmebegrenzungen“ (Anhang VI, Teil B) erwähnt, die sich offensichtlich nicht auf die Entnahme von Sedimenten beziehen. Wenn es sich ausschließlich um eine Wasserentnahme und beispielsweise nicht um die Ausbaggerung kontaminierter Sedimente handelt, sollte dies deutlich gemacht werden. Dazu wurde z.B. durch den Bund/Länder-Arbeitskreis „Gefährliche Stoffe – Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“ (BLAK QZ) in den zurückliegenden Jahren auf Veranlassung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) eine Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe entwickelt (vgl. Rechenberg 2001). Nach diesem Konzept können zusätzlich zu den nach § 7a Wasserhaushaltsgesetz rechtlich festgelegten, obligatorischen Emissionsgrenzwerten auch Immissionskriterien im Sinne von Zielvorgaben (Qualitätsziele als Orientierungswerte) für verschiedene Schutzgüter bzw. Nutzungsaspekte (z.B. Verwertung von Sedimenten und Baggergut) definiert werden (Rechenberg 2001).

Sedimentqualitätskriterien (SQC)

Die ersten Sedimentqualitätsrichtlinien wurden bereits 1973 durch die Federal Water Quality Administration entwickelt und durch die United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) angepasst (Mudroch & Aszcue 1995). Umfangreiche Literaturstudien zu den Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe (z.B. Zimmer & Ahlf 1994) sowie eine Niederländische Liste mit Ziel- und Eingreifwerten für Boden und Grundwasser liegen seit längerem vor (Hölting 1996). Die bisher existierenden ökotoxikologischen Ansätze zur Sedimentbewertung werden in Zimmer & Ahlf (1994) bzw. Calmano (2001) ausführlich evaluiert, mit chemischen Methoden verknüpft und zu einer integrierten Bewertungsstrategie zusammenführt. Im folgenden werden verschiedene chemische und biologische Kriterien zur Bestimmung der Sedimentqualität aufgeführt (Tab. 1) und in Hinblick auf eine mögliche Berücksichtigung in der WRRL (EU 2000) kurz diskutiert.

Chemische Sedimentqualitätskriterien

Die in Tabelle 1 aufgeführten SQC dienen in erster Linie der Abschätzung des Gefährdungspotentials für Organismen und könnten einzeln oder in der Kombination chemische und biologische SQC zur Sicherung bzw. Erreichung eines „guten ökologischen Zustandes“ beitragen.

Da die Porenwasserzusammensetzung die (Bio-)Verfügbarkeit von Schadstoffen in kontaminierten Sedimenten durch Sorptions- und Fällungswechselwirkungen mit der Feststoffphase bestimmt, ist sie ein geeigneter Indikator für die Vorhersage der Toxizität von Sedimenten. Insbesondere dann wenn man das im Gleichgewicht zu einer Sedimentprobe stehende Interstitialwasser in Beziehung zu den gesetzlich bereits festgelegten Grenzwerten

der toxikologischen Bewertung für Wasser setzt, ist der Ansatz für die WRRL (EU 2000) brauchbar.

Der „Vorbelastungsansatz“ ist durch den Vergleich mit natürlichen Hintergrundwerten über Sedimentanreicherungsfaktoren zunächst nicht geeignet die Sedimente hinsichtlich ökotoxikologischer Effekte im Gewässer zu bewerten, jedoch für eine erste Quantifizierung der Schadstoffbelastung (Screening, „Sedimentnutzung“ s.u.) geeignet.

Tabelle 1: Auf der chemischen und biologischen Analyse basierende Verfahren für Sedimentqualitätskriterien (SQC) (nach: Giesy & Hoke 1990, Mudroch & Aszcue 1995, Calmano et al. 2001a).

Ansatz	Prinzip/Kriterien
Chemische SQC	
„background concentration“ („Vorbelastungsansatz“)	Vergleich des Gehaltes eines Schadstoffes eines bestimmten Ortes mit dem von Referenzmaterial (z. B. „Geoakkumulationsindex“ nach Müller 1979) <u>Nachteile:</u> Wahl geeigneter Referenzstandorte, Definition des Hintergrundes bei Xenobiotika nur im Vergleich zwischen verschiedenen, rezenten Sedimentproben möglich; nur ähnliches bis gleiches Korngrößenspektrum (Schadstoffbindung) vergleichbar
„water-quality criteria“ (Porenwasser-zusammensetzung)	Vergleich der Konzentration einzelner Schadstoffe im Porenwasser mit existierenden Wasserqualitätskriterien, Grundlage für Ermittlung von Verteilungskoeffizienten zwischen Feststoff und Wasserphase <u>Nachteile:</u> Anfälligkeit dieser Systeme für äußere Einflüsse (z.B. Redox- und pH-Effekte), zuverlässige und schnelle Bestimmungen der Porenwasserkonzentrationen nur mit aufwendigen Laborarbeiten möglich.
„equilibrium partitioning“ (Sediment/Wasser-Gleichgewichte)	Basiert auf der Annahme, dass die Verteilung eines Schadstoffes zwischen verschiedenen Kompartimenten des Sedimentes durch ein kontinuierlichen Austausch zwischen Sediment, Porenwasser und überstehendem Wasser kontrolliert wird. <u>Nachteil:</u> nicht gemessene chemische Komponenten und nicht bestimmte Wechselwirkungen für die es keine toxikologischen Informationen gibt bleiben unberücksichtigt.
Biologische SQC	
„field bioassay“	Dosis-Wirkung Beziehung nach Exposition benthischer Organismen in Sedimenten bekannter Konzentration des Schadstoffes und bekannter Mortalität und sublethaler Effekte der Testorganismen <u>Nachteil:</u> Mangel der Allgemeingültigkeit, d.h. nur für spezifischen Standort anwendbar; Unvermögen, quantitative Vorgaben für ihre Anwendung zu machen (Wie sollte die Benthosgemeinschaft aussehen?)
„screening level concentration“ und „apparent effects threshold“	Vergleich der Verteilung benthischer Wirbelloser mit dem Gehalt des Schadstoffes in identischen Sedimenten <u>Nachteil:</u> Abgeleitete Kriterien müssen für jeden Schadstoff über den „field bioassay“ Ansatz und Toxizitätstest validiert werden.
„spiked bioassay“	Dosis-Wirkung Beziehung werden nach Exposition der Testorganismen in Sedimenten – vermischt mit bekanntem Schadstoffgehalt – bestimmt Nachteil: analog „field bioassay“ Ansatz

Über den Sediment/Wasser-Gleichgewichtsansatz können Verteilungskoeffizienten (K_D , Quotient der Konzentration eines Stoffes im Sediment und in der Wasserphase) berechnet werden. Als zunächst einfacher Koeffizient für die Gewässergütepraxis, ist seine Bestimmung jedoch nicht ganz unproblematisch, da sie von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig ist (s. Calmano et al. 2001a). Durch die Untersuchung der Gleichgewichtsverteilung von Schadstoffen zwischen Sedimenten und Testorganismen lässt sich dieser Ansatz jedoch um biologische Kriterien erweitern. Die Voraussage der maximalen Konzentration in den Organismen erfolgt auf der Basis der Verteilung hydrophober organischer Schadstoffe zwischen organischem Kohlenstoff im Sediment und der Lipidfraktion in den Organismen (Calmano et al. 2001a).

Über die in Tabelle 1 aufgeführten chemischen SQC hinaus sind oftmals Informationen zum Langzeitverhalten kontaminierter Sedimente, d.h. zur Remobilisierung (kurz-, mittel- und langfristig) sowie zu den Substrateigenschaften (Säurebildungs- und Pufferkapazität, Sulfidkonzentration) nötig.

Remobilisierung und Substrateigenschaften

Für die Bewertung der Rücklösung von Schadstoffen aus dem Sediment stehen verschiedene Testmethoden und Simulationen zur Verfügung, mit denen das Verhalten von Schadstoffen in konkreten Situationen (z.B. Verklappung, Umlagerung, Ablagerung an Land) – auch langfristig – abgeschätzt werden kann. Entsprechend den zu erwartenden Zeitskalen können folgende Fälle unterschieden werden (Förstner et al. 1987, Calmano et al. 2001a):

- 1) Kurzfristige Mobilisierung von Schadstoffen (innerhalb von Stunden) wie sie z.B. beim Verklappen von Baggergut oder bei Umlagerungen im Gewässer auftreten kann. Abschätzung über Laborsimulation durch Ansetzen entsprechender Sedimentsuspensionen und Bedingungen (z.B. pH-Wert, Salzgehalt, Temperatur, O_2 -Konzentration).
- 2) Mittelfristige Mobilisierung von Schadstoffen (innerhalb weniger Wochen), wie sie z.B. für Cadmium aus anoxischen Süßwassersedimenten beim Verbringen in Salzwasser beobachtet wurden. Abschätzung über Langzeit-Schüttel- und Säulenversuche bei Variierung der Flüssigkeits-/Feststoffverhältnisse, um so einerseits die maximal möglichen Konzentrationen im Eluat und andererseits die maximale Eluierbarkeit zu erfassen.
- 3) Langfristige Veränderungen der Schadstoffbindung, z.B. durch diagenetische Effekte. Langfristige Schwermetallremobilisierung unter versauernden Bedingungen, d.h. entweder unter dem Einfluss saurer Niederschläge oder durch die Oxidation sulfidischer Bestandteile in den Ablagerungen.

Acid Volatile Sulfur (AVS) – säureflüchtiger Schwefel

Über die Salzsäureextraktion als AVS wird der Schwefel verschiedener Eisensulfide (amorphe Eisenmonosulfide (FeS), kristallines Mackinawit und Pyrrhotit (FeS), Greigit (Fe_3S_4) und der verschiedener Schwermetalle (z.B. ZnS , CdS , PbS) erfasst (Calmano et al. 2001b). Obwohl AVS nur die metastabilen reduzierten Schwefelformen erfasst, hat es einige Bedeutung bei der Bestimmung der Schwermetalltoxizität in Sedimenten gewonnen.

Die U.S. EPA plant z.B. die Entwicklung von SQC für 5 Schwermetalle auf dieser Grundlage (U.S. EPA 1998). Auf der Basis von Toxizitätsuntersuchungen im Labor hat man vorgeschlagen, das Verhältnis von SEM (simultaneously extracted metals, d.h. die Menge an Schwermetallen, die während der AVS-Extraktion freigesetzt werden, i.d.R. Zn, Cd, Pb, Ni u. Cu) zu AVS als geeignete Berechnungsgrundlage zur Vorhersage der Sedimenttoxizität zu

verwenden. Beide, SEM und AVS, sind operationell definierte Parameter. Falls das Verhältnis der molaren Konzentrationen von SEM/AVS < 1 ist, enthält das Sediment keine akute Metalltoxizität für aquatische Organismen. Es wird als potentiell toxisch eingestuft, falls das SEM/AVS-Verhältnis > 1 ist (Calmano et al. 2001b).

Biologische Sedimentqualitätskriterien

Bei den in Tabelle 1 aufgelisteten Ansätzen einer ökotoxikologischen Bewertung zur Ableitung von SQC handelt es sich um aufwendigere Verfahren (mit dem Problem die Komplexität der *in-situ* ablaufenden Prozesse adäquat abzubilden), die hier nicht im Detail beschrieben werden sollen (vgl. Zimmer & Ahlf 1994, Calmano 2001a/b). Für die Bewertung der aquatischen Toxizität von Pflanzenschutzmitteln und Chemikalien gelten folgende allgemeine Grundsätze (Rechenberg 2001), die auch auf Schwebstoffe und Sedimente angewendet werden können:

- Die Ermittlung der schädlichen oder unschädlichen Konzentration eines Stoffes erfolgt i.d.R. mit Laborwirkungstests mit Einzelorganismen, um die Vielfalt der im Gewässer vorkommenden Arten und die auf sie einwirkenden Faktoren auf ein methodisch zugängliches Mindestmaß zu reduzieren.
- Die Toxizitätsbewertung wird an Untersuchungen von Repräsentanten der drei Trophieebenen Primärproduzenten (Algen), Primärkonsumenten (Daphnien) und Sekundärkonsumenten (Fische) vorgenommen; die Auswirkungen auf Destruenten (Bakterien) werden durch Abbautests erfasst.
- Als toxikologische Endpunkte von unbestreitbar ökologischer Relevanz gelten Mortalität, Wachstum und Fortpflanzung, während enzymatische, Verhaltens- und histologische Parameter in ihrer Bedeutung für die Populationsebene umstritten sind.
- Bei der Verwendung von Laborwirkungstests als Bewertungsgrundlage wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass der Schutz der empfindlichsten (getesteten) Art den Schutz der gesamten aquatischen Lebensgemeinschaft („am meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaft“, EU 2000) sicherstellt. Ferner wird unterstellt, dass die Konzentration, die bei längerfristiger Exposition im Test ohne nachweisbare Wirkung bleibt, auch den Schutz der Population gewährleistet.

Eine Abbildung der *in-situ* Verhältnisse mittels standardisierter Laborwirkungstests, die nur Wirkpotentiale, aber keine konkreten Wirkungen im Ökosystem nachzuweisen vermögen, ist nur sehr eingeschränkt möglich. Daher werden Unsicherheiten bei der Übertragung experimenteller Ergebnisse auf die Umweltsituation quasi per Konvention durch Sicherheitsfaktoren (zum Ausgleich von Unsicherheiten) zu kompensieren versucht. Diese Faktoren liegen je nach Zuverlässigkeit der Grundinformation und des Gefährdungspotentials der zu prüfenden Stoffe zwischen 0,1 und 0,001 (Rechenberg 2001).

Zielvorgaben wurden bisher vor allem für Wasser und Boden (Hölting 1996), z.T. auch schon für Sedimente abgeleitet (Tab. 2). In Ermangelung gewässerökologischer Zielvorgaben zum Schutz der sedimentbewohnenden Organismen wurden von Rechenberg (2001) behelfsweise die für die Wasserphase ermittelten Zielvorgaben unter Verwendung abgeschätzter Verteilungskoeffizienten (K_D , s.o.) auf Werte für Schwebstoffe umgerechnet (Tab. 2). Das ist legitim, wenn die betreffenden Stoffe zu hohen Prozentsätzen an ihnen gebunden vorliegen ($K_D > 1000$) und neben den ökotoxikologischen Wirkungsschwellen die natürliche Hintergrundbelastung der Schwebstoffe und Sedimente berücksichtigt wird (Schudoma 1994). Die

für die Beurteilung der Belastung von Schwebstoffen und Sedimenten abgeleiteten Konzentrationen sind denen für niederländische Böden gegenübergestellt (Tab. 2).

Aus der Notwendigkeit die chemischen SQC, die im wesentlichen zunächst nur qualitative Hinweise geben, mit den biologischen SQC (i.S. einer ökotoxikologisch begründeten Bewertung) zu kombinieren, wurde die sog. „Sediment-Triade“ entwickelt (Chapman 1986). Dieses Bewertungsschema stützt sich auf die gleichzeitige Analyse der chemischen Zusammensetzung des Sediments, der Toxizität von Chemikalien für benthische Organismen im Labormaßstab und auf krankhafte Veränderungen des Lebergewebes von bodenlebenden Fischen. Testphasen können Extrakte, Eluate (H₂O) und das Porenwasser des Sediments sowie das Gesamtsediment (Festphase und Porenwasser) sein.

Tabelle 2: Zielvorgaben für Sedimente und Schwebstoffe (Rechenberg 2001) im Vergleich zu Ziel- und Eingreifwerten für Böden (Hölting 1996) in (mg kg⁻¹ TS).

Schwermetall	Sediment und Schwebstoffe		Boden	
	Zielwert	Zielwert	Eingreifwert	
Quecksilber	1	0,3	10	
Cadmium	1,5	0,8	12	
Nickel	50	35	210	
Blei	100	85	530	
Kupfer	60	36	190	
Chrom	100	100	380	
Zink	200	140	720	

Im Ministerium für Umwelt und Energie Ontarios (Mudroch & Aszcue 1995) wurden SQG zum Schutz und zum Management aquatischer Sedimente entwickelt, die drei Niveaus ökotoxikologischer Effekte definieren und auf der chronischen Langzeitwirkung der Verunreinigungen auf benthische Organismen basieren (Tab. 3). Diese Niveaus sind:

- 1) der „*no effect level*“, bei dem kein toxischer Effekt auf aquatische Organismen festgestellt wird,
- 2) der „*lowest effect level*“, der ein Grad der Sedimentkontamination indiziert, der von der Mehrzahl der benthischen Organismen toleriert werden kann, sowie
- 3) der „*severe effect level*“, der ein Niveau indiziert bei dem eine ausgeprägte Störung der sedimentbewohnenden Gemeinschaft zu erwarten ist.

Richtlinien zur Beurteilung der Sedimentqualität (SQG)

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials sedimentgebundener Schadstoffe werden sedimentchemische und biologische Untersuchungen (s.o., chemisch-numerische Ansätze) verknüpft, d.h. aus den zu bewertenden Sedimentproben werden Expositionsdaten und hervorgerufene Bioeffekte ermittelt. Die Ergebnisse dienen als empirische Datengrundlage für statistisch abgeleitete, ortsunabhängige SQG (z.B. Ingersoll et al. 1997, Henschel 2001). Die wesentlichen integrierenden Ansätze zur Ableitung von SQG auf ökotoxikologischer Bewertungsgrundlage sind nach Henschel (2001) wie folgt zu beschreiben:

Apparent Effects Threshold (AET-Ansatz)

Mit diesem Ansatz werden Konzentrationen von Sedimentschadstoffen ermittelt, bei denen immer eine signifikante biologische Wirkung auf den Wirkungsindikator (Laborbiotests, benthische Zönosen) auftritt. Die Evaluierung der Effekte und statistische Sicherung erfolgt im Vergleich zu unkontaminierten Referenzsedimenten. Die Methode definiert Orte mit dem höchsten Potential von Schadeffekten.

Tabelle 3: Sedimentqualitätskriterien für Nährstoffe, Metalle und organische Schadstoffe des Ministeriums für Umwelt und Energie Ontarios (Mudroch & Aszcue 1995) (alles in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS, wenn nicht anders angegeben).

Stoffgruppe	Parameter	No effect level	Lowest effect level	Severe effect level*
Nährstoffe	Gesamt-(Kjeldahl)-Stickstoff		550	4.800
	Gesamter organischer Kohlenstoff [%]		1	10
	Gesamtphosphor		600	2.000
Metalle	Arsen		6	33
	Cadmium		0,6	10
	Chrom		26	110
	Kupfer		16	110
	Eisen [%]		2	4
	Blei		31	250
	Mangan		460	1.100
	Quecksilber		0,2	2
	Nickel		16	75
	Zink		120	820
Organische Verbindungen	Aldrin		0,002	8
	BHC		0,003	12
	Chlordan	0,005	0,007	6
	DDT (gesamt)		0,007	12
	Dieldrin	0,0006	0,002	91
	Endrin	0,0005	0,003	130
	HCB	0,01	0,02	24
	Hepoxid		0,005	5
	Irex		0,007	130
	PCB (gesamt)	0,01	0,07	530

* Die Zahlen in dieser Spalte sind auf die Sedimentzusammensetzung zu beziehen, d. h. mit der bestimmten Konzentration des gesamten organischen Kohlenstoffs zu multiplizieren.

AET-Werte differieren für die einzelnen Schadstoffe je nach Untersuchungsregion, Testsystem und Wirkanzeiger (Zimmer & Ahlf 1994), sie werden jedoch bei ausreichend großer Datenbasis auch zur Aufstellung von SQG herangezogen. Das Konzept wurde von der U.S. EPA (1997) weiterentwickelt: Aus dem Gesamtspektrum angewandeter Testsysteme und Wirkindikatoren wurden für jeden Schadstoff jeweils ein unterer Schwellenwert als AET-L (= AET low, ermittelt mit den sensitivsten Testsystemen) und ein oberer Schwellenwert als AET-H (= AET high, ermittelt mit den unempfindlichsten Testsystemen) als SQG definiert. Für insgesamt 52 Einzelstoffe und Klassen liegen nach diesem Ansatz Orientierungswerte für zwei Stufen vor.

Effects Ranges (ER) und Effects Levels (EL)

Wie beim AET-Ansatz werden Stoffkonzentrationen und Effekte gemeinsam bestimmt und kombiniert ausgewertet (Bioeffekte vs. Kontaminante, DeWitt et al. 1988) bei denen bereits mit anderen Methoden ortsspezifische Wirkungsschwellenwerte abgeleitet wurden (z.B. AET-Ansatz, Sediment/Wasser-Gleichgewichtsansatz, Sediment-Dotierungsansatz, Tab. 1).

Aus einer Vielzahl von Studien und breiter empirischer Basis werden effektbasierte SQG mit statistischen Methoden bestimmt, die als Effects Ranges (ER-Werte, Long & Morgan 1991) bzw. als Effects Levels (EL-Werte; MacDonald et al. 1996) angegeben werden. Die ER kennzeichnen (ortsunabhängige) empirisch gesicherte Wahrscheinlichkeiten, mit denen Schadstoffgehalte biologische Effekte (im Regelfall Toxizitäten in Laborbiotests) verursachen. Für insgesamt 28 Schadstoffe oder Stoffklassen liegen zweigestufte SQG nach dem ER-Ansatz vor (EL-Ansatz: 33 Stoffe oder Klassen, Tab. 4).

Tabelle 4: Prüfwerte verschiedener Stoffe für Sedimente (mg kg^{-1} TS), die aus integrierten ökotoxikologischen Ansätzen abgeleitet wurden (aus Henschel 2001) (Abkürzungen s. Text).

Stoff	Element/Verbindung	AET-L	AET-H	ER-L	ER-M
Metalle	Quecksilber	0,59	2,1	0,15	0,71
	Cadmium	5,1	9,6	1,2	9,6
	Nickel	n.b.	n.b.	20,9	51,6
	Blei	450	660	46,7	218
	Kupfer	390	1300	34	270
	Chrom	260	270	81	370
	Zink	410	1600	150	410
	Arsen	57	700	8,2	70
	Silber	6,1	6,1	1	3,7
	PCB	Summe PCB* ¹	1	3,1	0,0227
DDT und Metabolite	DDT-Summe	0,009	0,15	0,0016	0,0461
	DDE (je Metabolit)	0,009	0,015	0,0022	0,027
	DDD (je Metabolit)	0,016	0,043	0,0016	0,027
	DDT (je Metabolit)	0,34	0,34	0,0016	0,027
PAH	Summe, hohe Molmasse	17	69	1,7	9,6
	Summe, geringe Molmasse	5,2	24	0,552	3,16
	Acenaphthen	0,5	2	0,016	0,5
	Anthracen	0,96	13	0,085	1,1
	Benzo(a)Anthracen	1,6	5,1	0,261	1,6
	Chrysen	2,8	9,2	0,384	2,8
	Fluoren	0,54	3,6	0,019	0,54
	2-Methylnaphtalin	0,67	1,9	0,07	0,67
	Naphthalin	2,1	2,7	0,16	2,1
	Phenanthren	1,5	6,9	0,24	1,5
	Pyren	3,3	16	0,665	2,6
Pestizide	Lindan			0,00032* ²	0,00099* ²

Quellen: U.S. EPA (1997) verändert; *1 = AroChlorgemische Nr. 1016, 1221, 1232, 1242, 1248, 1254, 1260

*2 = TEL/PEL (MacDonald et al. 1996),

Bewertung numerischer Sedimentqualitätswerte aus integrierten Ansätzen

Gute Übereinstimmung mit einer Schwankungsbreite < 3 ergibt sich zwischen den ER und den EL (MacDonald et al. 1996). AET sind wegen ihrer Bewertungsgrundlage (mit den

jeweils höchsten Konzentrationen unterhalb der Wirkungsschwelle) besonders anfällig gegen falsch-negativ Resultate, bei denen toxische Wirkungen nicht erkannt werden (Ingersoll et al. 1997). Das zeigt sich auch in Tabelle 4, in der die ERM-Werte (ab denen Toxizität regelmäßig auftritt) größenordnungsmäßig den unteren AET-Schwellen entsprechen (bei denen mit sensitiven Tests die Toxizitätsschwelle noch unterschritten ist). Die Sensitivität der ER-Ansätze als SQG ist deshalb höher und gewährleistet einen höheren Schutzstatus (in stärkerem Maße ortsunabhängig, hohe ökologische Relevanz; Ingersoll et al. 1997).

Einsatz integrierter Verfahren zur Sedimentbewertung

Bei integrierter Gefährdungsabschätzung (aquatische Lebensgemeinschaft und menschliche Gesundheit) ergibt sich die Gesamteinstufung aus dem jeweils ungünstigsten Teilergebnis (U.S. EPA 1997). Im Faktorenkomplex „Sedimentchemie“ werden SQG als Screeningwerte verwendet, die aus integrierenden Ansätzen abgeleitet sind. Die Bewertung im Rahmen des NSI (National Sediment Inventory Database) erfolgt in einem Stufenverfahren: Überschreiten die Schadstoffgehalte mehr als zwei obere Screeningwerte (ERM, AET-H oder PEL), dann ist die Probe in der Stufe mit dem höchsten Gefährdungspotential einzustufen, bei der nachteilige Wirkungen wahrscheinlich sind. Werden die unteren Screeningwerte (ERL, AET-L, TEL) bei mindestens einem Parameter überschritten, ergibt sich eine Einstufung in der mittleren Stufe, bei der nachteilige Wirkungen möglich, aber selten zu erwarten sind. Ausgenommen von dem Bewertungsansatz der U.S. EPA sind jedoch die divalenten Schwermetalle (Cd, Ni, Pb, Cu u. Zn), die im NSI vorrangig nach dem AVS-Ansatz zu bewerten sind (s.o.). Der operationellen Erfassung bioverfügbarer Schwermetalle durch den AVS-Ansatz wird damit bei hoch kontaminierten Sedimenten der Vorrang vor chemisch-numerischen Qualitätszielen gegeben.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die WRRL (EU 2000) weist Defizite bei den Umweltqualitätsstandards für Sedimente auf (Umweltrisiken durch Schadstoffbelastung, „Sedimentnutzung“), die durch Einbeziehung von chemischen und biologischen SQC bzw. SQG zur Abschätzung von Gefährdungspotentialen beseitigt werden sollten.

Obgleich sich die chemisch-numerischen Ansätze (Tab. 1) an toxikologisch begründete Richtlinien anlehnen, liefern sie zunächst nur qualitative Hinweise (Screening), die deshalb mit den zumeist aufwendigeren biologischen Testverfahren zur ökotoxikologischen Bewertung (vgl. „Sediment-Triade“) zu kombinieren sind. Dies wird insbesondere dadurch unumgänglich, dass sich die WRRL (EU 2000) zur Einstufung des „guten ökologischen Zustandes“ – unter Einbeziehung der Sedimente – auf „biologische (u.a. auch benthische) Komponenten“ stützt.

Nachteile ergeben sich dadurch, dass die relativ leicht anzuwendenden chemisch-numerischen SQC bei Anwendung für alle in Betracht kommenden Schadstoffe sehr kostspielig sein können, d.h. zusätzliche Biotests notwendig werden, da nur für eine begrenzte Anzahl von Schadstoffverbindungen bereits entsprechende Kriterien vorliegen.

Da die Nähr- und Schadstoffgehalte lakustriner Sedimente meist steile Gradienten aufweisen, sollten bei der Bewertung der Sediment/Wasser-Wechselwirkungen Probenahmetechniken Einzug halten (z.B. Sedimentstecher anstelle von Greifern), die eine Aufnahme der Verteilung reproduzierbar sicherstellen.

Auch wenn bei der Bewertung der Sedimentkontamination kurz- und mittelfristige Freisetzungsprozesse dominieren, sollten zur Beurteilung der Schadstoffmobilität auch Testmethoden eingesetzt werden, mit denen das langfristige Verhalten der Sedimente abgeschätzt werden kann. Somit können die durch Umweltchemikalien langfristigen Beeinträchtigungen der Strukturen und Funktionen aquatischer Biozönosen vorausschauend erkannt und vermieden werden.

Literatur

- Calmano, W. (Hrsg.), 2001. Untersuchung und Bewertung von Sedimenten – ökotoxikologische und chemische Testmethoden. Springer-Verlag, Heidelberg New York, 551 S.
- Calmano, W., Th. Henschel & B. Rechenberg, 2001a. Grenzwertfindung. In W. Calmano (Hrsg.), Untersuchung und Bewertung von Sedimenten – ökotoxikologische und chemische Testmethoden. Springer-Verlag, Heidelberg New York: 305-331.
- Calmano, W., G. Gräbe, M. Hupfer, A. Kleeberg & D. Müller, 2001b. Chemisch/biologische Testmethoden zur Abschätzung des Umweltverhaltens. In W. Calmano (Hrsg.), Untersuchung und Bewertung von Sedimenten – ökotoxikologische und chemische Testmethoden. Springer-Verlag, Heidelberg New York: 117-148.
- Chapman, P.M., 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 957-964.
- DeWitt, T.H., G.R. Ditsworth & R.C. Swartz, 1988. Effects of natural sediment features on survival of the phoxocephalid amphipod, *Rhepoxynius abronius*. *Mar. Environ. Res.* 25: 99-124.
- EU, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Brüssel, 23.10.2000, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- Förstner U., F. Ackermann, J. Alberti, W. Calmano, F.H. Frimmel, K.H. Kornatzki, R. Leschber, H. Roßknecht, U. Schleichert & L. Tent, 1987. Qualitätskriterien für Gewässersedimente - Allgemeine Problematik und internationaler Stand der Diskussion. *Z. Wasser Abwasser Forsch.* 20: 54-59.
- Giesy, J.P. & R.A. Hoke, 1990. Freshwater sediment quality criteria toxicity bioassessment. In R. Baudo, J.P. Giesy & H. Muntau (Eds), *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL: 265-348.
- Henschel, Th., 2001. Ökotoxikologisch abgeleitete chemisch-numerische Ansätze. In W. Calmano (Hrsg.), Untersuchung und Bewertung von Sedimenten – ökotoxikologische und chemische Testmethoden. Springer-Verlag, Heidelberg New York: 320-331.
- Hölting, B., 1996. Hydrogeologie – Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. – 5. Aufl., Ferdinand Enke Verlag Stuttgart: 441 S.
- Ingersoll C.G., G.T. Ankley, R. Baudo, G.A. Burton, W. Lick, S.N. Luoma, D.D. MacDonald, T.B. Reynoldson, K.R. Solomon, R.C. Swartz & W.J. Warren-Hicks, 1997. Workgroup summary report on uncertainty evaluation of measurement endpoints used in sediment ecological risk assessment. In C.G. Ingersoll, T. Dillon, G.R. Biddinger (Hrsg.), *Ecological risk assessment of contaminated sediments*. SETAC, Pensacola, FL: 297-352.
- Klesmann, M., 2002. 30.000 Kubikmeter Schlamm in den Lehnitzsee. *Berliner Zeitung*, 01.03.2001, S. 27.

- Long E.D. & L.G. Morgan, 1991. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends (NS & T) Program. NOAA techn.memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Wash.: 175 S.
- MacDonald D.D., R.S. Carr, D.D. Calder, E.R. Long & C.G. Ingersoll, 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5: 253-278.
- Mudroch, A. & J.M. Azcue, 1995. Quality control of sediment sampling. In A. Mudroch & J.M. Azcue (Eds), *Manual of aquatic sediment sampling*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: 181-203.
- Müller, G., 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79: 778-783.
- Rechenberg, B., 2001. Biologische Kriterienansätze. In W. Calmano (Hrsg.), *Untersuchung und Bewertung von Sedimenten – ökotoxikologische und chemische Testmethoden*. Springer-Verlag, Heidelberg New York: 315-320.
- Schudoma, D., 1994. Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. UBA-Texte 52/94.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 1997. The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States. Vol 1: National sediment quality survey, Appendix A: detailed description of NSI data. Washington DC: USEPA. EPA-823-R-97-006.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 1998. EPA's contaminated sediment strategy. Washington DC: USEPA. EPA-823-R-98-001.
- Zimmer, M. & W. Ahlf, 1994. Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung von Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe. Umweltbundesamt UBA-Texte 69/94 (FB 94-099): 309 S.

Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden

Anja Hoffmann¹, Sabine Körner² & Arthur Brande³

¹Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: anjahoffmann_de@yahoo.de

²Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, E-mail: koerner@igb-berlin.de

³Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Ökosystemkunde/Pflanzenökologie, Rothenburgstraße 12, 12165 Berlin, E-Mail: arthur.brande@tu-berlin.de

Key words: Paleolimnology, cladocerans, chironomids, diatoms, plant macrofossils, pigments, pollen

Abstract

A problem within the implementation of the EU-Water Framework Directive is the description of a reference state of shallow, polymictic lakes in the German lowlands. On the one hand, no shallow lakes do exist in the very good or good status, on the other hand, using the historical approach for reference state estimation the following fact has to be considered: Almost all of our recent shallow lakes were deep and dimictic in the past. This dilemma will be solved by using paleolimnological methods within periods considering the shallow phases of the lakes. Paleolimnology acts as a useful tool for the reconstruction of past lake communities, lake chemistry and lake ontogeny. The strategy is mainly based on responses of the lake biota preserved in sediments to environmental changes and also on sedimentary records of external inputs. In the following a short overview of various methods for the detection of fossil lake biota and examples of their application in paleolimnological studies is given. Even if one method alone is of limited evidence because of the complexity of lake ecosystems and interactions, a combination of all results will be successful in reflecting lake history more precisely and will allow a more holistic view of the processes involved.

Projektbeschreibung und Aufgabenstellung

Im Rahmen des Projektes „Leitbildbiozöosen brandenburgischer Seen“, das durch die BTU Cottbus im Auftrag des MLUR bearbeitet wird, werden als paläolimnologische Verfahren der Nachweis, die Identifizierung und die Interpretation von fossilen Cladoceren, Chironomiden, Diatomeen, Makrophyten, Pigmenten und Pollen in zeitlich differenten Sedimentschichten (bis ca. 2000 Jahre BP), begleitet von ICP-MS (geochemische Analyse durch Massenspektroskopie) und AMS (Radiocarbonatierung) herangezogen, um einen anthropogen weitgehend unbeeinflussten Referenzzustand und dessen Degradationsstufen an ausgewählten Flachseen Brandenburgs zu rekonstruieren und zu definieren. Insbesondere sollen die Fragen nach früheren Makrophytenvorkommen versus Algen- bzw. Cyanobakteriendominanz (über Leitpigmente) und nach dem ehemaligen trophischen Zustand (chemisch-physikalischer Referenzzustand) über entsprechende Indikatororganismen geklärt werden. Geeignete Organismengruppen stellen grundsätzlich diejenigen dar, die autochthon in größeren Mengen vorkommen, sich durch den Besitz von chitinösen Exoskeletten (Cladoceren), Kopfkapseln

(Chironomiden) oder Kieselsäureschalen (Diatomeen) als abbauresistent erweisen, artenreich sind und deren Arten sich aufgrund ihrer möglichst unterschiedlichen und im Idealfall engen ökologischen Toleranzen entlang von Umweltgradienten verteilen. Auch Ostracoden und Chrysophyceen wurden in zahlreichen paläolimnologischen Studien untersucht (s. hierzu Schrenk-Bergt et al. 1998). Sogenannte regionale Eichdatensätze, die sowohl die quantitative und qualitative Verteilung bestimmter rezenter oder subrezenter Organismen als auch die entsprechenden Messwerte von Umweltvariablen beinhalten, von denen angenommen wird, dass sie die Artenzusammensetzung und -abundanz signifikant beeinflussen, dienen zur Aufstellung von statistisch engen Korrelationen, wie z.B. von Diatomeen-Umwelt-Transfer-Funktionen (s. I. Schönfelder in diesem Heft). Diese z.B. auf gewichteter Mittelwertbildung basierenden Transferfunktionen erlauben dann eine Ableitung der ehemaligen Verhältnisse bestimmter hydrochemischer Schlüsselvariablen (wie z.B. Gesamtphosphorkonzentrationen) durch Mikrofossilien.

Bistabilität in Flachseen des Tieflandes und Möglichkeiten der Referenzermittlung gemäß der EU- WRRL

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) sieht u.a. eine Bewertung der ökologischen Gewässerqualität von Seen > 50 ha innerhalb einer 5-stufigen Bewertungsskala mit den Zuständen „sehr gut“ bis „schlecht“ vor. Zur Festlegung des sehr guten ökologischen Zustands wird vorgeschlagen, u.a. den anthropogen unbeeinflussten Zustand des Gewässers als Leitbild heranzuziehen. In diesem Fall handelt es sich meist um ein historisches Leitbild. Eine andere Möglichkeit bestünde darin, den derzeit besten ökologischen Zustand als Leitbild zu übernehmen. Für die Flachseen der Norddeutschen Tiefebene existieren weder sehr gute noch gute ökologische Zustände und scheiden damit für die Referenzermittlung aus. In der Mehrzahl handelt es sich um stark anthropogen überformte Gewässer mit hohem Trophiegrad (eu-hypertroph) (Mietz et al. 1996). Folglich bietet sich für diesen Gewässertyp eine Referenzzustandsermittlung mit paläolimnologischen Methoden an. Das Hauptproblem für diese Gewässer läßt sich folgendermaßen beschreiben: Bedeutet der sehr gute ökologische Zustand Dominanz von Makrophyten oder Phytoplankton? Wenn die Seen planktondominiert sind, ergibt sich die Frage nach dem „zulässigen“ Anteil von Cyanobakterien, die derzeit das Hauptproblem der Seen darstellen. Eine besondere Rolle spielen in diesem Gewässertyp die submersen Makrophyten, da sie die Resuspension verringern, dem Zooplankton Schutz vor dem Fraßdruck der Fische bieten, allelopathische Substanzen abgeben, die das Wachstum des Phytoplanktons hemmen, direkt oder indirekt (durch den Aufwuchs) mit dem Phytoplankton um die im Freiwasser verfügbaren Nährstoffe konkurrieren und notwendiges Habitat für einige piscivore Fische sind, die den Bestand an zooplanktivoren Fischen reduzieren können (Scheffer 1998). Durch diese Mechanismen kommt es in Flachseen zu einem makrophyten-dominierten Klarwasserzustand, der auch bei steigenden Nährstoffkonzentrationen relativ lange erhalten bleiben kann. Kommt es durch Überschreitung eines Schwellenwertes oder durch andere Prozesse (z.B. Stürme, Herbivorie) zum totalen Verlust der Unterwasservegetation, schlägt das System in den trüben, phytoplankton-dominierten Zustand um. Dieser stabilisiert sich ebenfalls durch eine Reihe von Mechanismen selbst, so dass für einen Rückumschlag ein deutlich geringerer Schwellenwert unterschritten werden muss. Es tritt also eine Hysterese auf. In einem mittleren Bereich an Nährstoffkonzentrationen können beide Zustände alternativ stabil vorkommen (Scheffer 1998). Die Dominanz von filamentösen Cyanobakterien gegenüber anderen Algenklassen kann ebenfalls als alternativer stabiler Zustand der Algengemeinschaft in Flachseen angesehen und mit dem Hysterese-Modell beschrieben werden (Scheffer et al. 1997). Hohe Phosphorkonzentrationen führen durch

zunehmendes Algenwachstum zu einer Trübungszunahme, die Cyanobakterien einen zunehmenden Vorteil gegenüber anderen Algenklassen verschafft, da sie sich u.a. durch größere Trübungstoleranz auszeichnen und selbst eine stärkere Trübung pro Biomasseneinheit verursachen. Im Bereich mittlerer Nährstoffkonzentrationen sind sowohl der cyanobakterien-dominierte als auch der durch andere Algen dominierte Zustand möglich (je nach Lage der Ausgangstrübung über oder unter einem kritischen Schwellenwert). Hohe Durchflussraten, geringe Wintertemperaturen und allelopathische Substanzen von Makrophyten begünstigen dagegen aufgrund der relativ langsamen Wachstumsraten von Cyanobakterien andere Algenklassen. Für Flachseen ergeben sich damit als drei mögliche alternative Gleichgewichtszustände die Dominanz von Makrophyten, diversem Phytoplankton und filamentösen Cyanobakterien. Je näher die kritischen Trübungsgrenzwerte beisammen liegen, bei denen die Vegetation verschwindet und Cyanobakterien dominant werden, desto unwahrscheinlicher ist jedoch die Dominanz von diversem Phytoplankton (Scheffer 1998).

Besonders in Hinblick auf eine effektive Gewässersanierung ist es entscheidend, ob der See erst in der jüngeren Vergangenheit durch erhöhten Nährstoffeintrag, z.B. über Abwässer und Landwirtschaft, eutrophiert wurde oder schon längerfristig einen hohen Nährstoffstatus aufwies und ob eine ökologische Degradation natürlich oder anthropogen bedingt ist. Folgende alternative Hypothesen lassen sich zur Beschreibung des anthropogen unbeeinflussten Ausgangszustands ungeschichteter kalkreicher Flachseen des Tieflandes formulieren:

- Die Brandenburger Flachseen waren vor ca. 2000 Jahren nährstoffarm und makrophytendominiert. Durch anthropogene Nährstoffzufuhr nahmen die Sedimentationsraten langsam zu, Wechsel zwischen Makrophyten- und Phytoplankton-Dominanz traten auf, und Phasen mit erhöhtem Cyanobakterienvorkommen lassen sich erst spät (ab der Industrialisierung nach 1800) nachweisen.
- Die Brandenburger Flachseen waren bereits vor ca. 2000 Jahren aufgrund ihrer Morphologie relativ nährstoffreich. Wechsel zwischen Makrophyten- und Phytoplankton-Dominanz traten bereits damals auf. Die zusätzliche anthropogene Eutrophierung führte früh zum verstärkten Auftreten von Cyanobakterien.
- Die Brandenburger Flachseen waren vor ca. 2000 Jahren deutlich tiefer und vermutlich planktondominiert. Durch rasch ansteigende Sedimentationsraten und abnehmende Wassertiefe konnten sich zwischenzeitlich Makrophyten etablieren, die dann infolge zunehmender Eutrophierung durch Phytoplankton bzw. Cyanobakterien abgelöst wurden.
- Die Brandenburger Flachseen weisen stark unterschiedliche historische Entwicklungen auf; ein einheitliches Leitbild lässt sich nicht definieren.

Methoden zum Nachweis von Organismengruppen und ihr Einsatz in der Paläolimnologie

Cladocera

Cladoceren werden in paläolimnologischen Studien bevorzugt untersucht, da ihre Überreste in den Sedimenten besonders divers und zahlreich sind und sie sich aufgrund ihrer morphologischen Unterschiede auf Gattungs- und meist Artniveau unterscheiden lassen (Boucherle & Züllig 1983). Die chitinösen Bestandteile der Cladoceren sind weitgehend

resistent gegenüber mikrobiellem Abbau in der Wassersäule und dem Sediment. Methodische Anleitungen finden sich bei Nauwerck (1991) und Boucherle & Züllig (1983). Die Arten werden anhand ihrer Exoskeletteile wie Kopfschilde, Schale, Postabdomen, Krallen, Mandibeln und Antennensegmente identifiziert. Die Länge von Körperfortsätzen wie der Antennen und des Dornfortsatzes wurde z.B. als Indikator für die Rekonstruktion des Verhältnisses vertebrater gegenüber invertibrater Räuber genutzt (Kerfoot 1987). Für die Interpretation früherer Umweltbedingungen werden in erster Linie Bosminiden und Chydoriden verwendet, da sich nahezu alle Komponenten ihres Exoskeletts erhalten und so quantitativ ausgewertet werden können (abgesehen vom ersten Entwicklungsstadium), während Taxa der anderen Familien nur unvollständige Abbilder hinterlassen (Frey 1990). Zahlreiche Studien (z.B. Boucherle & Züllig 1983, Hofmann 1986b in Frey 1990, Nauwerck 1991) dokumentieren eine Verschiebung von *Eubosmina longispina* als früheste postglaziale Erscheinungsform hin zu Arten wie *Bosmina coregoni f. kessleri* bis zu *B. coregoni f. coregoni* oder/und *Bosmina longirostis*. Aufgrund der heutigen Verbreitung der unterschiedlichen *Eubosmina*-Taxa in europäischen Seen wurde dies meist als Zeichen für einen Wechsel von oligotrophen zu eutrophen Verhältnissen interpretiert. Nauwerck (1991) zieht dabei eine Immigration von *E. coregoni* bei der Sukzession der Gattung *Eubosmina* im Mondsee (Österreich) in Betracht. Zu berücksichtigen ist, dass keine direkte Beziehung zwischen der Produktivität des Sees und der Sedimentationsrate von Cladoceren-Schalen bestimmter Gattungen besteht, da die Zooplanktongemeinschaft in ihrer Zusammensetzung und Sukzession durch einen Wechsel der planktivoren Fischpopulation beeinflusst wird (z.B. Hofmann 1977). Die Gruppe der Chydoriden gilt als meiobenthisch und hauptsächlich in der litoralen Zone vorkommend, abgesehen von *Chydorus sphaericus*, der in Zeiten großer Produktivität auch planktisch lebt. Allerdings scheinen die Chydoriden nicht auf einen Produktivitätswechsel der Seen zu reagieren, so lange die Litoralzone selbst nicht durch z.B. den Verlust von Makrophyten beeinträchtigt wird (Hofmann 1986a). Der Anteil von Bosminiden gegenüber Chydoriden wurde als Verhältnis von planktischen zu litoralen Formen z.B. von Alhonen (1970b, in Hofmann 1977) dazu genutzt, Wasserstandsschwankungen während der Seegenese zu rekonstruieren. Desweiteren eignen sich Cladoceren aufgrund ihrer spezifischen Temperaturoptima zur Rekonstruktion von Temperaturveränderungen und die säuresensitiven Chydoriden zur Versauerungsrekonstruktion (Steinberg et al. 1988 in Schrenk-Bergt et al. 1998). Auch Ehippien der Cladoceren und Dauereier von Copepoden werden zunehmend in paläolimnologische Studien einbezogen (z.B. Jeppesen et al. 2002). Kerfoot et al. (1999) nahmen nach dem Ausbrüten von Ehippien und Klonen der Daphnien eine Artidentifizierung mittels Allozymnachweis und mitochondrialer (mt)DNA 12S/16S-Daten vor und setzten sowohl Sedimente als auch nachgezüchtete Daphnien in Toxizitätstests ein.

Chironomiden

Chironomiden sind innerhalb der Dipteren die individuen- und artenreichste Gruppe. In Sedimenten erhalten sich nur die Kopfkapseln der Larven und gelegentlich die Hypopygien der adulten Männchen, die für die Artzuweisung herangezogen werden. Die benthisch lebenden Profundaltaxa können anhand ihrer Kopfkapseln in der Regel bis zur Art, die weitaus diverseren Litoraltaxa oft nur auf Gattungs- oder Unterfamilienniveau bestimmt werden. In Europa wird derzeit eine *Tanytarsus lugens*-Gemeinschaft, deren Arten obligat kaltstenotherm sind und hohe Sauerstoffansprüche haben, als typisch für oligotrophe Bedingungen angesehen. Allerdings ist die Gattung *Tanytarsus* nur durch wenige Arten im Tiefenwasser vertreten. Es wird angenommen, dass der postglaziale Temperaturanstieg zunächst zu einer Beschränkung dieser Gemeinschaft auf die Kaltwasserbereiche der

geschichteten Seen führte, die Erwärmung des Epilimnions dann aber die Ausbreitung wärmertoleranterer Arten ins Litoral begünstigte. Bei unzureichender Sauerstoffverfügbarkeit im Tiefenbereich der Seen ersetzen Gattungen wie *Chironomus* die ehemalige Gemeinschaft. Die Arten *Sergentia coracina* und *Stictochironomus rosenschoeldi* repräsentieren einen Zwischenzustand (Frey 1990). Hofmann (1983) wies in einem Flachsee Norddeutschlands für das Spätglazial ebenfalls kaltstenotherme Taxa der *Tanytarsus lugens*-Gemeinschaft nach, die im Postglazial fehlten. Die Sukzession der Chironomidentaxa führt er nicht auf trophische, sondern auf klimatische Bedingungen und Sedimentationsprozesse zurück. Laut Brodersen et al. (in press) reflektieren die Änderungen in der Chironomidenzusammensetzung nach eigenen Sedimentuntersuchungen in einem Flachsee den Eutrophierungsprozess und die Makrophytensukzession. Faktoren wie das Vorkommen von Makrovegetation sowie periphytischen und planktischen Mikroalgen als Hauptnahrungsquelle makrophyten-assoziiierter Chironomiden und Änderungen in der Sedimentstruktur haben dabei einen Einfluss.

Diatomeen (s. I. Schönfelder in diesem Heft)

Pflanzliche Makrofossilien

Die häufigsten und oft gut erhaltenen pflanzlichen Makrofossilien in Seesedimenten sind Samen und Früchte. Auch Koniferennadeln, Knospenschuppen, Blütenkätzchen, Wurzeln, Gewebefragmente, Blätter und Oosporen der Characeen können vorkommen. Aufgrund ihrer Größe werden diese Pflanzenteile meist nicht weit vom Ursprungsort abgelagert, sind häufig bis auf Artniveau identifizierbar und können dementsprechend zur Rekonstruktion der lokalen Pflanzengemeinschaft herangezogen werden (Birks & Birks 1980). Die aquatische Vegetation (emerse Uferpflanzen, Schwimmblattpflanzen und submerse Makrophyten) ist nicht vollständig im Bestand makrofossiler Pflanzenreste repräsentiert (Birks 1980). Eine vollständige Rekonstruktion der Unterwasser- und Uferflora ist also nicht möglich. Da ihre Verteilung durch eine Reihe von Parametern beeinflusst wird (z.B. Hannon & Gaillard 1997), lassen sich jedoch aus der Analyse der makrofossilen Reste der aquatischen Flora Rückschlüsse auf verschiedene Veränderungen im See ziehen (z.B. Trophie, Wasserspiegelschwankungen) und insbesondere in Flachseen Phasen der Dominanz submerser Makrophyten finden (z.B. Sayer et al. 1999, Birks et al. 2001). Da sich die größten Mengen an Samen und Früchten von Unterwasserpflanzen in der Nähe ihrer Entstehung finden (Birks 1980) und die Unterwasserflora auch in Flachseen oft nicht gleichmäßig über den See verteilt ist (in größeren Seen bleiben windexponierte Bereiche oft unbesiedelt), ist eine Untersuchung mehrerer Sedimentkerne aus verschiedenen Litoralbereichen sinnvoll.

Pflanzliche Makrofossilien werden in relativ kleinen Mengen produziert, so dass mindestens 100 cm³ Sediment untersucht werden müssen. Die Ergebnisse werden häufig rein qualitativ (abwesend/vorhanden), in Häufigkeitsklassen oder als Anzahl je Flächen- oder Volumeneinheit bzw. bei bekannter Sedimentationsrate als Makrophyteninflux je Flächeneinheit und Jahr dargestellt. Clusteranalysen können auf Grundlage der Berechnung numerischer Ähnlichkeit zwischen jedem möglichen Taxa-Paar genutzt werden, um Pflanzengruppen nach ähnlichem zeitlichem Vorkommen abzugrenzen (Birks & Birks 1980).

Pigmente

In Sedimenten erhaltene Pigmente (membrangebundene Chlorophylle und Carotinoide) wurden in zahlreichen Studien als Indikatoren für die ehemalige Primärproduktion in Seen

(z.B. Adams & Prentki 1986) oder für die Trophie (Guilizzoni et al. 1986, Züllig 1989) genutzt. In multi-parametrischen Studien wurden fossile Pigmentstratigraphien z.B. in Verbindung mit Diatomeen (Lotter 2001) oder Cladoceren (Leavitt et al. 1989) ausgewertet. In einigen Fällen konnte eine Proportionalität zwischen dem Pigmentvorkommen in Sedimenten und der Algenabundanz in der Wassersäule nachgewiesen werden (Guilizzoni et al. 1983, Adams & Prentki 1986, Steenbergen et al. 1994). Rückschlüsse vom Pigmentvorkommen in Sedimenten auf das ehemalige Phytoplanktonvorkommen werden jedoch durch Degradationsmechanismen in der Wassersäule und in den oberflächlichen Sedimentschichten (Frühdiagenese), die zu Pigmentverlust und -modifikation führen, erschwert (z.B. Leavitt & Carpenter 1990, Lenhard 1995). Als den Pigmenterhalt fördernde Faktoren werden u.a. eine rasche Sedimentationsgeschwindigkeit, geringe Photo- und chemische Oxidation und wenig Grazing durch Zooplankton angesehen (z.B. Cuddington & Leavitt 1999), wobei die Faecespartikel andererseits eine größere Sinkgeschwindigkeit aufweisen und daher stärker vor Photooxidation in der Wassersäule geschützt sind (Leavitt & Brown 1988). Nach Angaben von Lenhard (1996) wurden im Bodensee nur 0,4 - 2 % der in der trophogenen Zone produzierten Pigmente dauerhaft im Sediment abgelagert. Die Frühdiagenese in den Sedimenten bzw. die Abbaurate ist pigmentspezifisch. So sind die Chlorophyllderivate bei Anwesenheit von Sauerstoff weniger stabil als Carotinoide (z.B. Leavitt & Carpenter 1990). Innerhalb der Carotinoide sind Xanthophylle mit Epoxidgruppe wie Peridinin oder Fucoxanthin labil gegenüber einer Degradation. Als deutlich stabiler gelten die Pigmente Alloxanthin, Lutein und Zeaxanthin sowie insbesondere β -Carotin und Echinenon (z.B. Steenbergen et al. 1994), die teilweise als Leitpigmente für das Vorkommen von Cryptophyta (Alloxanthin), Chlorophyta und höhere Pflanzen (Lutein) sowie Cyanobakterien (Echinenon) herangezogen werden. Carotine und Echinenon werden dementsprechend auch als gute Biomasseindikatoren der jeweiligen taxonomischen Gruppen angesehen. Als Leitpigmente für Cyanobakterien wurden weiterhin Myxoxanthophyll, Canthaxanthin oder auch Oscillaxanthin (für die Gattung *Planktothrix*) herangezogen.

Pollen

Der Pollen windblütiger Samenpflanzen wird in großen Mengen produziert und verteilt sich weit und relativ gleichmäßig in der Luft und dem Wasser. Unter nichtoxidativen Bedingungen sind die Pollenexinen abbauresistent. Die taxonomische Zuordnung (Familien, Gattungen, z.T. auch Arten) ist gut bekannt. Aufgrund der Häufigkeit des Pollens in Sedimenten ist nur wenig Untersuchungsmaterial nötig und eine feinskalige Aufteilung der Proben möglich. Die Pollenführung in limnischen Sedimenten spiegelt in zeitlich kontinuierlicher Abfolge Zustand und Veränderungen der terrestrischen Vegetation in der Umgebung und dem Einzugsgebiet von Seen sowie der Ufer- und Wasservegetation wider und lässt Rückschlüsse auf das Klima (langjährige Temperatur und Niederschlagsverhältnisse) und Bodeneigenschaften zu. Landwirtschaftliche andere Nutzungen zeichnen sich meist durch einen Rückgang von Baumpollen bei gleichzeitigem Auftreten des Pollens von Kulturpflanzen (Getreide etc.) und deren Begleiter (Segetal- und Ruderalarten) ab. Die Menge des Polleneintrags über die Atmosphäre und den Wasserzustrom wird durch morphometrische wie topografische Faktoren des Gewässers beeinflusst (Wetzel 1975). Die Pollenanalyse stellt darüber hinaus eine sinnvolle Ergänzung zum Nachweis der pflanzlichen Makrofossilien dar, da viele Pflanzengruppen wie Bäume, Sträucher und Kräuter nur über ihren Pollen erfasst werden können. Zudem sind Gattungen aus den Lebensformtypen der Wasser- und Ufervegetation im Pollenniederschlag fassbar (z.B. *Potamogeton*, *Myriophyllum*, *Nymphaea*, *Nuphar*, *Trapa*, *Stratiotes*, *Typha*, *Sparganium*, *Cladium*, *Scirpus*; *Phragmites* jedoch nur innerhalb des Poaceae-Typs). Submers blühende Gattungen (*Najas*, *Ceratophyllum*, *Zanichellia*)

produzieren hingegen keinen identifizierbaren Pollen (Birks & Birks 1980). Jedoch finden sich in den aufbereiteten Pollenproben oftmals weitere bestimmbare Gewebereste wie *Ceratophyllum*-Blattstacheln, Nymphaeaceae-Trichome sowie Algenkolonien von *Pediastrum*, *Botryococcus* u.a.

Pollenstratigraphische Korrelationen nach mitteleuropäischen Zonierungen des Spät- und Postglazials (vegetationsgeschichtliche Abschnitte und Klimaperioden, Lang 1994) sowie nach regionalen und lokalen Kriterien datieren zugleich die neugewonnenen limnischen Sedimentfolgen (Brande in press). Punktuell ermittelte ^{14}C -Daten aus dem untersuchten Sediment selbst ermöglichen einen wechselseitigen Abgleich. Projektrelevante Zeitebenen sind nach Brande (2001):

- die Völkerwanderungszeit (um 400 - 700 n. Chr.) als Periode geringen anthropogenen Einflusses zur Zeit der postglazialen Klimaxvegetation mit Rot- und Hainbuche
- das Hochmittelalter als Periode der großflächigen Rodungen und des planmäßigen Landesausbaus in Verbindung mit der Anlage zahlreicher Wassermühlen zwischen 1150 und 1250 n. Chr.
- die neuzeitliche vorindustrielle Periode bis ca. 1800 n. Chr. durch den Nachweis angepflanzter Zierbäume wie Platane und Rosskastanie.

Die drei Zeitebenen liegen innerhalb der für Berlin und Brandenburg definierten regionalen Pollenzonen 14 und 15 (*Pinus-Fagus-Carpinus-Secale* und *Pinus-Secale-Rumex* nach Brande 1990, 1996).

^{14}C -Datierung

Das radioaktive Isotop ^{14}C entsteht in der hohen Atmosphäre durch Wechselwirkung von schnellen Neutronen mit ^{14}N und wird wie die anderen natürlichen Kohlenstoffisotope in alle Kohlenstoffverbindungen eingebaut. Über CO_2 erfolgt die Aufnahme von ^{14}C in Pflanzen. Bis zum Absterben einer Pflanze entspricht die Isotopenzusammensetzung des Kohlenstoffs dem der Atmosphäre, danach zerfällt das vorhandene ^{14}C entsprechend seiner Halbwertszeit von 5730 Jahren zu ^{14}N unter Aussendung von β^- -Teilchen. Aus der im toten Organismus verbliebenen spezifischen ^{14}C -Aktivität und dem $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ Isotopenverhältnis der Atmosphäre lässt sich dann das Alter der Probe im Radioassay bestimmen. Die Analyseverfahren setzen eine Mindestmenge an Kohlenstoff voraus. Kontaminationsgefahr besteht durch „modernen“ Kohlenstoff. Aufgrund der säkularen Schwankungen der ^{14}C -Produktion in der Atmosphäre sind Kalibrierungen nötig. Fehlinterpretationen ergeben sich durch Materialumlagerung oder wenn der Zeitpunkt, ab dem der Organismus nicht mehr im Isotopenaustausch mit der Luft stand, nicht dem Zeitpunkt der Sedimentation entspricht. Bei Bäumen sind z.B. ältere Jahresringe vom Austausch mit der Atmosphäre abgeschnitten; Holz aus dem Innern täuscht also ein höheres Alter vor. Daher werden kleinere, schneller wachsende Pflanzenteile bevorzugt (Bothe 2000). In Hartwasserseen wird bei der Photosynthese auch rückgelöster Kohlenstoff fixiert, dessen ^{14}C -Aktivität nicht im Gleichgewicht mit der Atmosphäre steht, so dass ein höheres Alter im abgelagerten Material vorgetäuscht wird. Die ^{14}C -Methode erlaubt Datierungen über 300 - 40.000 Jahre. Für kürzere Zeitabschnitte sind andere radiometrische Methoden wie die ^{137}Cs -Datierung (0 – 45 Jahre, basierend auf radioaktivem Fallout im Zuge von Kernwaffentests und dem Reaktorunfall in Tschernobyl) und die ^{210}Pb -Datierung (0-100 Jahre, s. auch Bothe 2000) vorzuziehen.

Literatur

- Adams, M.S. & R.T. Prentki, 1986. Sedimentary pigments as an index of the trophic status of Lake Mead. *Hydrobiologia* 143: 71-77.
- Alhonen, P., 1970b. On the significance of the planctonic/littoral ratio in the cladoceran stratigraphy of lake sediments. *Commentationes Biologicae. Soc. Scient. Fennica* 35: 1-9.
- Birks, H.H., 1980. Plant macrofossils in Quaternary lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.* 15: 1-60.
- Birks, H.J.B. & H.H. Birks, 1980. *Quaternary Paleocology*. Edward Arnold, London.
- Birks, H.H., S.M. Peglar, I. Boomer, R.J. Flower & M. Ramdani, 2001. Palaeolimnological responses of nine North African lakes in the CASSARINA Project to recent environmental changes and human impact detected by plant macrofossil, pollen and faunal analysis. *Marine Biology* 133, 519-525.
- Bothe, M., 2000. Radiometrische Methoden. In BMBF-Verbundvorhaben (Abschlussberichte): Geogene Hintergrundbelastungen im Elbeinzugsgebiet. Die Belastung der Elbe-Teil 2: 29-36.
- Boucherle, M.M. & H. Züllig, 1983. Cladoceran remains as evidence of change in trophic state in three Swiss lakes. *Hydrobiologia* 103: 141-146.
- Brande, A., 1990. Eine Synthese zur säkularen Landschaftsentwicklung in Berlin (West). *Verh. Berl. Bot. Ver.* 89: 21-31.
- Brande, A., 1996. Type Region D-s, Berlin. In B.E. Berglund, H.J.B. Birks, M. Ralska-Jasiewiczowa & H.E. Wright (Eds), *Paleoecological events during the last 15000 years: Regional syntheses of paleoecological studies of lakes and mires in Europe*: 518-523.
- Brande, A., 2001. Erster Bericht der pollenanalytischen Untersuchungen. In B. Nixdorf & U. Mischke (unveröff.), *Projektzwischenbericht: Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg*, 69 S.
- Brande, A., im Druck. Late pleistocene and holocene pollen stratigraphy of Lake Stechlin. In R. Koschel (Ed.), *Advances in Limnology: Lake Stechlin – An approach to understanding an oligotrophic lowland lake*. *Archiv für Hydrobiologie*.
- Brodersen, K.P., B. v. Odgaard, O. Vestergaard & N.J. Anderson, im Druck. Chironomid stratigraphy in the shallow and eutrophic Lake Sobygaard, Denmark: chironomid-macrophyte co-occurrence. *Freshwater Biology* 43.
- Cuddington, K. & P.R. Leavitt, 1999. An individual-based model of pigment flux in lakes: implications for organic biogeochemistry and paleoecology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1964-1977.
- EU (Europäische Union), 2000. 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 (Wasserrahmenrichtlinie). *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327*: 72 S.
- Frey, D.G., 1990. Littoral and offshore communities of diatoms, cladocerans and dipterous larvae, and their interpretation in paleolimnology. In R.B. Davies (Ed.), *Paleolimnology and the reconstruction of ancient environments – Paleolimnology Proceedings of the XII INQUA Congress*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 133-145.
- Guilizzoni, P., G. Bonomi, G. Galanti & D. Ruggio, 1983. Relationship between sedimentary pigments and primary production: evidence from core analyses of twelve Italian lakes. *Hydrobiologia* 103: 103-106.

- Guilizzoni, P., A. Lami, D. Ruggio & G. Bonomi, 1986. Stratigraphy of specific algal and bacterial carotenoids in the sediments of Lake Varese (N. Italy). *Hydrobiologia* 143: 321-325.
- Hannon, G.E. & M.-J. Gaillard, 1997. The plant-macrofossil record of past lake-level changes. *Journal of Paleolimnology* 18: 15-28.
- Hofmann, W., 1977. *Bosmina (Eubosmina)* populations of the Großer Segeberger See during late glacial and postglacial times. *Arch. Hydrobiol.* 80 (3): 349-359.
- Hofmann, W., 1983. Stratigraphy of Cladocera and Chironomidae in a core from a shallow North German lake. *Hydrobiologia* 103: 235-239.
- Hofmann, W., 1986a. Developmental history of the Grosser Plöner See and the Schöhsee (North Germany): cladoceran analysis, with special reference to eutrophication. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 74: 259-287.
- Hofmann, W., 1986b. Analyse tierischer Mikrofossilien in Seesedimenten: Langfristige Veränderungen der limnischen Fauna im Zusammenhang mit der Entwicklung ihres Lebensraumes. Habilitationsschrift. Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, S. Amsinck, F. Landkildehus, T. Lauridsen & S.F. Mitchell, 2002. Reconstructing the historical changes in *Daphnia* mean size and planktivorous fish abundance in lakes from the size of *Daphnia ephippia* in the sediment. *Journal of Paleolimnology* 27: 133-143.
- Kerfoot, W.C., 1987. Translocation experiments: *Bosmina* responses to copepod predation. *Ecology* 68: 596-610.
- Kerfoot, W.C., J.A. Robbins & L.J. Wieder, 1999. A new approach to historical reconstruction: Combining descriptive and experimental paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.* 44 (5): 1232-1247.
- Lang, G., 1994. Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Gustav Fischer Verlag, Jena: 462 S.
- Leavitt, P.R. & S.R. Brown, 1988. Effects of grazing by *Daphnia* on algal carotenoids: Implications for paleolimnology. *J. Paleolimnol.* 1: 201-214.
- Leavitt, P.R., S.R. Carpenter & J.F. Kitchell, 1989. Whole-lake experiments: The annual record of fossil pigments and zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 34 (4): 700-717.
- Leavitt, P.R. & S.R. Carpenter, 1990. Aphotic pigment degradation in the hypolimnion: Implications for sedimentation studies and paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.* 35 (2): 520-534.
- Lenhard, A., 1995. HPLC-Analytik zur Rekonstruktion von Phytoplanktonentwicklungen. Konstanzer Dissertationen 467, Hartung-Gorre Verlag, Konstanz: 191 S.
- Lenhard, A., 1996. Phytoplanktonpigmente im Sediment als Spiegelbild von Umweltänderungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 1995: 124-128.
- Lotter A.F., 2001. The paleolimnology of Soppensee (Central Switzerland), as evidenced by diatom, pollen, and fossil-pigment analyses. *Journal of Paleolimnology* 25: 65-79.
- Mietz, O., A. Riemer & I. Gabrysch, 1996: Die limnologischen Verhältnisse der Seen im Jungmoränenland Brandenburg. In Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland.
- Nauwerck, A., 1991. The history of the genus *Eubosmina* in Lake Mondsee (Upper Austria). *Hydrobiologia* 225: 87-103.
- Sayer, C. D., N. Roberts, J. Sadler, C. David & P.M. Wade, 1999. Biodiversity changes in a shallow lake ecosystem: a multi-proxy palaeolimnological analysis. *Journal of Biogeography* 26: 97-114.
- Scheffer, M., 1998: Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.

- Scheffer, M., S. Rinaldi, A. Gragnani, L.R. Mur & E.H. van Nes, 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology* 78: 272-282.
- Schrenk-Bergt, Ch., A.M. Zwick, B.W. Scharf, J. Jüttner, J. Schoenfelder, E. Facher, P. Casper, H. Wilkes & Ch. Steinberg, 1998. Paläolimnologie: Vorteile und Grenzen bei der angewandten Limnologie. In *Handbuch Angewandte Limnologie - 6. Erg.-Lfg.* 10/98, IV-8.3: 1-49.
- Steenbergen, C.L.M., H.J. Korthals & E.G. Dobrynin, 1994. Algal and bacterial pigments in non-laminated lacustrine sediment: Studies of their sedimentation, degradation and stratigraphy. *FEMS Microbiology Ecology* 13: 335-352.
- Steinberg, C., H. Hartmann, K. Arzet & D. Krause-Dellin, 1988. Paleoindication of acidification in Kleiner Arbersee by chydorids, chrysophytes, and diatoms. *J. Paleolimnol.* 1: 149-157.
- Wetzel, R.G., 1975. Historical records of productivity: Paleolimnology. In *Limnology* (2.Auflage), Saunders College Publishing, Philadelphia, Chicago: 707-728.
- Züllig, H., 1989. Role of carotenoids in lake sediments for reconstructing trophic history during the late Quaternary. *Journal of Paleolimnol.* 2: 23-40.

Die Ableitung biozönotischer und chemisch-physikalischer Referenzzustände für Seen in der Ökoregion 14 mittels Diatomeenanalyse

Ilka Schönfelder

Landesumweltamt Brandenburg, Abteilung Ökologie und Umweltanalytik, Berliner Str. 21-25,
14467 Potsdam, E-Mail: schoenfelder@igb-berlin.de

Key words: Diatomeen, Paläolimnologie, Bioindikation, Gesamtphosphor, Referenzbedingungen

Abstract

The member states of the European Community shall finish the establishment of type-specific reference conditions for surface water body types in the ecoregion 14 up to 2004. Not for all types of lakes and rivers such reference conditions can be derived spatially based, especially for shallow flushed lakes methods are necessary based on modelling. Type-specific biological and physico-chemical reference conditions based on modelling may be derived using hindcasting methods. One valid opportunity to obtain quantitative data about the natural biota and physico-chemical conditions is to analyse fossil diatom communities in sediment cores and to reconstruct nutrient concentrations based on diatom-environment-transfer functions. These quantitative paleolimnological approaches make use of multivariate statistics and regional calibrated data sets. Former studies on flushed lakes with a great catchment area such as Lake Großer Treppensee have shown that the anthropogenic influence on water quality was evident since AD 1250. The anthropogenic impact on several flushed lakes with a small catchment area were indicated by fossil diatoms not before the end of the 18th century.

Referenzzustände im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie

Eine Anforderung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) ist es, bis zum Jahr 2004 „typspezifische hydro-morphologische, physikalisch-chemische und biologische Referenzbedingungen für den sehr guten ökologischen Zustand für alle Oberflächenwasserkörper“ (verbindlich für Fließgewässer >10 km² Einzugsgebiet bzw. für Seen >50 ha Fläche) festzulegen. Der sehr gute ökologische Zustand ist in der Richtlinie als Zustand gekennzeichnet, der keine oder nur geringe anthropogene Änderungen aufweist. Er dient als Anschlagpunkt für die Messlatte der künftigen Gewässergütebewertung und spiegelt sich in der zu erfassenden Qualität der biologischen Elemente Phytoplankton, Phytobenthos, benthische wirbellose Tiere und Fische wider. Der Zeitplan zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, bis zum Jahr 2014 zumindest einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Der ökologische Zustand wird als „gut“ bewertet, wenn die biologischen Elemente in Zusammensetzung und Abundanz nur gering vom typspezifischen, anthropogen ungestörten Zustand abweichen. Für Gewässer, welche die Umweltziele nicht erreichen, müssen entsprechend der Fristen der Richtlinie Maßnahmenprogramme in den Bewirtschaftungsplänen festgelegt werden.

Wegen der erheblichen wirtschaftlichen Nachteile, die eine Nichterreichung der Umweltziele in den Gewässern nach sich ziehen würde, kommt aktuell der gewässerbiologischen

Forschung eine besondere Bedeutung zu. Zum einen muss bis 2004 eine wissenschaftlich begründete Beschreibung des anthropogen ungestörten Zustandes der Gewässertypen erfolgen, um die Messlatte der Gewässerbewertung künftig nicht höher zu hängen, als es den naturräumlichen Voraussetzungen entspricht. Zum zweiten müssen alsbald Verfahren entwickelt werden, mit deren Hilfe bei Nichterreichen des guten ökologischen Zustandes in Seen und Flüssen die Ursachen der ökologischen Störungen diagnostiziert werden können. Damit kann insbesondere ein effizienter Einsatz von Mitteln im Rahmen künftiger Gewässerschutzmaßnahmen gelenkt werden.

Wie können ökologische Referenzzustände ermittelt werden?

In Anhang II § 1.3 iii der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist ausgeführt: „Die typspezifischen Bedingungen ... können entweder raumbezogen oder modellbasiert sein oder sie können durch Kombination beider Verfahren abgeleitet werden“. Die raumbezogene Herangehensweise setzt eine gewisse Mindestanzahl von Referenzgewässern gleichen Typs voraus, deren biologische Daten miteinander verglichen und zum Referenzzustand aggregiert werden können. Tatsächlich gibt es in der Ökoregion 14, schwerpunktmäßig in den Nationalparks, Biosphärenreservaten und Naturparks, noch anthropogen weitgehend ungestörte bzw. renaturierte Seen. Die meisten dieser gut geschützten Seen sind aber wesentlich kleiner als 50 ha und entsprechen damit hinsichtlich ihrer Topographie und Morphologie nicht in jedem Falle den berichtspflichtigen ökologischen Seentypen. Weiterhin sind nicht alle Seentypen in Schutzgebieten repräsentiert. So sind z.B. alle durchflossenen Seen gegenwärtig noch m.o.w. starken anthropogenen Einflüssen ausgesetzt und können somit nicht als Referenzgewässer herangezogen werden.

Die Referenzbedingungen für die künftige Gewässerbewertung müssen deshalb mit wissenschaftlichen Methoden, z.B. der Retrospektive erarbeitet oder zumindest validiert werden. Daher sollte von der in der Richtlinie benannten Methode der Anwendung modellbasierter Rückberechnungsverfahren unter Verwendung historischer und paläologischer Daten Gebrauch gemacht werden. Dem entsprechende Grundlagendaten werden gegenwärtig am Landesumweltamt Brandenburg im Projekt „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel – Teilprojekt 1: Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotische Bewertungsansätze für Flusseen“ (BMBF-Förderung 01.2002-10.2004, www.havelmanagement.de) beispielhaft erarbeitet.

Ableitung biozönotischer Referenzzustände

Jeppesen et al. (2001) verweisen auf die Einsatzmöglichkeiten paläolimnologischer Arbeitsmethoden zur Bestimmung des annähernd natürlichen Zustandes im Rahmen der EU-WRRL. Der wissenschaftliche Aspekt der Bestimmung der biozönotischen, physikalischen und chemischen Referenzzustände sowie die Diagnose von Belastungsursachen bilden heute Schwerpunkte der quantitativen Paläolimnologie. Mit der Analyse von Mikrofossilien aus Sedimentkernen wird der biozönotische Wechsel von der anthropogen unbeeinflussten nacheiszeitlichen Sukzession zur kulturell bedingten Dynamisierung derselben abgebildet. Die ökologische Analyse der Ursachen dieser floristischen (und faunistischen) Sukzessionen stützt sich heute auf verschiedene univariate und multivariate statistische Verfahren der ökologischen Ursache-Wirkungs-Analyse (vgl. Schönfelder 2000 bzgl. eines umfassenden Reviews am Beispiel der Kieselalgen).

Die weltweit am häufigsten eingesetzten paläolimnologischen Indikatoren sind die Diatomeen (Kieselalgen, Bacillariophyceae). Sie stellen den größten Teil der Biomasse des Aufwuchses (Mikrophytobenthos) und des Phytoplanktons in Flüssen und in vielen Seentypen. Kieselalgen verfügen über ein breites Spektrum ökologisch spezialisierter Arten. Von den mehr als 500 in Berlin und Brandenburg nachgewiesenen Diatomeentaxa erwiesen sich 304 als sensible Indikatoren der Wasserbeschaffenheit (Schönfelder et al. 2002). Stellvertretend für die Vielzahl möglicher Indikatoren sind in den Abbildungen 1 und 2 Charakterarten für dystrophe bzw. oligotrophe Bedingungen dargestellt.

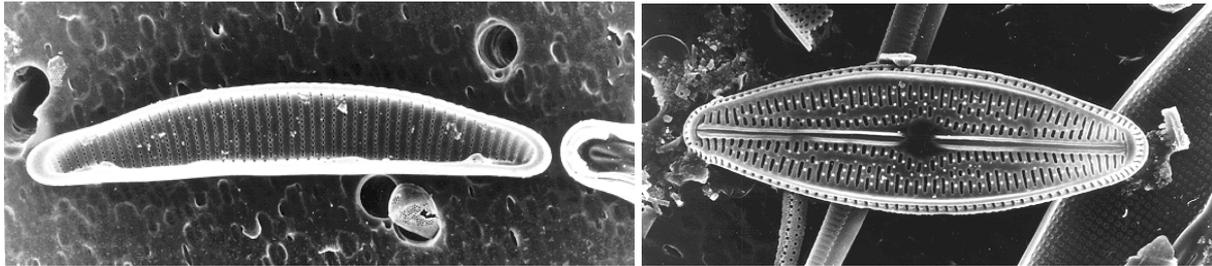


Abbildung 1: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Charakterarten huminsaurer, gut gepufferter Gewässer: *Eunotia incisa* Gregory (links, Länge 25,6 μm) und *Brachysira brebissonii* Ross (17,3 μm) aus dem dystrophen Barssee bei Groß Väter (Aufnahmen W. Scheffler & I. Schönfelder).

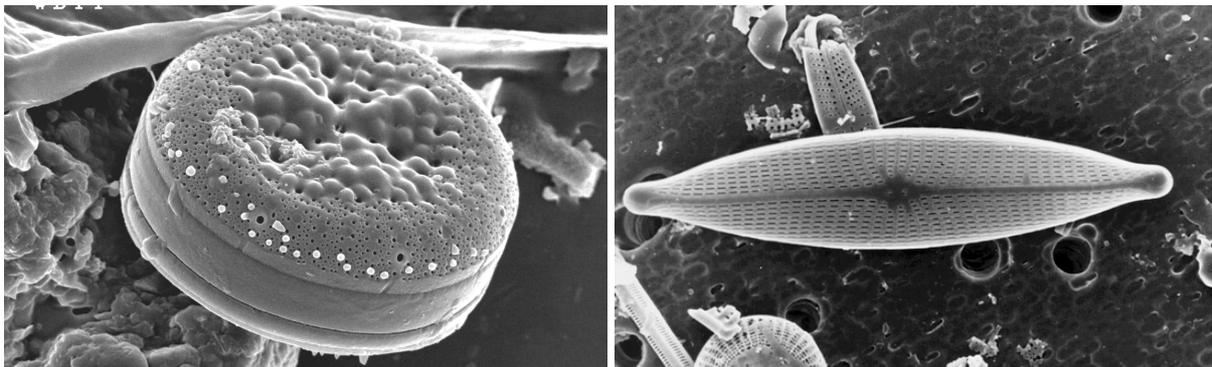


Abbildung 2: Nährstoffsensible Arten aus dem Plankton (links, *Cyclotella tripartita* Håkansson, Durchmesser 7,5 μm) und den Aufwuchsgemeinschaften (rechts, *Navicula subalpina* Reichardt, Länge 29,5 μm) aus dem Stechlinsee (Aufnahmen W. Scheffler & I. Schönfelder).

Das Ausmaß der Langzeitveränderungen der Diatomeengesellschaften in einem durchflossenen und heute polymiktischen See kann exemplarisch mit Untersuchungen der Sedimentarchive des Großen Treppensees in Ostbrandenburg belegt werden. Die Auswertung dieser 27 m mächtigen Sedimentarchive, die im Zeitraum seit der letzten Eiszeit vor rund 12 000 Jahren bis heute abgelagert wurden, lassen deutliche Veränderungen in den planktischen als auch benthischen Gemeinschaften (Abb. 3) erkennen. Die oligotraphenten Arten beschränkten sich in ihrem Auftreten ausschließlich auf die späteiszeitliche Phase. Planktische Arten, wie *Cyclotella distinguenda* Hustedt und *Cyclotella ocellata* Pantocsek sowie Arten der Litoralbereiche, wie *Denticula kuetzingii* Grunow und *Navicula subalpina* Reichardt (siehe Abb. 2) wurden in den Diatomeengesellschaften des Großen Treppensees im

Verlauf des frühen Holozäns durch mesotraphente und eher euryöke Arten ersetzt. Die genannten nährstoffsensiblen Arten lassen sich rezent nur noch in den nährstoffärmsten Brandenburger Seen nachweisen. In diesen oligotrophen und schwach mesotrophen, karbonatreichen Seen gehören sie, unabhängig vom Schichtungstyp, zum stetig vorkommenden Artenspektrum.

Zu einer anthropogen bedingten Veränderung in der Artenzusammensetzung kam es im Großen Treppensee bereits ab ca. AD 1230 (entspricht in Abb. 3 einer Sedimenttiefe von 450 cm). Zu diesem Zeitpunkt erreichten typische benthische Eutrophierungszeiger wie *Navicula trophicatrix* Lange-Bertalot und *Amphora libyca* Ehrenberg hohe Dominanzwerte. Etwas später erscheinen auch die eutrathenten Arten des Planktons wie z.B. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen und *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen und signalisieren eine erhöhte Bioverfügbarkeit von Nährstoffen im Freiwasser. Biozönotische Veränderungen, insbesondere in durchflossenen Seen, können also schon relativ frühzeitig, im Hochmittelalter, durch menschliche Nutzungsformen im Einzugsgebiet ausgelöst worden sein. In anderen Seen, z.B. dem Seddiner See südlich von Potsdam, zeigten sich bei analogen Untersuchungen erst in den Sedimentschichten aus dem 19. und 20. Jahrhundert vergleichbar deutliche anthropogene Einflüsse. Durchflossene Seen mit Einzugsgebieten größer als 10 km² reagieren demnach besonders empfindlich auf Änderungen in der Landnutzung in den Einzugsgebieten.

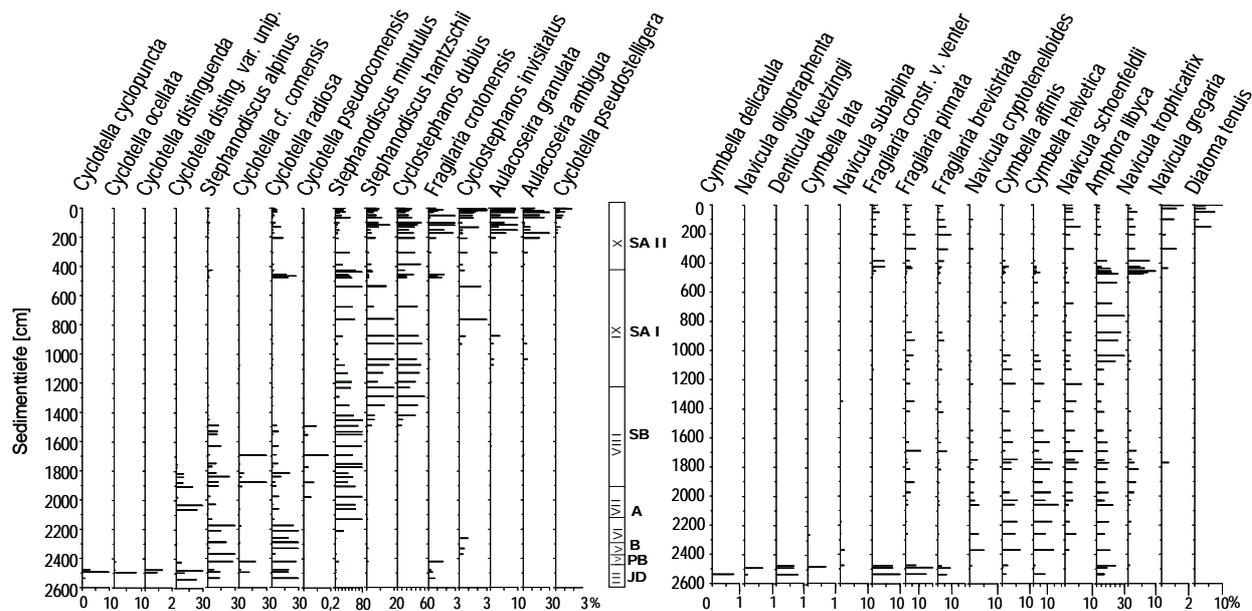


Abbildung 3: Biozönotische Veränderungen im Großen Treppensee (Schlaubetal) während der letzten 13 000 Jahre, dargestellt durch die Veränderung der Auftretensmuster ausgewählter planktischer (links) und benthischer (rechts) Diatomeenarten. Abkürzungen: JD, Jüngere Dryas; PB, Präboreal; B, Boreal; A, Atlantikum; SB, Subboreal; SA, Subatlantikum.

Ableitung physikalisch-chemischer Referenzzustände

Grundlage für die Umweltrekonstruktion mit Diatomeen ist die Bioindikation. Eine Vielzahl von limnochemischen und limnophysikalischen Umweltfaktoren wirken auf die Diatomeen-

assoziationen des Freiwassers und Litorals ein und prägen sie (Abb. 4). Umgekehrt kann man aus der Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften Rückschlüsse auf die Intensitäten bestimmter Umweltvariablen, z.B. die Nährstoffkonzentrationen, ziehen. Da die Diatomeenschalen im Sediment von Seen über Jahrtausende konserviert bleiben, lagern sich so Jahr für Jahr geschichtete Abbilder der Wasserbeschaffenheit ab. Die Diatomeengesellschaften sind unter verschiedenen Umweltbedingungen jeweils so spezifisch zusammengesetzt, dass statistisch enge Korrelationen, sogenannte Diatomeen-Umwelt-Transferfunktionen aufgestellt und für die Analyse potenzieller ökologischer Defizite im Gewässer angewendet werden können. Der Einsatz solcher statistischer Verfahren der Ursache-Wirkungs-Analyse bei der

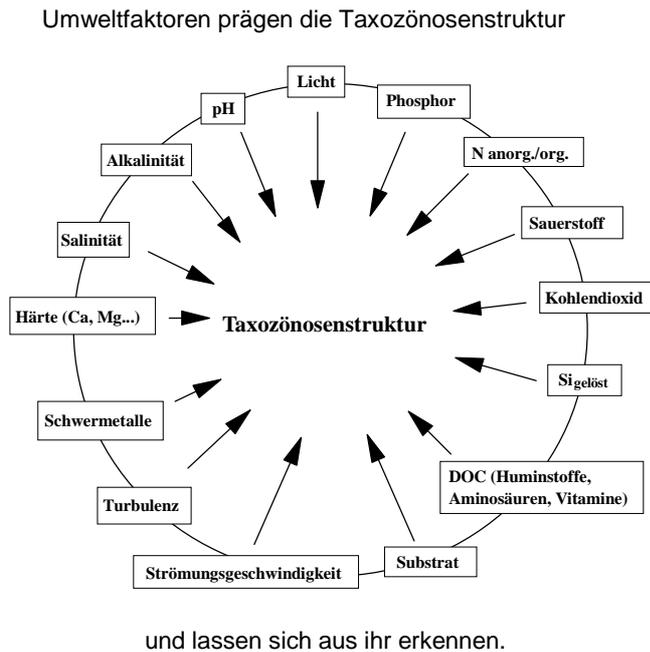


Abbildung 4: Das kausale Wirkungsprinzip der Bioindikation mit aquatischen Taxozönosen.

von Flachseen und Flussauen möglich sind. Für die Komponente Phytoplankton, insbesondere für die planktischen Formen der Diatomeen und auch für die benthischen Diatomeenarten des unteren Sublitorals und des Profundals werden gegenwärtig entsprechende Daten erarbeitet. Die von Süden nach Norden (bzw. vom Tiefland ins Hochgebirge) und von West nach Ost ausgebildeten Gradienten des Klimas und die unterschiedlichsten Einflüsse der Geologie bedingen eine große natürliche Verschiedenartigkeit der Gewässer in Europa. Sowohl der anthropogen unbeeinflusste Zustand als auch der davon abgeleitete „gute ökologische Zustand“ sind damit für einzelne Regionen und Gewässertypen hinsichtlich der vorgegebenen biologischen Qualitätskomponenten gesondert zu ermitteln.

Für die Seen Skandinaviens, Großbritanniens und Nordamerikas wurden vor allem aufgrund der starken wirtschaftlichen Bedeutung der Gewässerversauerung seit den 80er Jahren umfassende Diatomeen-Datensätze erarbeitet und ständig erweitert. Für Mitteleuropa gibt es nur vergleichsweise wenige diesbezügliche Untersuchungen (vgl. Schönfelder 2000). Relativ gut bekannt sind die Planktondiatomeen der alpinen und präalpinen Seen durch die Arbeiten von Wunsam & Schmidt (1995), Wunsam et al. (1995) und Lotter et al. (1998). Aufgrund erheblicher floristischer Unterschiede zwischen alpinen Seen und Seen des Tieflandes sind

Bewertung von Flüssen und See-ökosystemen setzt regionale Eichdatensätze voraus. Diese müssen die gesamte Vielfalt möglicher Konstellationen der Intensitäten der physiologisch wirksamsten Umweltvariablen und ihrer biozönotischen Reaktionen abbilden. Für die Litoraldiatoomeen liegen für den Naturraum Berlin-Brandenburg entsprechende Daten vor (Schönfelder et al. 2002), mit denen entsprechend dem in der quantitativen Paläolimnologie etablierten Algorithmus des "weighted averaging regression with classical deshrinking" (ter Braak & van Dam 1989, Birks et al. 1990, Abb. 5) bereits Auswertungen der Diatomeenbefunde in Sedimenten

die ökologischen Daten aus dem alpinen Raum nicht ohne Prüfung im Norddeutschen Jungmoränenland anwendbar. Nur wenn solche Eichdatensätze auch für die Ökoregion 14 vorliegen, wird mit paläologischen und rezent-ökologischen Methoden der wissenschaftliche Nachweis des direkten Wirkungszusammenhangs zwischen biozönotischen Auslenkungen und Defiziten abiotischer Umweltvariablen in Gewässern, z.B. des Spree-Havel-Systems, erbracht werden können.

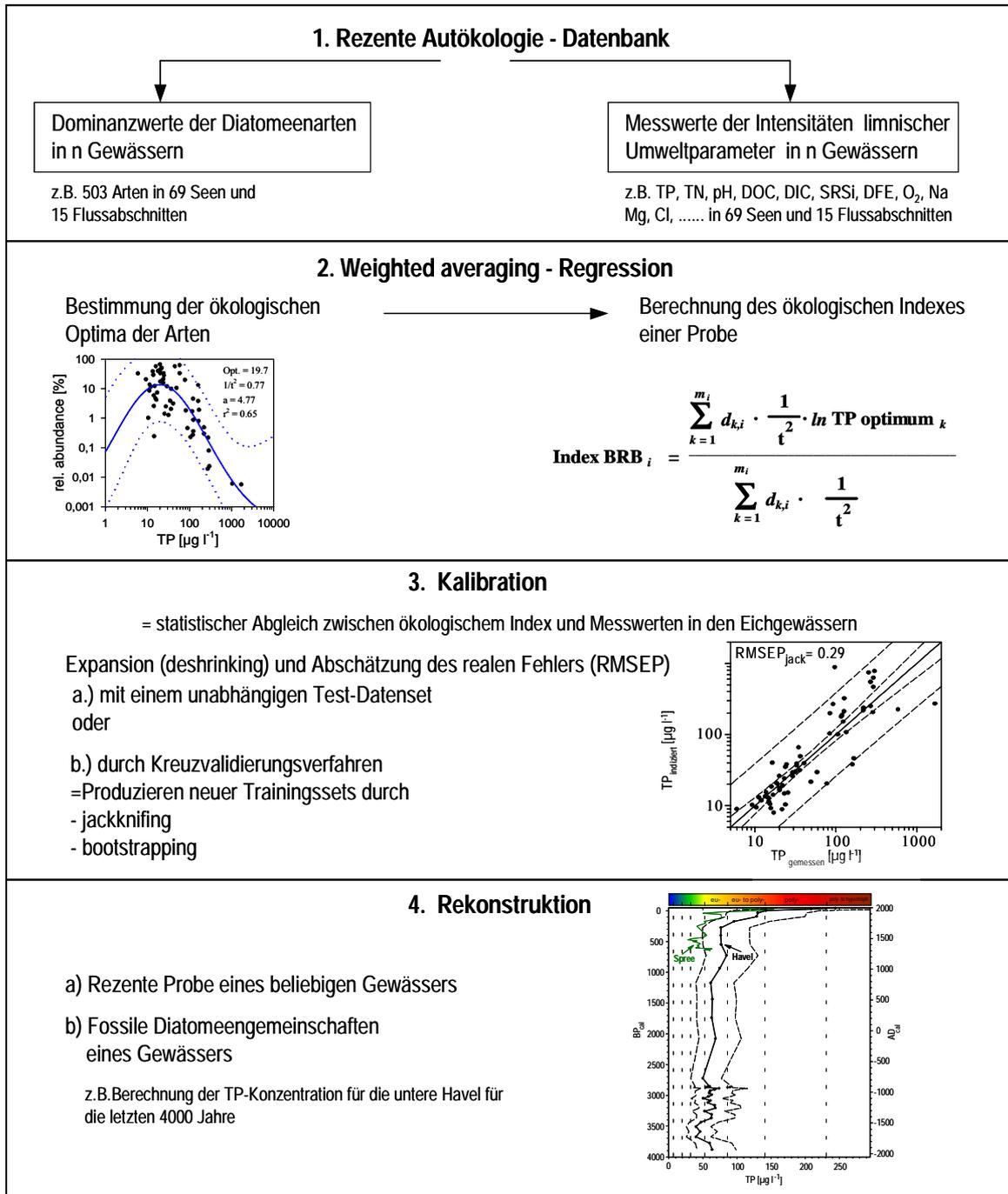


Abbildung 5: Überblick über die Methodik der diatomeenindizierten Umweltrekonstruktion.

Eine besondere Bedeutung kommt künftig multivariat-statistischen Techniken für die quantitative Beschreibung und Skalierung von Umweltgradienten zu. Mithilfe solcher Techniken kann es gelingen, eine synergistische, unabhängige oder antagonistische Wirkung mehrerer vorhandener Belastungsfaktoren auf Indikator-Biozönosen abzubilden. Unter Berücksichtigung der spezifischen Kosten für die Drosselung der einzelnen Belastungsfaktoren können dann wirtschaftliche Handlungsoptionen für Maßnahmenprogramme im Gewässerschutz vorgeschlagen werden. Smol (1995) hob die Rolle der paläolimnologischen Forschung für zukünftige Managementstrategien in anthropogen stark eutrophierten Seen Ontarios (Kanada) hervor: „from a lake management perspective ... long-term data is essential for setting suitable mitigation targets for maintaining ecosystem health“. Die enge Verknüpfung von Grundlagenforschung und praktischer Anwendung paläolimnologischer Arbeitstechniken im Vorfeld von Gewässerrenaturierungsvorhaben dokumentieren auch aktuelle Beispiele aus der Schweiz (z.B. Aquaplus 2001a, b), in denen diatomeenbasierte quantitative Rekonstruktionen der Nährstoffkonzentrationen ein wesentliches Kriterium für die Ableitung realistischer Zielvorgaben geplanter Sanierungen nährstoffbelasteter Seen im Kanton Zürich darstellten.

Ein weiterer Handlungsschwerpunkt der quantitativen aquatischen Ökologie wird die Enthüllung des zeitlichen Verlaufs der Eutrophierung in solchen Seen sein, welche die Umweltziele der EU-WRRL voraussichtlich bis zum Jahr 2014 nicht erreichen werden. Aus der Kenntnis der zeitlichen Verläufe der Eutrophierung können die objektspezifischen Reaktionen der Diatomeen als Indikatorgruppe für den ökologischen Zustand von Gewässern auf eine vollständige Wiederbewaldung (Völkerwanderungszeit, ca. 350-600 AD), eine "extensive" Landnutzung mit eingeschränkter Düngung (ca. 1250-1648 AD) und auf abgestufte intensive Landnutzungsszenarien (nach 1648) analysiert werden.

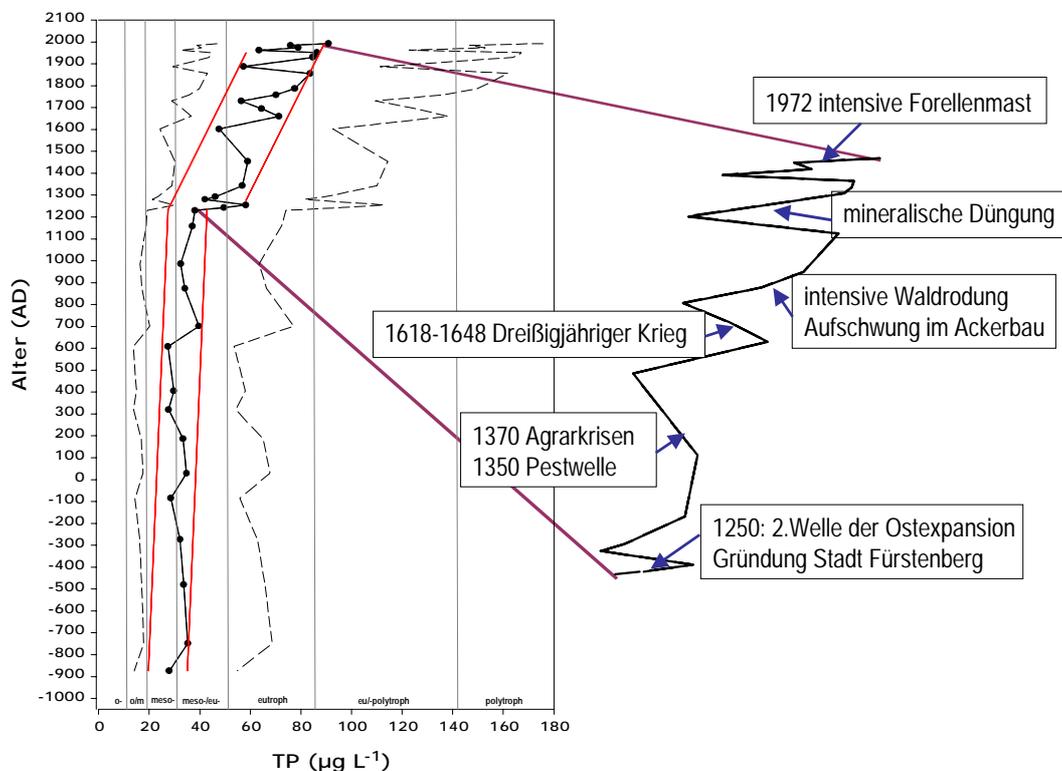


Abbildung 6: Der anthropogene Einfluss auf die Gesamtphosphorkonzentrationen des Freiwassers im Großen Treppelsee indiziert durch Diatomeen.

Anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse aus dem Großen Treppensee für den Zeitraum der letzten 800 Jahre (Abb. 6) ist zu erwarten, dass ein ökologischer Zustand, der nur gering vom ungestörten Referenzzustand (ca. 350 - 600 AD, Gesamtposphorkonzentration ca. $30 \mu\text{g l}^{-1}$) abweicht, mit den zur Verfügung stehenden ökonomischen Möglichkeiten nicht bis 2014 wieder herstellbar ist. Wesentliche objektive Gründe für eine Nichterreichung der ökologischen Ziele sind in diesem Gewässer:

- irreversibler Eintrag von Sediment, fortgeschrittener Verlandungszustand (Ablagerung von 450 cm in nur 800 Jahren) mit zunehmender Tendenz bei heute durchschnittlich nur noch 2 m Wassertiefe
- offenbar geogen bedingt hohe natürliche Nährstoffgehalte im mesotrophen bis eutrophen Niveau
- sehr lange Reaktionszeiten der Grundwasserkörper im Einzugsgebiet der zufließenden Schlaube.

Die Festlegung der physikalisch-chemischen Referenzzustände in der Ökoregion 14 muss daher einzugsgebietsbezogen unter Berücksichtigung der natürlichen Seetypen erfolgen.

Literatur

- Aquaplus, 2001 a. Entwicklung des Gesamtposphors im Pfäffikersee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen – Rekonstruktion seit 1700. Studie im Auftrag des Amtes für Abfall, Wasser, Energie und Luft (Abt. Gewässerschutz, Oberflächengewässer) der Baudirektion des Kantons Zürich: 1-28.
- Aquaplus, 2001 b. Entwicklung des Gesamtposphors im Türlensee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen – Rekonstruktion seit 1750. Studie im Auftrag des Amtes für Abfall, Wasser, Energie und Luft (Abt. Gewässerschutz, Oberflächengewässer) der Baudirektion des Kantons Zürich: 1-22.
- Birks, H.J.B., J.M. Line, S. Juggins, A.C. Stevenson & C.J.F. ter Braak, 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B327*: 263-278.
- EU (European Union), 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. PE-CONS 3639/1/00, REV 1, ENV 221, CODEC 513: 152 pp.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, S.L. Amsinck & L.S. Johansson, 2001. Paleoecological methods as tools in assessing the near-pristine state of lakes. *TemaNord* 563: 45-49.
- Lotter, A., H.J.B. Birks, W. Hofmann & A. Marchetto, 1998. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *Journal of Paleolimnology* 19: 443-463.
- Schönfelder, I., 1997. Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auen-sedimenten der unteren Havel. *Diss. Bot.* 283: 1-148.
- Schönfelder, I., 2000. Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed-Verlag, 9. Ergänzungslieferung: 1-61.
- Schönfelder, I., J. Gelbrecht, J. Schönfelder & C.E.W. Steinberg, 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38: 66-82.

- Smol, J.P., 1995. Paleolimnological approaches to the evaluation and monitoring of ecosystems health: Providing a history for environmental damage and recovery. In D. Rapport, C. Gaudet & P. Calow (Eds), Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems. NATO ASI Series, Vol. 128, Springer-Verlag, Stuttgart: 301-318.
- Ter Braak, C.J.F. & H. van Dam, 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Wunsam, S. & R. Schmidt, 1995. A diatom-phosphorus transfer function for Alpine and pre-alpine lakes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 53: 85-99.
- Wunsam, S., R. Schmidt & R. Klee, 1995. *Cyclotella*-taxa (Bacillariophyceae) in lakes of the Alpine region and their relationship to environmental variables. *Aquatic Sciences* 57: 360-386.

Historische und geowissenschaftliche Ansätze zur Erarbeitung des morphologischen Referenzzustands von Flüssen

Martin Pusch, Randi Carls & Heike Stegmann

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12561 Berlin,
E-Mail: pusch@igb-berlin.de

Key words: Flussrenaturierung, historische Landkarten, fossile Mäander, Makrozoobenthos, Makrophyten

Abstract

The European Water Framework Directive stipulates that the ecological status of surface waters has to be assessed in relationship to their unaltered, type-specific reference status. However, for many types of surface waters there are hardly any reference waters left in central Europe. In these cases, the reference conditions have to be derived from historic investigations, or by statistical methods. The River Spree is given as an example where it is shown how the original river morphology can be reconstructed by use of historic maps, texts, and supplementary field studies in earth sciences. Subsequently, the discrepancy between today's invertebrate assemblage and the reference assemblage was derived by use of current knowledge on the ecology of the invertebrate species.

Zusammenfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, den ökologischen Zustand der Gewässer in Bezug auf ihren anthropogen ungestörten, typspezifischen Referenzzustand zu bewerten. Da in Mitteleuropa für viele Gewässertypen keine Referenzzustände mehr existieren, müssen diese durch historische Recherchen oder statistische Methoden erarbeitet werden. Am Beispiel der Spree oberhalb Berlins wird gezeigt, wie die ursprüngliche Gewässerstruktur anhand von historischen Karten, Textquellen und ergänzenden geowissenschaftlichen Felduntersuchungen rekonstruiert werden kann. Darauf aufbauend wurde mithilfe vorhandener Kenntnisse über die Ökologie der vorkommenden Arten die Abweichung der heute in der Spree lebenden Zoozönose von der Referenzzoozönose abgeleitet.

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) sieht vor, den ökologischen Zustand der Fließgewässer in Bezug auf ihren anthropogen ungestörten, typspezifischen Referenzzustand hinsichtlich der Qualitätskomponenten *Gewässerflora*, *Wirbellose*, *Fische* (Biologie), *Wasserhaushalt*, *Durchgängigkeit*, *Morphologie* (Hydromorphologie), *Temperatur*, *Sauerstoff*, *Salzgehalt*, *Versauerung*, *Nährstoffe* sowie prioritäre und andere spezifische *Schadstoffe* (chemische und chemisch-physikalische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten) zu bewerten (Anhang V Randnr. 1.1.1 WRRL). Ziel ist die Erreichung eines guten ökologischen, d.h. biologischen, hydromorphologischen und

anastomosierende Abschnitte (v.a. Spreewald) und Flusseen geprägt sind, ist die Spree ohnehin direkt kaum mit einem anderen Fluss vergleichbar, sondern ein Unikat. Es wurde daher zunächst die ursprüngliche Gewässerstruktur der Müggelspree anhand von historischen Landkarten, Textquellen und ergänzenden geowissenschaftlichen Felduntersuchungen rekonstruiert. Darauf aufbauend wurde mithilfe vorhandener Kenntnisse über die Ökologie der vorkommenden Arten die Abweichung der heute in der Spree lebenden Zoozönose von der Referenzzoozönose abgeleitet.

Das Leitbild definiert den heutigen potentiell natürlichen Gewässer- und Auenzustand (hpnG, hpnA), der sich bei Abwesenheit störender Einflüsse einstellen würde. Es bezieht dabei als irreversibel zu betrachtende anthropogene Veränderungen mit ein. Das potentielle Leitbild hat bei Planungsvorhaben die Funktion, die derzeitigen Defizite in der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts aufzuzeigen, und es dient als allgemeine Richtungsweisung bei der Entwicklung des integrierten Leitbilds, welches nach Prüfung und Berücksichtigung von auftretenden Zielkonflikten das konkrete Entwicklungsziel (integriertes Leitbild) für die Müggelspree definiert. Außerdem erlaubt der Vergleich des aktuellen Zustandes mit dem potentiellen Leitbild eine Darstellung der aktuellen Defizite und deren Bewertung. Auf der Grundlage des Entwicklungszieles konnte so ein Maßnahmenkonzept für die Müggelspree erarbeitet werden (FPB 2001).

Die wichtigsten irreversiblen Veränderungen der Müggelspree und ihres Einzugsgebiets sind

- Veränderung des Abflussregimes und der Gerinnemorphologie nach der Entwaldung des Einzugsgebiets im 13. Jhdt.,
- die Degradation der Niedermoore in der Aue,
- die Veränderung des saisonalen Durchflussregimes durch die Schaffung neuer, großer Seen und Wasserspeicher in der Lausitz sowie den Bau von Talsperren und Kanälen zur Wasserausleitung
- das großräumige Aussterben von Tierarten (z.B. Stör, Lachs) und die Einwanderung von Neozoen

Die Aufzählung macht klar, dass der Begriff „irreversible Veränderung“ unterschiedlich definiert werden kann, entweder natur- und ingenieurwissenschaftlich oder ökonomisch. Damit verknüpft sind verschiedene Zeiträume, für die eine Veränderung als „irreversibel“ betrachtet wird. Da die Gewässerbewertung durch die WRRL auf einige Jahrzehnte angelegt ist, sollten solche Veränderungen als irreversibel angenommen werden, die in diesem Zeitraum auch bei großem Finanzaufwand aufgrund naturwissenschaftlicher oder ökonomischer Grenzen der Machbarkeit sicher nicht zurückgenommen werden können. Beispiele hierfür wären für die Spree die Veränderung des Wasserhaushalts durch die Schaffung der Lausitzer Tagebauseen, die Degradation der Niedermoore der Aue sowie die grundsätzliche Präsenz von Neozoen. Es ist jedenfalls sicher, dass das ursprüngliche Abflussregime der Müggelspree nicht wiederherstellbar ist und somit eine ökosystemare Schlüsselgröße der Referenzbedingungen gemäß WRRL nicht dem ursprünglichen Zustand entsprechen kann.

Geschichtliche landschaftsökologische Veränderungen

Es wird angenommen, dass die Brandenburger Landschaft erstmals im 13. Jahrhundert im Zuge der deutschen Ostkolonisation anthropogen stark überformt wurde. Dabei wurde ein

Großteil des Waldes im Einzugsgebiets sehr rasch gerodet, wodurch die Abflussdynamik sowie die Gewässer- und Auenmorphologie deutlich verändert wurden (Bork et al. 1998). Die erst aus späteren Jahrhunderten vorliegenden genaueren historischen Informationen zur Spree stellen somit keineswegs einen wenig veränderten „Ur“zustand da. Seit Beginn der planmäßigen Besiedlung der Müggelspreeaue durch Kolonistendörfer im 18. Jahrhundert bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts wurde die Müggelspreee in mehreren Anläufen zur Intensivierung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung der Aue und zur Erleichterung der Schifffahrt begradigt (Abb. 2), sowie die Ufer durch Buhnen und Steinschüttungen befestigt (Abb. 3). Die abgeschnittenen Mäander blieben zumeist als Altarme erhalten. Mit dem Bau des zur Müggelspreee parallel verlaufenden Asts des Oder-Spree-Kanals 1890 wurde das hydrologische Regime stark verändert, indem bei Mittelwasser und vor allem bei Hochwasser ein erheblicher Teil des Durchflusses über den Kanal abgeleitet wurde. Im Gegenzug entfiel dadurch die Lastschifffahrt auf der Müggelspreee. Mäanderdurchstiche und wasserbauliche Ufersicherungen in Form von Steinschüttungen und Buhnen wurden dennoch weiterhin vorgenommen. Das Durchflussregime wurde weiterhin durch den Bau des Dahme-Umflutkanals (1912) sowie der Talsperre Spremberg (1965) vergleichmäßigt.

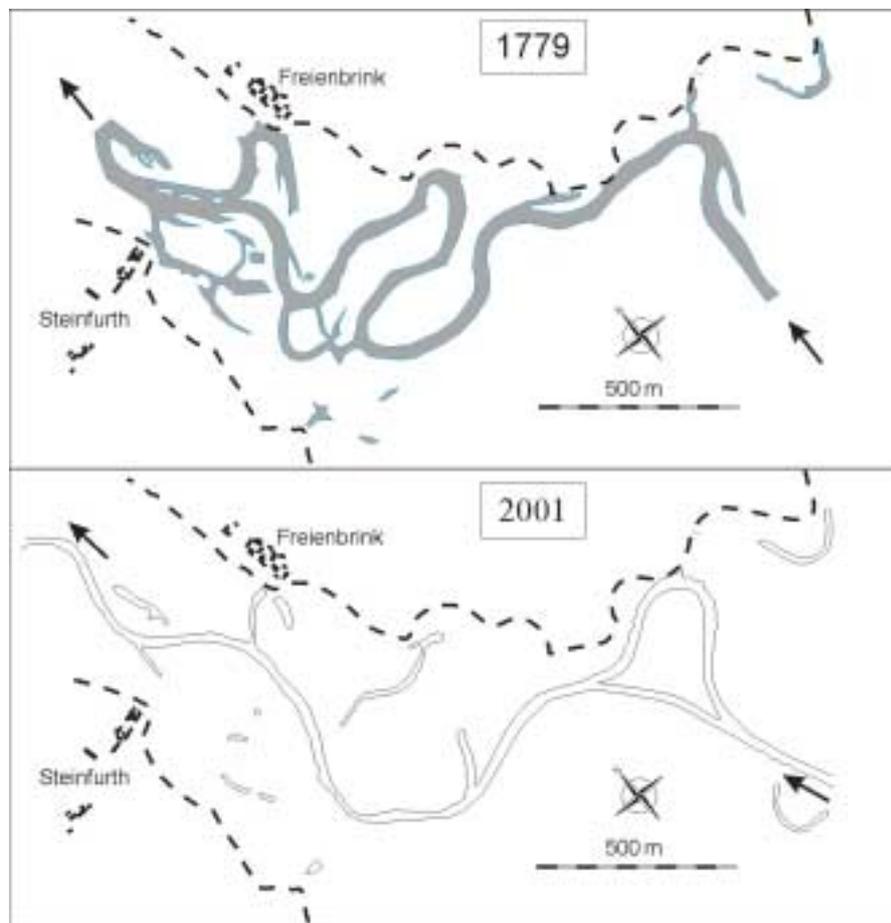


Abbildung 2: Müggelspreee bei Freienbrink um das Jahr 1770 (oben, nach der Karte "Brouillon Plan ...") und heute (unten) mit der Kante der Niederterrasse (Talrand) (gestrichelte Linie).



Abbildung 3: Kartendarstellung der Uferverbauung der Müggelspree oberhalb Hangelsberg mit Buhnen, die heute noch weitgehend erhalten sind (Auszug aus dem Kartenwerk Müggelspree der Wasserbaudirektion Kurmark von 1921)

Die Durchleitung großer Mengen Grundwassers aus dem Tagebaugebiet der Lausitz vor allem im Zeitraum zwischen 1960 und 1990 durch den verkürzten Flussschlauch hatten eine Tiefenerosion der Flusssohle um bis zu mehrere Zentimeter pro Jahr zur Folge. Die Aue wurde durch die Anlage von Gräben entwässert und im Zuge der Komplexmelioration während der DDR-Zeit teilweise planiert. Durch die Tiefenerosion der Flusssohle und die Entwässerungsmaßnahmen sank der Grundwasserstand in der Aue. Dies ermöglichte eine intensivere landwirtschaftliche Nutzung des bis etwa 1970 extensiv genutzten Grünlands, wodurch die naturraumtypische, an wechselfeuchte Standorte angepasste Vegetation weitgehend verschwand. Infolge des Luftzutritts wurden die in den Auenböden enthaltenen Torfe zum Teil mineralisiert, was zur Torfsackung und einer zusätzlichen Nährstoffbelastung der Spree führte. In der Folge entstanden vielfach auen-untypische Bodenstandorte, die ihre ursprüngliche Produktivität durch dauerhafte Trockenheit und Humusverlust eingebüßt haben. Der in den 1990er Jahren stark gesunkene Durchfluss und die dadurch bedingte Abnahme der Fließgeschwindigkeit führten zur Verschlammung größerer Flächen des Flussbetts und zu zeitweisem Sauerstoffmangel, wodurch die wirbellosen Tiere und Fische der Spree geschädigt wurden. Der Anteil der flusstypischen Fische an der Fischfauna der Spree ist dadurch im Laufe der 1990er Jahre stark reduziert worden.

Da den aufgeführten ökologischen und wasserwirtschaftlichen Fehlentwicklungen durch Einzelmaßnahmen kaum zu begegnen ist, plant das Landesumweltamt Brandenburg eine umfangreiche Sanierung der gewässermorphologischen Strukturen und des Abflussregimes. Die fachlichen Grundlagen hierfür wurden in den Jahren 1999-2001 unter der Federführung der Freien Planungsgruppe Berlin GmbH (FPB) durch das Leibniz-Institut für Gewässer-

ökologie und Binnenfischerei (Berlin; IGB), das wasserbauliche Ingenieurbüro Vollmer (Gesecke/Westf.) und das Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (Seddin/Bdbg.) erarbeitet.

Datenrecherchen und -erhebung

Der Kenntnisstand über den aktuellen ökologischen Status der Spree ist gut, da die Müggelspree und weitere Spreeabschnitte seit Jahren vor allem vom IGB wissenschaftlich untersucht werden (u. a. Gelbrecht et al. 1996, Pusch & Hoffmann 2000, Pusch et al. 2000, 2001, 2002). Auch einige interessante Informationen zur historischen Morphologie liegen vor. Geringe Kenntnisse liegen allerdings vor im Hinblick auf die nacheiszeitliche Gewässermorphologie vor den hochmittelalterlichen Rodungen. Daher wurden zusätzliche Informationen zur ursprünglichen Gerinnemorphologie durch Analyse des „Bodenarchivs“ erarbeitet. Somit standen für die Rekonstruktion der Gewässereigenschaften folgende überlieferten Informationen zur Verfügung:

- **Hydrologie:** Einzelne Hochwasserstände des 18. und 19. Jahrhunderts, saisonales Wasserstandsregime aus dem 19. Jahrhundert (ohne genaue Pegeleichung) mit textlichen Beschreibungen, genaue Abfluss- und Wasserstandsdaten seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts.
- **Gewässermorphologie:** a) Querschnitte „fossiler“ (verlandeter) Mäander im Bodenarchiv, b) detaillierte historische Karten aus dem 18.-20. Jhd., c) Längsprofil der Flusssohle eines benachbarten Flussabschnitts aus dem 18. Jhd., d) die naturnahe Morphologie bereits im 18. Jhd. abgetrennter Mäander (Altarme), sowie e) Beschreibungen der Wassertiefen in Büchern des 19. Jhdts.
- **Wasserchemie:** Abschätzungen zur ursprünglichen Wasserqualität aus den Hintergrundkonzentrationen der Zuflüsse (LUA Brbg. 1999).
- **Fische:** einzelne historische Informationen zumeist aus anderen Flussabschnitten, zusammengefasst und bewertet in Wolter (1999)
- **Phytoplankton und Makrozoobenthos:** nur Einzelinformationen (z.B. Schönfelder 1997)

Referenzbedingungen und heutige Verhältnisse der Müggelspree

Hydrologie

Das ursprüngliche hydrologische Regime der unteren Spree war wegen der ausgleichenden Wirkung von Spreewald, Neuendorfer See und Schwielochsee relativ gleichmäßig und jahreszeitlich vorhersagbar (Eckstein 1908). Es war durch eine ausgeprägte saisonale Dynamik mit Wasserhöchstständen im Winter oder zeitigen Frühjahr und Niedrigstand im Spätsommer gekennzeichnet, mit einer Amplitude von im Mittel 1,10 m (Berghaus 1854). Diese regelmäßig pulsierenden Hochwasserspitzen führten zu weitläufigen Überschwemmungen der Flussaue (Berghaus 1854), lagerten dort jedoch nur in geringem Umfang Geschiebe oder Schwebstoffe ab.

Langzeitdaten zum Abflussgeschehen der unteren Spree liegen lediglich für den Pegel Beeskow vor. Für das Jahrzehnt 1911-1920 wurden dort fünfmal Hochwasserereignisse von mehr als $50 \text{ m}^3/\text{s}$ dokumentiert, obwohl die Periode 1904-1915 als Trockenperiode gilt und der Dahme-Umflut-Kanal bereits Teilmengen ableitete (Abb. 4). Hingegen wurde nach 1991 diese Marke wegen des Baus von Talsperren und der Wiederauffüllung der Tagebaurestlöcher nur einmal erreicht. Infolge Wasserrückhaltung und -ausleitung betrug die Jahresamplitude des Wasserstands selbst im Zeitraum 1971-1995, der von der bergbaubedingten Durchflussreduktion noch nicht betroffen war, im Mittel nur noch etwa 0,60 m.

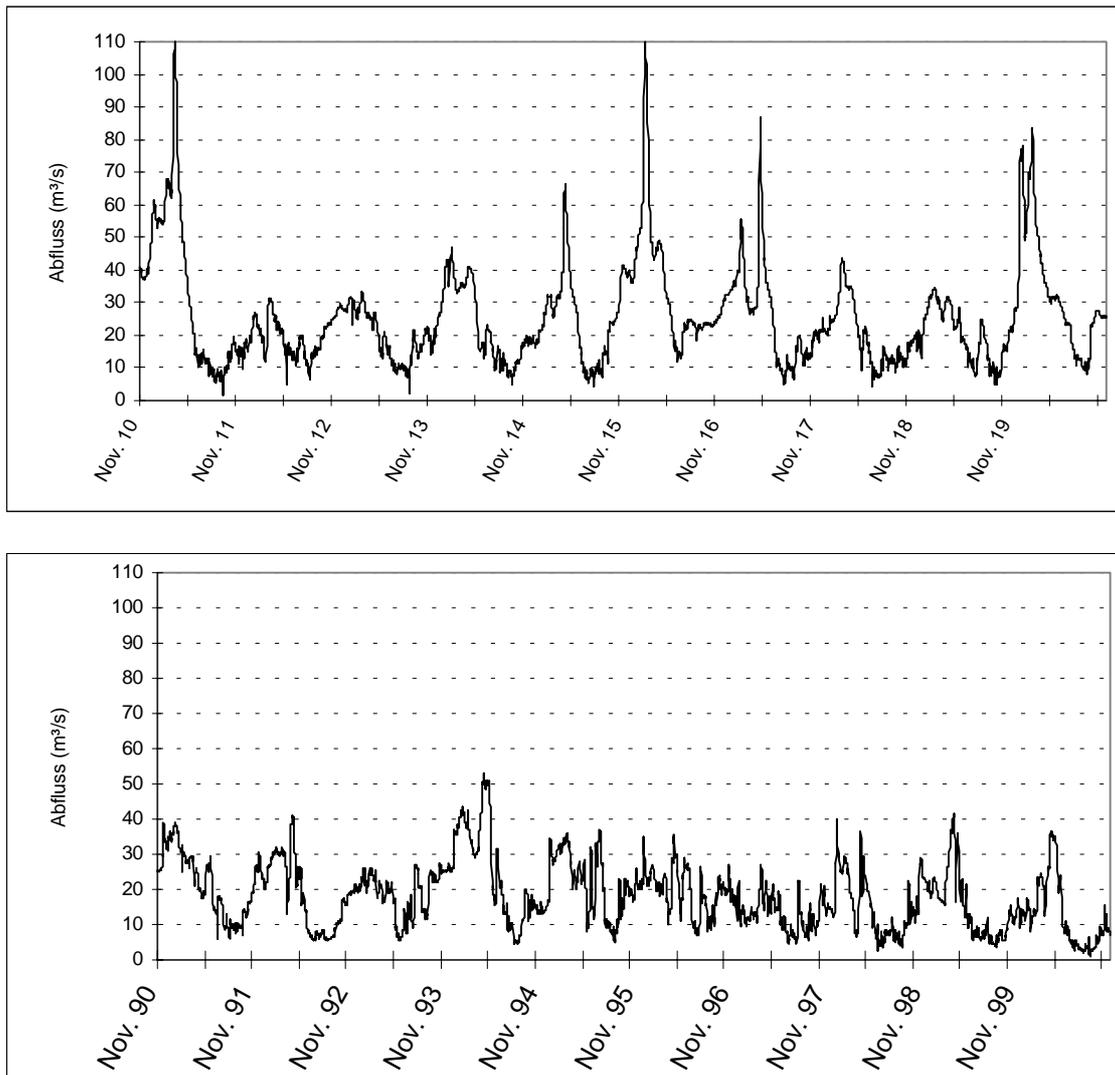


Abbildung 4: Abflussregimes der Spree am Pegel Beeskow in den 1910er und 1990er Jahren im Vergleich. Die Einteilung folgt den hydrologischen Jahren (jeweils November bis Oktober). Daten des Landesumweltamts Brandenburg.

Gewässermorphologie

Flussentwicklung - Die Analyse digitalisierter historischer Karten aus verschiedenen Zeithorizonten mittels eines Geografischen Informationssystems (GIS) ergab, dass die Flusslänge des Müggelspree-Hauptgerinnes seit 1780 durch Begradigungen von 40,2 km auf 31,9 km um 21 % verkürzt wurde, wodurch sich der Windungsgrad von 1,57 auf 1,24

verringerte. Zumeist bereits im 19. Jhd. wurden weiterhin sämtliche ursprünglich vorhandenen durchflossenen Flusspaltungen (= Anastomosen, in einer Länge von ursprünglich 22,2 km) beseitigt, so dass sich ein Gesamtverlust an durchflossener Gerinnelänge um 48,9 % von 62,4 km auf 31,9 km ergibt. Die Länge und Fläche der Altarme hat bis zur Mitte des 20. Jhd. durch Mäanderdurchstiche zugenommen, seither nimmt sie durch Grundwasserabsenkung und Verlandung ab. Die Flächenwerte sind dabei nur grobe Annäherungen, da bei vielen historischen Karten die Gewässerbreite vermutlich überzeichnet ist bzw. der Referenzwasserstand nicht bekannt ist. Die Kartenbilder geben jedoch interessante Eindrücke der heute fast verschwundenen Variation der Gewässerbreiten.

Zusätzlich wurde die Flussentwicklung in prähistorischer Zeit durch die Analyse „fossiler“ (verlandeter) Mäander bearbeitet. Hierzu wurden Luftbilder (CIR-Aufnahmen aus der Befliegung „Brandenburg CIR 1991/92“ im Maßstab 1:10.000) ausgewertet, in denen sich die fossilen Mäander durch eine intensive rote Farbe hervorheben, die chlorophyllreiche Vegetation feuchterer Gebiete kennzeichnet. Spuren von Flussverzweigungen wurden nicht gefunden, obwohl sie auf mehreren historischen Karten eindeutig belegt sind. Der Radius der gefundenen fossilen Mäander schwankt sehr stark zwischen 27 m und 280 m, bei einem Mittelwert von 72 m. Die meisten rezenten Mäander weisen Radien zwischen 100 und 130 m auf (Mittel: 111 m). Das häufige Auftreten sehr kleiner Mäander mit Radien von 35-45 m ist sicher zu einem geringen Teil durch den etwas geringeren Abfluss im Subboreal zu erklären, das trockener war als das Spätholozän. Als hauptsächliche Erklärung muss man für die Zeit, als die kleinen Mäander ausgebildet wurden, eine amphibische, häufig überflutete Flussaue annehmen, in der der Fluss in mehrere mäandrierende Arme aufgeteilt war.

Einschnittstiefe und Querprofilform - Die heutigen maximalen Einschnittstiefen (Profiltiefen für bordvollen Durchfluss) liegen bei 2,6 - 2,8 m. Die Wassertiefe beträgt nach den Ergebnissen der Echolotbefahrung im Mittel 2,1 m und schwankt zwischen ca. 0,7 m und 4,1 m. Als Parameter für die Naturnähe der Form des Querprofils kann seine Ungleichförmigkeit herangezogen werden. Die Ungleichförmigkeit des Querprofils wird hier durch den Abstand der Maximaltiefe im Querprofil von der Profilmittelpunktlinie in Prozent der Gesamtprofilbreite definiert. In einem naturnahen Flussgerinne ist die Maximaltiefe in den Kurven stark zum Prallufer verschoben. Aber auch in den Übergangsstrecken ist die Maximaltiefe natürlicherweise durch Geschiebeebänke, Totholz und Makrophytenbestände oftmals deutlich aus der Mitte verschoben. Das Gewässerbett der Müggelspree weist aktuell eine durchschnittliche Ungleichförmigkeit von nur 16 % auf, maximal 24 %, minimal 10 %.

Da die Analyse historischer Karten ergab, dass vor ca. 1780 vermutlich nur geringe direkte Eingriffe in das Querprofil vorgenommen worden waren, kommen die Querprofile von Mäandern, die kurz danach abgeschnitten wurden, dem Referenzzustand nahe (vgl. Tab. 1). Repräsentativ hierfür ist ein Altarm östlich Mönchwinkel/Hangelsberg (Abb. 5). Seine Breite schwankt zwischen 19 und 48 m und weist damit eine Breitenvarianz von 2,5 auf. Die mittlere maximale Tiefe liegt bei 1,6 m. Der Wert der Ungleichförmigkeit zeigt mit durchschnittlich 32 % eine deutliche Strukturierung des Flussbettes in Prall- und Gleithangbereiche an. Der Bereich unmittelbar hinter dem Scheitel der Mäanderschlinge ist durch die größte Tiefe (3,1 m) und die geringste Breite (33 m) gekennzeichnet. Weiter flussabwärts gelegene, ebenfalls um diese Zeit abgeschnittene Mäander bei Burig und Stäbchen weisen mit 20 bzw. 23 % geringe Werte der Ungleichförmigkeit auf.

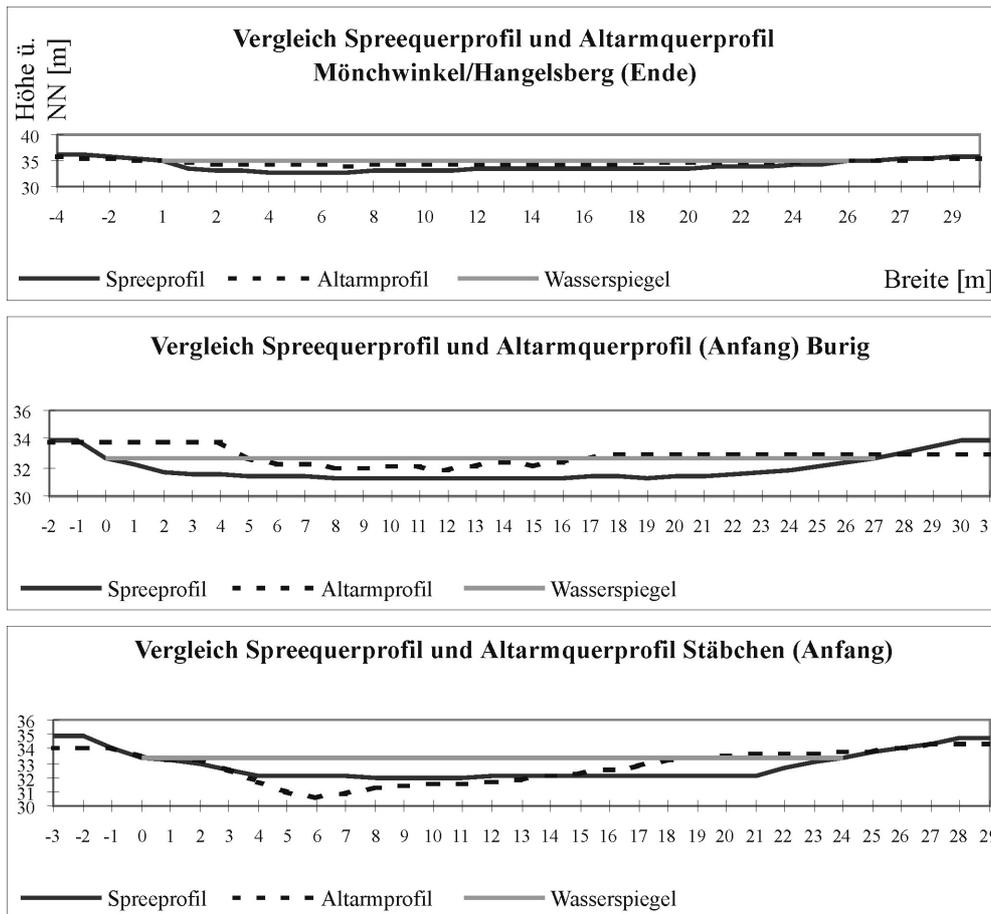


Abbildung 5: Querprofile der Spree und benachbarter Altarme (ehemaliger Spreemäander) im Vergleich.

Tabelle 1: Breiten-Tiefenverhältnisse der mineralischen Sohle rezenter Altarme der Müggelspree in Abhängigkeit vom Zeitraum ihrer Abtrennung vom Fluss. Die Altarme konservieren jeweils den Ausbaustatus der Müggelspree zum Zeitpunkt der Abtrennung des Mäanders. Infolge der fortschreitenden Eintiefung und Verbauung der Müggelspree sind die Altarme tendenziell umso tiefer und im Querprofil gleichförmiger, je später sie abgetrennt wurden.

Name des Altarms, Spree-km	Altarm-länge [m]	Zeit der Trennung von der Spree	Mittl. max. Tiefe [m]	Ungleichförmigkeit [%]
Freienbrink 1, 20+680	350	1780-1860	1,8	29
Mönchwinkel/Hangelsberg, 33+955	610	1780-1860	1,6	32
Neu Zittau, 16+767	650	1860-1921	2,0	23
Burig, 17+553	460	1860-1921	1,7	20
Stäbchen, 21+1139	360	1860-1921	1,8	23
Kirchhofen 1, 27+741	560	1860-1921	2,4	14
Kirchhofen 2, 27+942	400	1860-1921	2,8	23
Sieverslake, 23+109	460	1921-1970	2,7	17
Mönchwinkel 1, 29+469	760	1921-1970	2,5	14
Mönchwinkel 2, 29+1163	1100	1921-1970	2,8	29

Weitere interessante Informationen zur Gewässertiefe lieferte die Karte "Nivellements Plan des Spree Strohms von Beesckow bis Fürstenwalde" von 1791, die einen Längsaufriß der Spree mit detaillierter Sohlenlage, exakt vermessener Wasserspiegellage, 33 detaillierten Querprofilen sowie dem Hochwasserspiegel vom April 1785 enthält. Für einen Flussabschnitt mit einem der Müggelspree vergleichbaren Gefälle von 0,15 ‰ kann man daraus eine Niedrigwasser-Wassertiefe von 1,0 m und eine Einschnittstiefe von 2,0 m entnehmen.

Bei drei der gefundenen fossilen Mäander wurden die Querprofile in Zusammenarbeit mit dem Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH durch Bohrungen erkundet. Im Bodenarchiv waren so typische asymmetrische Querschnitte eines mäandrierenden Flusses mit flachem Gleithang und steilem Prallhang zu erkennen. Die Einschnittstiefen betragen nahe den Mäanderscheiteln 0,8 m - 1,6 m in Bezug auf die rezente Geländeoberfläche. Die Ungleichförmigkeit der Querprofile betrug 22, 25 und ca. 0 ‰. Die Querprofile waren bei zwei der drei Mäander mit Erlenbruchwaldtorf angefüllt, der durch geringmächtige Schluffbändchen gegliedert war. Die Mäander waren somit vom Fluss verlassen (evtl. abgeschnitten) worden, jedoch während Hochwasserereignissen wieder mit schwebstoffhaltigem Wasser mehrfach überschwemmt worden. Der dritte fossile Mäander war mit Feinsand und Schluff verfüllt, was auf relativ schnelle Mäandermigration und erheblichen Sedimenttransport hindeutet.

Die Gerinnebreite (Breite des Einschnitts im Auenniveau) der historischen Spree lag vor dem Einsetzen größerer wasserbaulicher Veränderungen im Mittel bei etwa 30 - 40 m und war somit mit der heutigen Breite vergleichbar (vgl. auch „Elbstromwerk“ von 1898, S. 398). Heute sind innerhalb dieses Profils allerdings vielfach Buhnen vorhanden, die das abflusswirksame Profil sekundär einengen. Die Variation der Flussbreite ist sehr schön einigen sehr detailliert gezeichneten historischen Karten zu entnehmen: In Mäanderscheiteln und anderen Engstellen verschälerte sich die Profilbreite auf minimal etwa 20 m, im Gegensatz zu heute kamen jedoch auch häufig Flussaufweitungen bis zu 60 m Breite vor.

Sedimenttypen - Hinsichtlich der Sedimenttypen zeigt der Flussgrund der Spree derzeit bis zur Flussmitte in der Regel eine Abfolge aus Ufersteinschüttung, Makrophytengürtel mit Schlammablagerung, festem Sand mit Kiesanteilen und Treibsand. Hiervon stellen lediglich die Teilflächen mit festem Sand einschließlich Kies und Totholz geeignete Habitate für die fließgewässer-typischen wirbellosen Tierarten. In den vergangenen sehr abflussarmen Sommern dehnten sich der uferständige Makrophytengürtel und die Schlammablagerungen stark zur Flussmitte hin aus. Ursache hierfür ist, dass das direkt oberhalb des Renaturierungsabschnitts gelegene Wehr „Große Tränke“ dort das Geschiebekontinuum des Flusses unterbricht und die Abflusssdynamik verändert. Das für die Ausbildung von Gerinnestrukturen und als Besiedlungssubstrat für die flusstypische Wirbellosenfauna wichtige Totholz findet sich nur noch mit einem Anteil von weniger als 5 ‰ auf der Flusssohle. Im Rahmen einer Strukturgütekartierung wurde der morphologische Gewässerzustand der Müggelspree insgesamt als deutlich beeinträchtigt (Güteklasse 3,7 der siebenstufigen Skala; DVWK 1997) bewertet.

Aue - Die Aue der Müggelspree wurde ursprünglich teilweise von wachsenden Niedermooren, insbesondere von Auenüberflutungsmooren und Versumpfungsmooren (Succow & Joosten 2001) eingenommen. Die etwa 1980 durchgeführte Komplexmelioration mit ihren umfangreichen Entwässerungen und Planierungsmaßnahmen sowie die andauernde Tiefenerosion im Fluss führten zu einer Absenkung des Grundwassers um mehrere Dezimeter (beispielsweise 0,20 – 0,50 m bei Sieverslake und 0,50 – 1 m südöstlich von Neu

Mönchwinkel). Dadurch setzte ein Moorschwund ein, der im selben Zeitraum zu einem Höhenverlust des Auenniveaus um 0,30 – 0,60 m führte. Infolge dieser grundlegenden Veränderungen sowie der landwirtschaftlichen Nutzung weicht die heutige Vegetationsbedeckung der Aue erheblich von der potentiell natürlichen Vegetation ab, welche ehemals durch großflächige Weichholzaunen, Erlenbrüche, Grauweidenbüsche und abschnittsweise Großseggenriede und Röhrichte gebildet wurde. Heute sind nur noch kleinflächig Restbestände naturraumtypischer Stromtalarten anzutreffen, wie der Sumpf-Brenndolde (*Cnidium dubium*) und des Gottes-Gnadenkrauts *Gratiola officinalis* (A. Hermann, pers. Mitt.).

Das Fließgerinne der Müggelspree wurde ursprünglich von einem Kranz von Nebengewässern begleitet, die offenbar aber eine andere Charakteristik hatten als die heutigen Altarme, da sie bei Hochwässern zumeist durchströmt wurden und an ihren Flachufern großflächige amphibische Zonen aufwiesen. Aufgrund von Wasserspiegelabsenkung, Verlandungsprozessen und Verfüllung ist auch die Anzahl und Fläche der Altwässer in der Müggelspreeaue in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen.

Zusammenfassung zur Gewässermorphologie - Die Müggelspree mäandrierte im prähistorischen Holozän in einer mit Erlenbruchwald bestandenen Aue. Hier war sie streckenweise in mehrere Arme aufgespalten (Mehrbettgerinne mit Anastomosen und Mäandern, Inseln und Halbinseln), die deutlich kleinere Krümmungsradien hatten als die rezenten Spreemäander. Durch die hohe Lage des Grundwasserspiegels unter Flur (mit 15-20 cm unter Flur deutlich höher als heute) und das vermutlich stellenweise sehr flache Flussbett uferter der Fluss unter holozänen Verhältnissen bei ansteigendem Wasserabfluss sehr schnell in ausgedehnte amphibische Flächen. Extreme kurzfristige Hochwasserspitzen hat es wahrscheinlich nicht gegeben. Erst mit dem Eingriff des Menschen, insbesondere mit der Rodung des Einzugsgebiets und der Beseitigung des Auwaldes wurde eine stärkere Bündelung des Abflusses in einem einzigen Flussbett bewirkt. Gleichzeitig erhöhte sich durch die Rodungen der oberirdische Abfluss etwas, so dass größere Mäander (Radius 100 - 130 m) entstanden.

Das Querprofil des Flusses war ursprünglich mit unter 2 m mittlerer Einschnittstiefe um etwa 0,6 -1,4 m flacher als heute, und die Breiten- und Tiefenvarianz war höher. Das Querprofil war meist asymmetrisch und wies oft Flachufer auf, so dass innerhalb des Einschnittsprofils eine breite Wasserwechselzone vorhanden war. Vor der Nutzung der Spree als Schifffahrtsweg wurden die Tiefenverhältnisse im Flussbett und das Fließverhalten vermutlich häufig auch durch Fallbäume und Totholz-Ansammlungen bestimmt.

Makrophyten und Phytoplankton

Die Wasserqualität der Müggelspree entspricht der Trophiestufe "eutroph". Im Vergleich zum Referenzzustand haben die Stickstoff- und Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiet deutlich zugenommen, so dass sich bei jeweils geeigneter Gewässermorphologie Phytoplankton oder aquatische Makrophyten massenhaft entwickeln. So führte das starke seitliche Einwachsen von aufschwimmenden Beständen des Rohrglanzgrases (*Phalaris arundinacea*) in unbeschatteten Spreeabschnitten zu einer Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse und in der Folge zu einem Fischsterben im Sommer 1998. Unter den aquatischen Makrophyten nehmen mesotraphente Arten (Arten mäßig produktiver Gewässer) aktuell nur sehr geringe Anteile ein, und Arten, die auf eine starke Abflussdynamik angewiesen sind, wie Krebschere (*Stratiotes aloides*) oder Wassernuss (*Trapa natans*), sind ebenfalls kaum präsent.

Gewässerbegleitende Ufergehölze sind größtenteils nur einreihig vorhanden, standortfremde Hybridpappeln sind häufig.

Unter Referenzbedingungen werden diffus und punktuell nur geringe Nährstoffmengen aus der Niederung in den Fluss eingetragen. Die Nährstoffkonzentration im Fluss ermöglicht nur ein begrenztes Algenwachstum entsprechend der Trophiestufe "mesotroph" (vgl. Schönfelder 1997). Der durch den geringen Schwebstoffgehalt bedingte Lichteinfall auf die Flusssohle ermöglicht daher das flächenhafte Wachstum von Wasserpflanzen in unbeschatteten und nur gering überströmten Bereichen der Flusssohle. Da viele in der Müggelspree vorkommende Wasserpflanzenarten eine breite ökologische Amplitude haben, unterscheidet sich die Makrophytenbesiedlung unter Referenzbedingungen von der heutigen nicht so sehr in Bezug auf das Arteninventar, jedoch stärker in Bezug auf die Deckungsanteile der einzelnen Arten. Die Flächendeckung ist unter Referenzbedingungen deutlich geringer als heute, da infolge Beschattung durch Uferbäume, die teilweise reaktivierte Hochwasserdynamik und erhöhte Nährstoffretention der Makrophytenwuchs stärker begrenzt wird. Eutraphente (in sehr produktiven Gewässern vorkommende) und strömungsempfindliche Arten sind deutlich geringer vertreten als heute, wie etwa Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*), aufschwimmende Matten des Rohrglanzgrases (*Phalaris arundinacea*) oder möglicherweise auch die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*). Eutraphente und strömungsresistente Arten wie Igelkolben (*Sparganium erectum*), Wasserhahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) oder auch Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) werden unter Referenzbedingungen mit mesotraphenten Arten (Arten mäßig produktiver Gewässer) durchmischt, wie Tausendblatt (*Myriophyllum* sp.) und mehrere Laichkrautarten (*Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*, *P. mucronatus*, *P. obtusifolius*, *P. acutifolius*, *P. natans*) (vgl. Schneider 2000, LUA NRW 2001 b). In den unter Referenzbedingungen vereinzelt auftretenden flachen, stark besonnten Gewässerbereichen nimmt möglicherweise der Wasserstern (*Callitriche* sp.) eine hohe Flächendeckung ein. In den unter Referenzbedingungen vermehrt auftretenden schattigen Uferbuchten sind Armleuchteralgen (Characeae) und das Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) zu erwarten. In wenig beschatteten Uferbuchten ist das flächige Auftreten der Schwimmpflanzen Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*), Krebschere (*Stratiotes aloides*) oder Wassernuss (*Trapa natans*) (vgl. Unger 1924: "auch die stark auftretende Wassernuss verhinderte vielfach den regelmäßigen Lauf [der Spree]") zu erwarten. In wenig beschatteten Altarmabschnitten wächst die Wasserfeder (*Hottonia palustris*). Auf der Fließstrecke der Müggelspree findet auch im Referenzzustand ein erheblicher Abbau eingetragener organischer Substanz statt, wobei die dadurch verursachten Tagesminima der Sauerstoffkonzentration jedoch nur kurzzeitig unter 5 mg/l fallen.

Makrozoobenthos

In der Müggelspree wurde mit insgesamt 141 Arten ein ansehnliches Arteninventar nachgewiesen (darin bei Insekten nur Larvalnachweise enthalten). Die Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur des Makrozoobenthos sind jedoch deutlich vom Referenzzustand entfernt. In der Gesamtartenzahl sind 10 Arten nicht einheimischer Einwanderer (Neozoen) enthalten, wobei es sich zum größten Teil um Gastropoda (Schnecken) und Crustacea (Krebse) handelt, die vor allem auf Steinschüttungen Massenvorkommen ausbilden. Von den vorkommenden 29 rheophilen (strömungsliebenden) Wirbelosentaxa (= nur 22 %) werden 12 (z.B. die Eintagsfliegenlarven *Brachycercus harrisella* und *Heptagenia flava* und die Flusskahn-schnecke *Theodoxus fluviatilis*) nur in sehr geringer Bestandsdichte gefunden, darunter einige in der Roten Liste Brandenburg als gefährdet bzw. stark gefährdet eingestufte Arten. Die Ursache für das geringe Vorkommen strömungsliebender Arten ist vor allem bei

mangelnder Hochwasserdynamik und Mangel an Totholz als Besiedlungssubstrat zu suchen. Wirbellose mit hohen Ansprüchen an die Wasserqualität, wie etwa die Steinfliegen (Plecoptera), sind aus der Müggelspree offenbar seit längerem vollständig verschwunden. Die ebenfalls anspruchsvolle Bachmuschel (*Unio crassus*) ist in der Müggelspree, wenn überhaupt noch, nur in einem kleinen Restbestand präsent, der akut vom Aussterben bedroht ist (Rote Liste Brandenburg Kategorie 1).

Eine Bewertung der Makrozoobenthosbesiedlung der Müggelspree wäre am Einfachsten mithilfe von Referenzbedingungen möglich, die anhand von noch unbeeinflussten Fließstrecken und historischen Angaben zu konstruieren wären. Beides ist an der Müggelspree in nur sehr eingeschränktem Maße möglich. Historische Informationen über die Wirbellosen-Besiedlung der Spree oder vergleichbarer Gewässer sind nur fragmentarisch verfügbar. Gemäß Ergebnissen des EU-Projekts AQEM (www.aqem.de) an mittelgroßen Fließgewässern des norddeutschen Tieflands, die heute noch einem guten bis sehr guten Zustand entsprechen (z.B. Stepenitz und Rhin), beträgt dort der Anteil rheophiler Arten mehr als 60 % (C. Feld, mündl. Mitteilung). Die Strömungspräferenzen der Wirbellosen der Müggelspree weichen im Vergleich mit 22% rheophilen Arten erheblich davon ab.

Trotz eingeschränkter Datengrundlage wurde der Versuch unternommen, das Besiedlungsdefizit der Spree in Bezug auf den Referenzzustand abzuschätzen. Die Abschätzung beruht auf zwei Grundlagen:

- a) Kenntnisse über die ökologischen Ansprüche der heute vorkommenden Arten
- b) Oben beschriebene Kenntnisse über die Unterschiede des Referenzzustands zum heutigen Zustand hinsichtlich Hydrologie, Morphologie und Wasserqualität, die das Habitatangebot bestimmen.

Mit dieser Vorgehensweise wird selbstverständlich ein wichtiger Teil der Referenzzoozönose nicht erfasst, nämlich diejenigen Arten, die bereits ausgestorben sind, ohne dass ihr früheres Vorkommen wissenschaftlich dokumentiert worden wäre. Dieser Teil der Referenzfauna kann nur über statistische Ansätze auf der Basis der Faunen vergleichbarer Gewässer und unter Berücksichtigung biogeografischer Gegebenheiten mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit rekonstruiert werden.

Die Abschätzung ergab, dass derzeit 24 heute in der Müggelspree vorkommende Arten eine zu hohe Besiedlungsdichte im Vergleich zum Referenzzustand aufweisen. Diese umfassen vor allem strömungsmeidende Schneckenarten (Gastropoda), Krebse (Crustacea), Neozoen und einige Filtrierer, wie der Süßwasserschwamm *Spongilla lacustris* und die Schnecke *Bithynia tentaculata*, die vom hohen Schwebstoffgehalt der Spree profitieren. Andererseits wurde für 32 Arten die heutige Besiedlung als zu gering im Vergleich zur Referenzzoozönose eingestuft. Dazu zählen die strömungsliebenden Insektenlarven der Eintagsfliegengattungen *Ephemera*, *Heptagenia*, *Baetis* und *Brachycercus*, die bei vielfältigerem Habitatangebot (z.B. Vorhandensein dynamischer Sandbänke) und besserer Wasserqualität in der Referenzzönose häufiger wären. Unter Referenzbedingungen beherbergt die Müggelspree auch eine weitaus höhere Zahl an Eintagsfliegenarten. Die Flussjungferarten *Gomphus vulgatissimus*, *Gomphus flavipes* und *Ophiogomphus serpentinus* (Odonata) wären bei einem größeren Angebot an sandigen, schlammfreien Uferbuchten ebenfalls häufiger. Eine höhere Strömungsvielfalt und Totholzmenge im Fluss würde sich zugunsten der Besiedlungsdichten der Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis*, der Flusskahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* und der Köcherfliegengattungen *Ceraclea*, *Anabolia*, *Halesus*, *Hydropsyche* und *Lype* auswirken.

Unter den Köcherfliegen sind im Referenzzustand außerdem höhere Populationsdichten von *Brachycentrus subnubilus*, *Cyrnus trimaculatus*, *Hydroptila* spp., *Ceraclea* spp., *Oxyethira* spp., *Mystacides* spp., *Neureclipsis bimaculata* und *Oecetis tripunctata* zu erwarten. Die Großmuscheln (Unionidae) würden von einer verbesserten Sohlenstruktur, Verkleinerung der Treibsandanteile und Verringerung der Schlammablagerungen profitieren. In der Referenz-zoozönose enthalten sind die in der Spree aktuell stark gefährdeten Restbestände der Bachmuschel *Unio crassus*. Im Vergleich zu den Referenzbedingungen fehlen aktuell in der Spree vollständig die Steinfliegen (Plecoptera). Zu erwarten sind Arten der Gattungen *Nemoura* und *Isoperla*, sowie *Perlodes dispar*, *Leuctra fusca* und *Taeniopteryx nebulosa*. Die Populationsdichten der heute in Steinschüttungen sehr häufigen Neozoen Schlickkrebs (*Corophium curvispinum*) und amerikanischer Flusskrebs (*Orconectes limosus*) sind unter Referenzbedingungen als gering anzunehmen (vgl. hierzu Anmerkungen zu irreversiblen Veränderungen im Einleitungskapitel).

Darüber hinaus beherbergen unter Referenzbedingungen die unterschiedlichen Auengewässer eine vielfältige, an diesen dynamischen Lebensraum angepasste Stillwasserfauna z.B. an Chironomiden, Trichopteren, Odonaten, aber auch an Amphibien, Säugetieren und Vögeln. Insbesondere sind temporäre und damit zumeist fischfreie Tümpel vorhanden, in denen auch großwüchsige und seltene aquatische wirbellose Tierarten größere Bestandsdichten erreichen (z.B. bestimmte Arten der Wanzen, Libellen, Käfer).

Aufgrund der Habitatpräferenzen der beschriebenen Wirbellosenbesiedlung lassen sich Angaben über die Lebensbedingungen im Fluss unter Referenzbedingungen ableiten. Für die nachstehend genannten wirbellosen Tierarten sind durch Untersuchungen des IGB an der Spree Strömungspräferenzen für die sohlennahe Strömungsgeschwindigkeit (5 cm über Grund) bekannt. Außerdem sind teilweise untere Toleranzgrenzen angegeben, die bei Unterschreitung populationsbegrenzend wirken: *Aphelocheirus aestivalis*: ca. 15 cm/s über Kies; *Hydropsyche pellucidula*: ca. 20 cm/s über Totholz oder Kies (Minimum: ca. 10 cm/s); *Theodoxus fluviatilis*: ca. 10 cm/s über Kies oder Steinen; *Neureclipsis bimaculata*: ca. 20 cm/s über Totholz (Minimum: ca. 10 cm/s); *Unio tumidus*: ca. 15 cm/s über stabilem Sand (Minimum: ca. 10 cm/s). Diese Anforderungen stehen weitgehend im Einklang mit den hydrologisch-morphologischen Beschreibungen der Referenzbedingungen.

Fische

Der Fischbestand der Müggelspree wird aktuell durch sechs eurytope Fischarten dominiert (Plötze, Flussbarsch, Ukelei, Güster, Blei, Aal), denen 94 % aller Fische der Müggelspree angehören. Nach einem dramatischen Rückgang in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre (FPB 2001, mündl. Mitt. F. Fredrich) nehmen die vorkommenden rheophilen Cyprinidenarten (Hasel, Döbel, Aland, Gründling) sowie der Steinbeißer nur noch einen Anteil von lediglich 3 % am Gesamtfischbestand ein. Der Restanteil wird von limnophilen Arten gestellt. Die früher die Müggelspree passierenden Langdistanz-Wanderfische Stör, Lachs, Meerforelle und Flussneunauge sind wegen fehlender Längsdurchgängigkeit, der früher zeitweise sehr schlechten Wasserqualität und Überfischung seit langem ausgestorben (Wolter 1999). Dasselbe Schicksal erlitt bereits vor einigen Jahrzehnten die für Flüsse wie die Spree eigentlich typische Flussbarbe. Ursache für das deutliche Defizit in Arteninventar und Struktur der Fischgemeinschaft in der Müggelspree ist hauptsächlich die mangelnde Habitatvielfalt, die durch geringe Abflussdynamik und den Uferverbau verursacht wird. Mangelnde Längsdurchgängigkeit des Wehrs „Große Tränke“ bei Fürstenwalde, fehlende Wasserwechselzonen und ausbleibende Überschwemmungen, die eine „Querdurchgängigkeit“ in die

Aue hinein herstellen würden, wirken sich ebenfalls negativ auf den Reproduktionserfolg vieler Fischarten, wie etwa des Hechtes, aus.

Tabelle 2: Zusammenfassende der Bewertung des ökologischen Zustands der Müggelspree

Merkmal	Bewertungsstufe im Ist-Zustand
Strukturgröße	3,7
Regenerationsfähigkeit.	Schlecht
Stoffhaushalt	Mäßig
Wasserhaushalt	Unbefriedigend
Habitatqualität	Mäßig
Wirbellose	Mäßig
Fische	Mäßig
<u>Gesamt</u>	<u>Mäßig</u>

Schlussfolgerungen

Das Beispiel der Müggelspree zeigt, dass die Erarbeitung des Referenzzustands gemäß der WRRL insbesondere bei größeren Fließgewässern in Mitteleuropa, für die keine Referenzgewässer existieren, eine komplexe, multidisziplinäre Aufgabe darstellt. Die in der WRRL vorgeschlagenen historischen Recherchen ergeben oftmals gute Informationen über einen historischen morphologischen Zustand, der sich dennoch von durch den Menschen unbeeinflussten Referenzbedingungen gemäß WRRL deutlich unterscheiden kann. Es ist daher erforderlich, neben der Dokumentation der historischen Strukturveränderungen auch zu recherchieren, ob im gegebenen Einzugsgebiet vom Menschen initiierte, großräumige hydrologische und landschaftsökologische Prozesse stattgefunden haben. Dabei stellt sich oftmals die Frage, welche der geschichtlichen großräumigen Veränderungen der Landschaft als irreversibel einzustufen sind und somit nicht sinnvoll in die Beschreibung des Referenzzustands einfließen sollen.

Da die biologischen Charakteristika oftmals historisch nicht belegt sind, müssen diese auf andere Weise für die Referenzbedingungen erarbeitet werden. Der von der WRRL vorgeschlagene statistische Ansatz der Rückrechnung setzt einen Datenbestand über naturnahe Vergleichsgewässer voraus, der z.B. durch Ordinationsverfahren analysiert werden könnte. Mangels eines solchen Datenbestands bzw. einer entsprechenden Projektfinanzierung wurde im beschriebenen Fall der Weg beschritten, aus den flussmorphologischen Unterschieden des aktuellen Zustands und des Referenzzustands die Referenzbiozönose abzuschätzen. Diese auf der Kenntnis der Habitatpräferenzen der aktuellen Fauna basierende prognostische Verfahrensweise ist alleine nicht vollständig zielführend, kann einen statistischen Rückrechnungsansatz jedoch in wertvoller Weise ergänzen. Es konnte im vorliegenden Fall immerhin für das Makrozoobenthos klar dargestellt werden, dass die Besiedlung der Müggelspree in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften abweicht (Tab. 2), da wichtige taxonomische Gruppen fehlen und der Anteil der störungsempfindlichen Taxa signifikant unter dem für eine "gute" Einstufung notwendigen Anteil liegt.

Danksagung

Das beschriebene Projekt wurde vom Landesumweltamt Brandenburg in Potsdam, Abt. Wasserwirtschaft, finanziert. Herr Höhne und Herr Hasch (Fa. FPB GmbH, Berlin) hatten die Steuerung dieses und verknüpfter Projekte inne, und Frau U. Grünert die Projektkoordination am IGB.

Verwendete Landkarten

Plan von der Spree und denen ao 1770/71 ueberschwemmt gewesenen Pertinentien von dem Hangelsberg an bis unterhalb dem Dorfe Hartmannsdorff" von 1771; Geheimes Staatsarchiv Preußischer Kulturbesitz, Berlin-Dahlem, Kartensignatur 3771

Brouillon Plan von denjenigen Theil des Spree Strohms nehmlich von oberhalb Staebichen bis Steinfurth welcher nebst denen daran stoßenden Grund Stücken sowie selbige im Jahre 1770/71 innundiert gewesen auf Hohen Befehl Einer Hochlöbl. Chur -Märck. Krieges und Domainen Cammer vermessen in Mens October 1779 durch Krohn sen., Krohn jun." Geheimes Staatsarchiv Preußischer Kulturbesitz, Berlin-Dahlem, Kartensignatur E 898

Nivellements Plan des Spree Strohms von Beesckow bis Fürstenwalde" von 1791. Geheimes Staatsarchiv Preußischer Kulturbesitz, Berlin-Dahlem, Kartensignatur A221

Schmettau-Schulenburg'sches Kartenwerk 1767-87, Blätter 78 und 79, 1:100.000, Kartenabteilung der Staatsbibliothek Berlin Haus 1, Kart L 5421

Preussische Ur-Meßtischblätter 1843-1844, 1:25.000, Blätter 1910, 1911, 1978, 1979; , Kartenabteilung der Staatsbibliothek Ost, Kart N 729/1

Karte „Müggelspree“ der Wasserbaudirektion Kurmark, 1921 (Aufnahme 1916/17), 1:10.000, Blätter Km11-21, km21-34, km34-45, Wasser- und Schifffahrtsamt Berlin

Literatur

Berghaus, H., 1854. Landbuch der Mark Brandenburg Bd. II. Verlag Adolph Müller, Brandenburg: 650 pp.

Bork, H.-R., H. Bork, C. Dalchow, H.P. Piorr, T. Schatz, & B. Faust, 1998. Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa: Wirkungen des Menschen auf Landschaften. Perthes Geogr.-Kolleg, Klett-Perthes, Gotha, Stuttgart: 328 pp.

DVWK, 1996. Fluß und Landschaft – Ökologische Entwicklungskonzepte. Hrsg. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240/1996: 285 pp.

DVWK, 1997. Entwicklung eines Kartier- und Bewertungsverfahrens für Gewässerlandschaften mittlerer Fließgewässer und Anwendung als Planungsinstrument am Beispiel der Mulde. Hrsg. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Materialien 3/1997. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn: 356 pp.

Eckstein, K., 1908. Die Fischerei-Verhältnisse der Provinz Brandenburg zu Anfang des 20. Jahrhunderts, II. Teil. Verlag des Fischerei-Vereins Prov. Brandenburg, Berlin: 275 pp.

- Elbstromwerk, 1898. Der Elbstrom, sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse. Königl. Elbstrombauverwaltung zu Magdeburg (Hrsg.), Bd. II: 339 pp.
- EU (Europäische Union), 2000. 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 (Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 72 S.
- FPB (Freie Planungsgruppe Berlin GmbH), 2001. Wasserwirtschaftlich-ökologisches Rahmenkonzept Müggelspree. Unveröff. Bericht an das Landesumweltamt Brandenburg, 2 Bände + Anhänge.
- Gelbrecht, J., H. Behrendt, M. Böhme, E. Driescher, H.-J. Exner, H. Fischer, F. Fredrich, F. Giese, G. Ginzel, H. Handke, P. Huber, J. Köhler, H.-P. Kozerski, A. Krüger, H. Lademann, G. Nützmann, R. Pöthig, S. Pudenz, M. Pusch, J. Schönfelder, J. Siefert, C. Wolter & E. Zwirnmann, 1996. Stoffeinträge in Oberflächengewässer und Stoffumsetzungsprozesse in Fließgewässern im Einzugsgebiet der Unteren Spree als Grundlage für Sanierungskonzepte. Berichte des IGB, Heft 2: 148 pp.
- LUA Brbg. (Landesumweltamt Brandenburg) (Hrsg.), 1999. Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete. Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des Landesumweltamts Brandenburg 23: 32 pp.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.), 2001a. Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens: Teil 2: Mittlere bis große Fließgewässer – Gewässerabschnitte und Referenzstrukturen. Merkblätter Nr. 29, Essen: 247 pp.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.), 2001b. Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Merkblätter Nr. 30, Essen: 108 pp.
- Pusch, M. & A. Hoffmann, 2000. Conservation concept for a river ecosystem (River Spree, Germany) impacted by flow abstraction in a large post-mining area. *Landscape and Urban Planning* 51: 165-176.
- Pusch, M., U. Grünert, J. Siefert & F. Fredrich, 2000. Ermittlung der ökologisch begründeten Mindestabflussmengen der Spree von der Landesgrenze am Pegel Zerrensee bis zum Eintritt in den Spreewald bei Schmogrow und Formulierung von Zielzuständen zur Kompensation ökologischer Schäden am Spreeverlauf. Studie für das Landesumweltamt Brandenburg, 120 pp. + Anlagenband.
- Pusch, M., J. Köhler, S. Wanner, K. Ockenfeld, A. Hoffmann, M. Brunke, U. Grünert & H.-P. Kozerski, 2001. Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflußreduktion. Berichte des IGB Heft 11: 244 pp.
- Pusch, M., U. Grünert, H. Behrendt, H. Bungartz, R. Carls, E. Driescher, J. Gelbrecht, G. Ginzel, J. Köhler H.-P. Kozerski, D. Opitz, W. Sauer, A. Siegemund, H. Stegmann, A. Wolf & C. Wolter, 2002. Wasserwirtschaftlich-ökologisches Rahmenkonzept Müggelspree. IGB-Bericht, im Druck
- Schneider, S. 2000: Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation. TU München: 182 pp.
- Schönfelder, I. 1997. Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Flüsse und Seen Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auesedimenten der unteren Havel. *Dissertationes Botanicae*, Verlag J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 283: 1-148.
- Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.), 2001. Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 622 pp.

- Unger, E. (1924): Fürstenwalde. Entwicklung einer norddeutschen Siedlung. – Eigenverlag, Fürstenwalde-Spree, Berlin, Leipzig.
- Wolter, C., 1999. Die Entwicklung der Fischfauna im Einzugsgebiet der Spree. Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde Berlin (N.F.) 38: 56-76.

Probleme der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Tagebauseen

Dieter Leßmann & Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344,
03013 Cottbus; E-Mail: lessmann@tu-cottbus.de, b.nixdorf@t-online.de

Key words: EU-Wasserrahmenrichtlinie, künstliche Gewässer, Referenzgewässer, Sanierungspotential

Zusammenfassung

Viele Tagebaugewässer werden durch eine geogen saure Wasserchemie geprägt mit weitreichenden ökologischen Folgen für die Besiedlung und die Stoffumsätze. Sie besitzen oft eine durch die Abbautechnologie bedingte ungewöhnliche Morphologie. Das Schichtungsverhalten der Seen wird stark durch die Wasserchemie beeinflusst, z.T. kommt es zur Ausbildung von Meromixie. Die sauren Seen sind heterotrophe Systeme mit einfachen Nahrungsnetzen, in denen das Plankton und auch die Makrophyten Anzeigerfunktionen für den Grad der Azidität übernehmen können. Fische treten erst bei pH-Werten über 5 auf. Ein Problem für die Stabilität der biologischen Besiedlung stellt die geringe Pufferkapazität dar, die eine Besiedlung mit höheren tierischen Organismen verhindert und somit eine Nutzungseinschränkung für die Fischerei darstellt. Gemäß den Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Beschreibung des ökologischen Potentials dieser künstlichen Gewässer hat man sich an den natürlichen Gewässern als Referenzgewässern zu orientieren, die dem künstlichen Gewässer am nächsten kommen. Dies sind bezüglich der Hydrochemie Vulkankraterseen und dystrophe Weichwasserseen oder neutrale bzw. alkaline Hartwasserseen mit geringer Pufferkapazität. Letztere sind bislang nicht bekannt, so dass als Kompromiss für die Referenzfindung der mesotrophe Hartwassersee mit geringer Pufferung als eine Variante vorgeschlagen werden kann. Dabei wird es in vielen Fällen im Rahmen eines gezielten Flussgebietsmanagements notwendig sein, eine gezielte Nachsorge zur Stabilisierung des neutralen Status mit verschiedenen, auch ökotechnologischen Maßnahmen vorzunehmen. Würde man sich für das Leitbild „saurer Tagebausee“ entsprechend der Anlehnung an schwefelsaure Vulkankraterseen entscheiden, könnten gegenteilige Maßnahmen zum Erhalt der hohen Säuregrade notwendig werden.

Einleitung und Grundlagen

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist es, auf EU-Ebene einen guten ökologischen Zustand aller Gewässer in einem festen Zeitrahmen zu erreichen (EU 2000). Als Bezugsmaßstab dient dabei der gewässertypische natürliche Zustand.

Tagebauseen zählen nach der WRRL als vom Menschen geschaffene Wasserkörper zu den künstlichen Gewässern. Da für sie kein natürlicher Zustand definiert werden kann, wird als Referenzzustand das höchste ökologische Potential gefordert. Dies ist der Zustand, der nach Durchführung aller Sanierungsmaßnahmen zu der bestmöglichen Gewässerbeschaffenheit führt. Der Referenzzustand künstlicher Gewässer orientiert sich somit nicht am Natürlichkeitsgrad, sondern am Sanierungspotential.

Maßstab für die Bewertung der physikalischen und chemischen Kennwerte bildet der Gewässertyp, der am ehesten mit dem künstlichen Gewässer vergleichbar ist. Der biologische Zustand sollte soweit wie möglich einem natürlichen Gewässer entsprechen. Damit ist für künstliche Gewässer das Gewässer als Referenzgewässer auszuwählen, das dem künstlichen Gewässer am nächsten kommt.

Zur Erreichung des Referenzzustandes als höchstem ökologischem Potential sind gemäß der besten Umweltpraxis alle Verbesserungsmaßnahmen auszuschöpfen. Die WRRL fordert dabei auch für künstliche Gewässer die gleichen physikalischen und chemischen Qualitätsstandards wie für natürliche Gewässer. Die physikalischen und chemischen Kenngrößen haben „vollständig oder nahezu vollständig“ den Referenzbedingungen zu entsprechen. Hinsichtlich der biologischen Merkmale wird dagegen nur gefordert, daß diese „soweit wie möglich“ dem Referenzzustand entsprechen sollten, was verständlich ist, da die biologische Besiedlung wesentlich schwieriger zu steuern ist.

Die vorrangigen Einschränkungsmöglichkeiten für Sanierungsmaßnahmen sind jedoch ökonomische Erwägungen. Eine Sanierung von künstlichen Gewässern steht unter dem Vorbehalt einer Aufwands-Nutzen-Analyse. Die Verhältnismäßigkeit der Sanierungskosten ist dabei auch der Spielraum, den die Länder der EU als politisch-ökonomische Entscheidung wahrscheinlich unterschiedlich gewichtet ausfüllen werden.

Ziel des Beitrages ist es, die Bedeutung und Charakteristika von Tagebauseen als einen der wichtigsten künstlichen Gewässertypen in Deutschland darzustellen, die Problematik der Festlegung von Referenzgewässern zu diskutieren und Sanierungspotentiale aufzuzeigen.

Charakteristika des Gewässertypus „Tagebausee“

In Deutschland hat der Braunkohlenbergbau der letzten Jahrhunderte mehr als 500 Tagebauseen hinterlassen, von denen rund 100 eine Fläche über 50 ha aufweisen und damit unter die Bestimmungen der WRRL fallen (Nixdorf et al. 2001). Einige Tagebauseen insbesondere des rheinischen Braunkohlenreviers werden in wenigen Jahren zu den größten und tiefsten Seen Mitteleuropas zählen.

Tagebauseen zeichnen sich fast immer durch eine Reihe von Merkmalen aus, die sie von natürlichen Seen unterscheiden:

- Tagebauseen verändern die Landschaften in den Braunkohleabbaugebieten erheblich.
- Es ergeben sich vielfältige morphologische Ausprägungen der Beckenformen der Seen, die natürlicherweise nicht vorkommen. Bei einer insgesamt sehr großen morphometrischen Vielfalt, die durch die Abbautechnologie bestimmt wird, zeichnen sich insbesondere die Lausitzer Tagebauseen häufig durch schmale und bis zu über 60 m Tiefe erreichende Randschläuche aus. Das Litoral ist meist nur schwach ausgebildet. Große Tiefenunterschiede bereits auf kleinen Flächen sind ein morphometrisches Charakteristikum der meisten Seen.
- Von ihrer Hydrochemie her zeichnen sie sich durch eine hohe Mineralisation aufgrund hoher Konzentrationen vor allem an Calcium, Sulfat und Eisen aus. Bei zahlreichen Seen ist dies verbunden mit einer starken Versauerungsbelastung aufgrund der Oxidation der Eisensulfide in den die Kohlevorkommen ehemals bedeckenden tertiären Sande. Dadurch können Seen mit pH-Werten zwischen 2 und 4 und Basekapazitäten bis 40 mmol/l

entstehen. Dieses Problem betrifft die Lausitz in besonderem Maße. Aber auch in Mitteldeutschland, im Oberpfälzer Kohlenrevier und in der Niederrheinebene treten vereinzelt Versauerungserscheinungen auf. Im mitteldeutschen Revier bilden Schadstoffbelastungen bzw. erhöhte Salzkonzentrationen wesentliche Gewässergüteprobleme.

Somit stellen Tagebauseen mit ihren spezifischen Güteproblemen aquatische Ökosysteme dar, für die es bislang keine oder nur wenige äquivalente Beispiele in der Natur gibt. In Abhängigkeit vom Grad der Versauerung kommt es dabei zu ökologischen Ausprägungen der Gewässer, die sich stark von denen neutraler Gewässer unterscheiden (Tab. 1). Die Zahl der vorkommenden Arten ist stark eingeschränkt, die Biodiversität wird vom Säuregrad ebenso bestimmt wie die Komplexität des Nahrungsnetzes (Nixdorf et al. 1998, Lessmann et al. 2000, Wollmann et al. 2000). Die Verfügbarkeit an anorganischem Kohlenstoff wird zu einem wichtigen Faktor der Primärproduktion. Die Mixotrophie, d.h. die Fähigkeit zur Aufnahme organischer Substanzen auch durch autotrophe Organismen, und eine hohe Motilität stellen wesentliche Kennzeichen vieler Organismen in sauren Tagebauseen dar, um die Nahrungsressourcen optimal nutzen zu können (Lessmann & Nixdorf 2000, Nixdorf et al. in press a). Der Bakterienproduktion kommt eine wesentlich größere Bedeutung zu als in neutralen Gewässern. Die sauren Tagebauseen können anhand ihrer Produktionsverhältnisse eindeutig als heterotroph dominierte Ökosysteme eingestuft werden (Nixdorf et al. in press b, Nixdorf & Jander submitted).

Tabelle 1: Versuch einer Klassifizierung von Tagebauseen nach chemischen und biologischen Parametern (nach Leßmann & Nixdorf 1997, 1998)

Versauerungs-grad	pH	Leitfähigkeit [mS/cm]	Azidität $K_{B4,3}$ [mmol/l]	Phytoplankton-Besiedlung	Zooplankton-Besiedlung
schwach bis nicht sauer N	> 6	0,5 -1,5	< 0	diverse Cryptophyta Chlorophyta Diatomeen (Haptophyta)	diverse
mäßig sauer MS	>4,5-6	gering	um -0,5	Besiedlungsmuster unerforscht	
sehr sauer SS	3,5-4,5	< 1,5	0 - 1,6	<i>Peridinium/</i> <i>Gymnodinium/</i> Chlorophyta (coccale) Cryptophyceen	<i>Cephalodella hoodi</i> <i>C. gibba</i> <i>Elosa worallii</i> <i>Brachionus sericus</i> Bdelloidea <i>Chydorus sphaericus</i>
sehr hoch ES I	2,8-3,5	1,5-3,0	>1,6 ≤ 15	<i>Ochromonas/</i> <i>Chlamydomonas/</i> <i>Scourfieldia</i>	<i>Cephalodella hoodi</i> <i>Elosa worallii</i> <i>Brachionus sericus</i>
extrem ES II	2,6 < 2,8	3-4	>15 ≤ 30	<i>Ochromonas/</i> <i>Chlamydomonas/</i> Euglenophyceen	<i>Cephalodella hoodi</i> <i>Elosa worallii</i>
extrem ES III	< 2,6	> 4	> 30	s. ES II	s. ES II

N - neutral, MS - mäßig sauer, SS - sehr sauer, ES I-III-extrem sauer (von sehr hoch bis extrem)

Festlegung von Referenzgewässern

Allgemeine Fragestellungen

Grundlage für die Festlegung von Referenzgewässern müssen morphologische und biozönotische Kriterien sein. Für Tagebauseen ergeben sich dabei folgende Fragestellungen in Anlehnung an die Klassifizierung natürlicher Seen:

- Nach welchen Kriterien bzw. Parameterausprägungen kann man Tagebauseen typisieren?
- Kann bei Tagebauseen die Unterscheidung bzw. Typisierung mit den Deskriptoren für natürliche Seen vorgenommen werden, „die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten sind“? Diese Frage ist nicht trivial, weil die Hauptbelastung der Tagebauseen eine extreme Azidität ist, die den Hauptproblemen der natürlichen Seen (Trophie) sogar entgegensteht und völlig andere Güteausprägungen hervorruft.
- An den gewässerrelevanten hydromorphologischen Parameterkomplexen Morphometrie/Topographie/Hydrographie und Mixis sollte der o.g. Problemkreis eine Bearbeitung auf abiotischer Grundlage erfahren.

Welches können Leitbilder bzw. Referenzzustände für Tagebaugewässer sein? Diese zweite Zielstellung ergibt sich aus der Schwierigkeit der Ermittlung von Leitbildern für Tagebauseen. Über „Ähnlichkeiten mit natürlichen Gewässern“ wird man dieses Problem nicht lösen können, weil in Mitteleuropa keine derart extrem sauren Seen existieren. Die Zielfunktion einer Leitbildfindung über „Naturnähe“ wird also sehr schwer bzw. gar nicht zu realisieren sein. Das betrifft besonders die Tagebauseen, die einem hohen Nutzungsdruck (Wasserwirtschaft, Erholung) unterliegen. Die Ansätze zur Lösung dieses Problems sind nur einzugsgebietsbezogen und hier besonders unter Berücksichtigung des unterirdischen Einzugsgebiets als Quelle der extremen Versauerung zu lösen.

Die ökologische Entwicklung von Standgewässern in Bergbaufolgelandschaften kann im Gegensatz zu den Fließgewässern nicht durch spezifische morphometrische Dimensionen und Gestaltungen, sondern durch Sukzession und enger pelagischer und benthischer Kopplung vom Initialstadium in eine Phase der Akkumulation vermutet werden. Eine wichtige Komponente dieser Entwicklung liegt in der Hydrogeochemie der Einzugsgebiete, die in den Betrachtungen bisher zu wenig berücksichtigt wurde. Die Regulation innerhalb der pelagischen Ökosysteme vollzieht sich durch fluktuierende Ressourcenbereitstellung auf limitierendem Niveau mit der entsprechenden Reaktion auf Populationsebene.

Da die Eutrophierung weltweit das Hauptproblem der Standgewässer ist, beruhen die bekannten Bewertungsverfahren (OECD 1982, LAWA 1999) auf einer mehr oder weniger detaillierten Erfassung des trophischen Ist-Zustandes. Die sauren Bergbaugewässer sind aber nur in Ausnahmefällen trophisch geschädigt. Ihr Problem ist die säurebedingte z.T. völlig andere Ausprägung von traditionellen Güteparametern. Sie zeigen in ihren Besiedlungs- und Aktivitätsmustern gravierende Abweichungen von typischen eutrophierten oder auch mesotrophen Seen. Extrem saure Bedingungen führen zu einer Armut an Kohlenstoff und Phosphor. Eine Bioregulation über die Menge des verfügbaren Kohlenstoffes kommt außerhalb der Bergbaufolgelandschaften in unseren Breiten nicht vor. Legt man die Intensität der Primärproduktion als das Kriterium der Stoffwechselintensität in Seen zugrunde, ergeben sich aufgrund der hydrogeologischen und geochemischen Spezifik Grenzen in der Anwendung der Richtlinien.

Leitbilder der Seenentwicklung

Es gilt zu definieren, was das allgemein favorisierte Ideal „Naturnähe“ für Seen in der Lausitz bedeutet: So kann „sauer“ *a priori* nicht gut oder schlecht sein, sondern nur in Bezug auf Referenzzustände oder Nutzungsvorgaben. Die vorbergbaulich natürlichen Zustände kann man als Leitbilder ausschließen, weil es unter natürlichen Bedingungen z.B. keine Seenplatte in der Lausitz geben würde.

Für Standgewässer wird aus der Sicht der Limnologie die Beantwortung der Frage nach einem Leitbild zunächst aus der Beschreibung des Entwicklungspotentials der Seen abgeleitet, das sich nach der Flutung ohne weitere nachhaltige Eingriffe herausbilden würde. Es wird zum derzeitigen Stand der Diskussion als der „leicht saure, mesotrophe See“ definiert, der eine Entwicklung und im Sinne eines anthropozentrischen Weltbildes auch Neutralisierungsmaßnahmen in naturnahen Bereichen zuläßt (Badesee, Leitbild A, Abb. 1).

Leitbild A: Der neutrale, mesotrophe Bergbausee (nutzungsorientierter Ansatz)

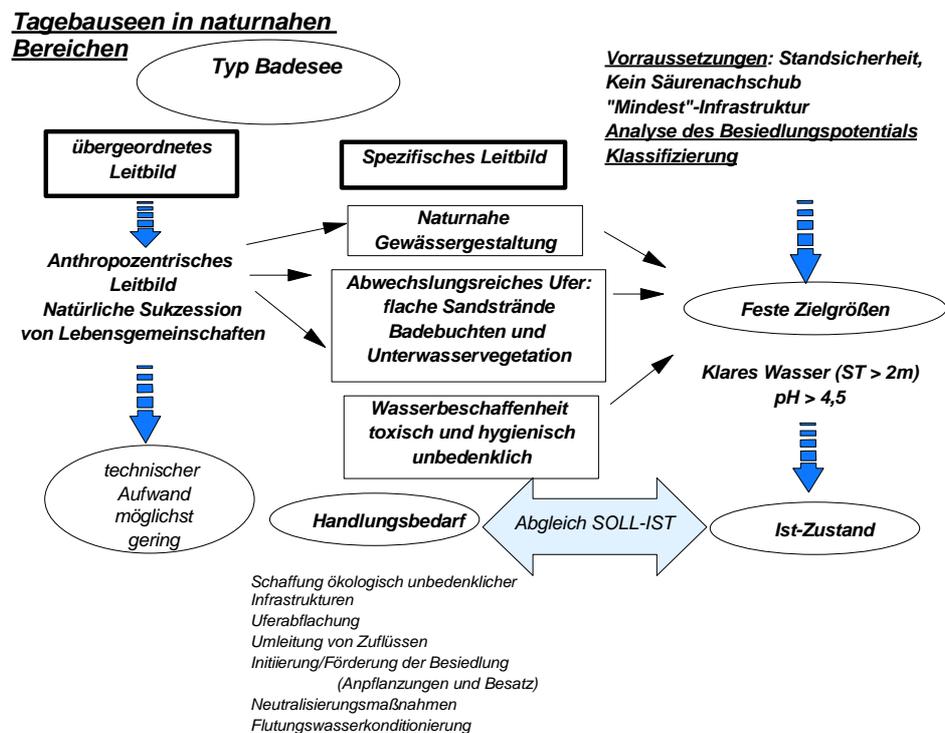


Abbildung 1: Handlungsbedarf zur Erhaltung bzw. Erreichung eines Gewässerzustandes in Tagebauseen, der eine Badenutzung zuläßt (beachte den pH-Wert von 4,5 als Zielgröße!).

Für viele extrem saure Seen sind aufwendige und z.T. auch langandauernde Sanierungsmaßnahmen in Form verschiedener Nachsorgen notwendig. Daher wäre dieses Ziel mit dem übergeordneten Leitbild „Naturnähe“ und „Nachhaltigkeit“ kaum vereinbar und für die Kernzonen naturnaher Bereiche ungeeignet. Anwendbar ist es für Übergangszonen, in denen dann auch Nutzungsansprüche durch den Menschen (z.B. Bade- oder Freizeitseen) berücksichtigt würden.

Es gibt vielfältige Anlässe, über den ökologischen Reiz, die wissenschaftliche Brisanz und eine breitere Akzeptanz saurer Gewässer nachzudenken. Das sollte auch den Schutz dieses eigenständigen Gewässertyps einschließen (Leitbild B). Der Bergbausee wird als eigener Seentyp definiert, als eigenständiges Ökosystem (Abb. 2). Vor dem Grundmotiv der Nutzungsminimierung (freie Sukzession, Prozessschutz) überlässt man den See seiner natürlichen Entwicklung. Je nach Versauerungspotential und Grundwasserzuflüssen bleibt der See in seinem sauren Zustand (ständiger Säurenachschub z.B. aus der Kippe) oder entwickelt sich mittel- bis langfristig (meist viele Jahrzehnte) zum leicht sauren (pH ca. 5) oder circumneutralen Gewässer. Eine bewußte Einleitung saurer Gewässer kann ebenfalls als eine mögliche Handlungsmaßnahme zum Erhalt des sauren Gewässers vorgenommen werden.

Es kommen Lebensgemeinschaften vor, die an den Extremstandort angepasst sind. In den USA gibt es erste Bestrebungen zum Schutz von Mikroorganismengemeinschaften an Extremstandorten. Diese Seen wären für die stille Erholung geeignet, eventuell auch als „Anschauungsmaterial“ über die Auswirkungen des Bergbaus auf Natur und Landschaft („kulturbistorisches Denkmal oder Wissenschaftsdenkmal“).

Leitbild B: Saurer Bergbausee als eigener Seentyp, als eigenständiges, isoliertes Ökosystem

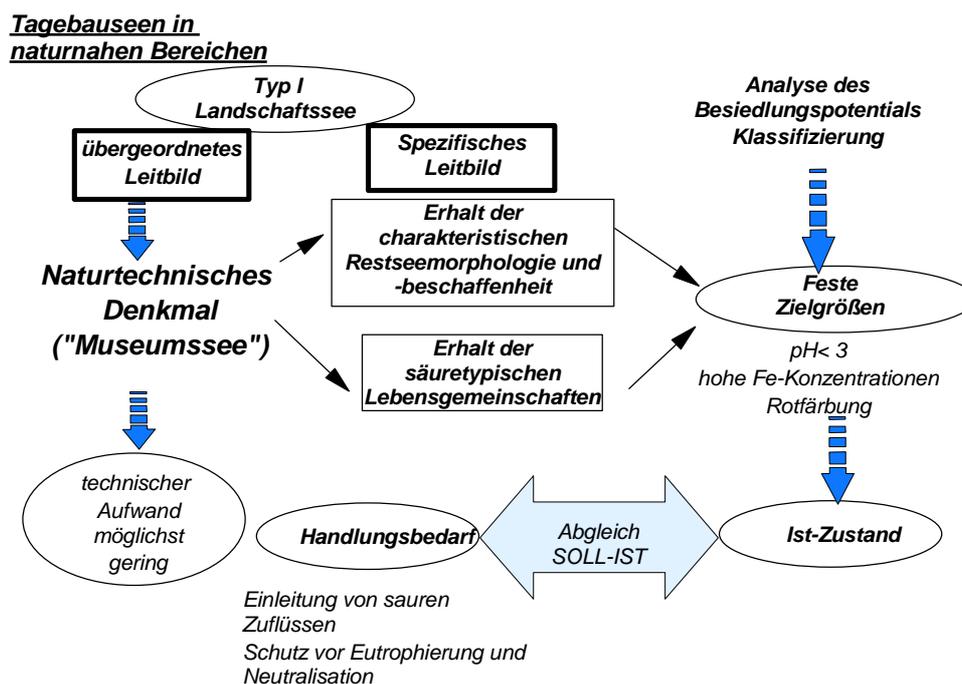


Abbildung 2: Handlungsbedarf zum Erhalt eines geschützten, sauren Landschaftssees in der Bergbaufolgelandschaft

Das Konfliktpotential ergibt sich aus der beschränkten Nutzung durch den Menschen als stille Erholung, Landschaftserleben oder ähnliches. Wasserwirtschaftliche Schwierigkeiten ergeben sich bei hydrologischer Einbindung, z.B. in Fließgewässersysteme oder Speicherbewirtschaftung.

Der Bergbausee kann auch als ökologisch eingebundenes Landschaftselement in der Bergbaufolgelandschaft definiert werden (Leitbild C, Abb. 3). Grundmotive sind Biodiversität (allerdings nicht auf den See als Objekt bezogen, sondern auf die umgebende Landschaft), Artenschutz, Biotopschutz-Biotopverbund. Derzeit stellen die sauren Seen Landschaftsbereiche dar, die nicht in ihr Umfeld eingebunden sind, sie sind nicht harmonischer Teil der Landschaft.

Die Zeitschiene, innerhalb derer eine Zielgröße (schwach saurer bis neutraler pH-Wert, oder Erreichen des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes) erreicht werden kann oder soll, liegt im Bereich mehrerer Jahre. Sie ist ein wichtiges Bewertungskriterium und definiert auch den Umfang von Maßnahmen zur Erreichung dieses Leitbildes.

Leitbild C: Bergbausee als ökologisch eingebundenes Landschaftselement in der Bergbaufolgelandschaft

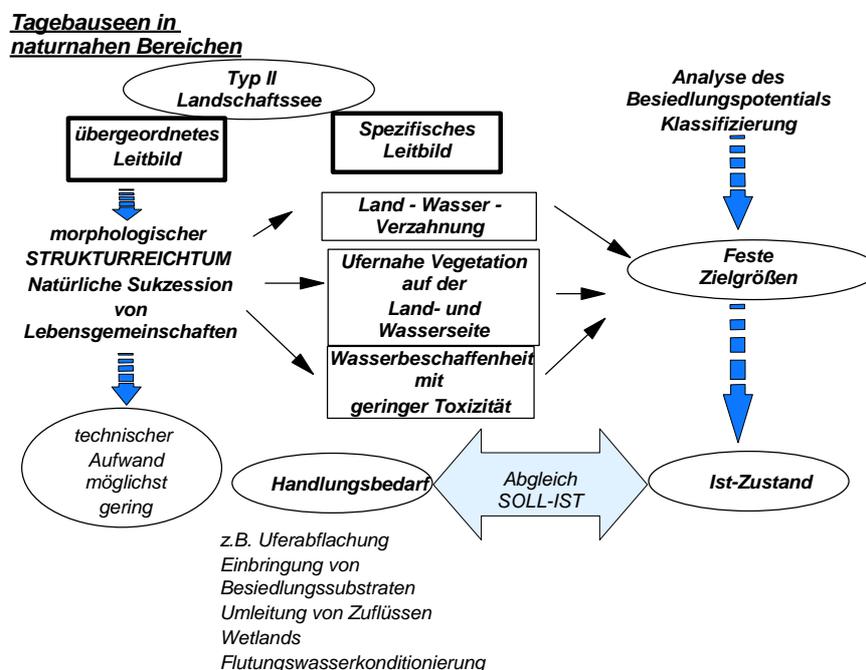


Abbildung 3: Leitbild Landschaftssee mit der Funktion als ökologisch eingebundenes Landschaftselement

Natürliche Seen und Tagebauseen

Die natürlichen Seen des Lausitzer Bergbaureviere sind kleinere, meist dystrophe Flachseen. In ganz Brandenburg am weitesten verbreitet sind eutrophe Seen geringerer und mittlerer Tiefe. Viele Tagebauseen vor allem der jüngeren Bergbaugeschichte wirken dagegen aufgrund ihrer riesigen Flächen, Volumina und Tiefen wie Fremdkörper in der Landschaft.

Aus Tabelle 2 werden die Unterschiede deutlich, die Tagebauseen in Abhängigkeit von der Art der Flutung (natürlicher Grundwasserwiederanstieg oder Einleitung von Oberflächen-

gewässern) in ihrem ökologischen Regime im Vergleich zu den natürlichen Gewässern der Region zeigen.

Die Gewässer der Bergbaufolgelandschaft werden zumindest in den naturnahen Bereichen einen eigenständigen, außerhalb der Bergbaufolgelandschaft nicht existierenden Gewässertypus bilden. Ein mögliches hydrochemisches Leitbild für das Referenzgewässer könnte der mesotrophe, leicht saure Tagebausee mit hohen Härtegraden und geringer Pufferung sein (Abb. 4).

Tabelle 2: Merkmale von Lausitzer Tagebauseen im Vergleich mit natürlichen Seen Brandenburgs (aus LUA 2001)

Merkmal	natürlicher eutropher See	Tagebausee mit Fremdwasserflutung	Tagebausee mit Grundwasseraufgang
Morphologie	überwiegend flache Uferzonen Epilimnionvolumen größer als Hypolimnionvolumen	meist steile Ufer, im Bereich der Uferlinie bergtechnisch abgeflacht sehr große morphologische Vielfalt Hypolimnionvolumen kann größer als Epilimnionvolumen sein	
Böschungserosion	unbedeutend, da flach und bewachsen	sehr groß, insbesondere in der Anstiegsphase	
Artenvielfalt	hoch	gering	sehr gering
Nahrungsnetz	komplex	einfach	sehr einfach
Nährstoffangebot	hoch	mittel	niedrig
Limitation der Primärproduktion	Phosphor, Stickstoff	Phosphor, Kohlenstoff	
Zulauf	Fließgewässer mit Temperatur \approx Seetemperatur	Grundwasser und Oberflächenwasser	Grundwasser mit Temperatur zwischen 8 und 12°C
Sedimente	mächtige autochthone, stark organogene Sedimentbildungen	Sedimente, in denen Eisen-Hydroxide überwiegen, geringe organogene Bildungen	
pH	neutral bis schwach alkalisch	niedrig: oft pH \approx 4 - 6	oft sehr niedrig: meist pH < 3,5
Metallkonzentrationen	niedrig	moderat bis hoch (Eisen, Aluminium, Mangan)	sehr hoch (Eisen, Aluminium, Mangan)

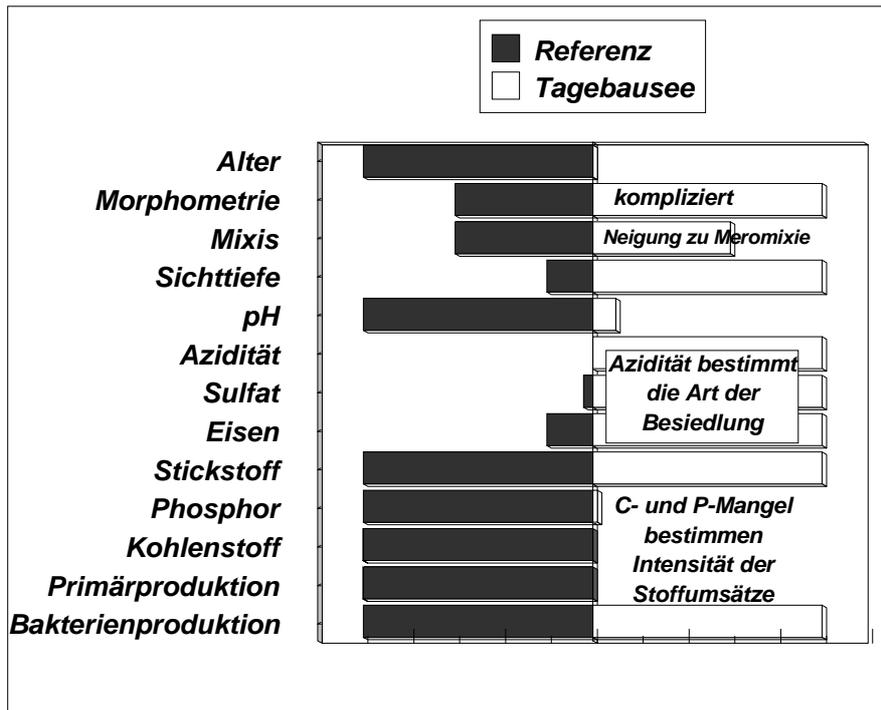


Abbildung 4: Vergleich wesentlicher limnologischer Charakteristika eines natürlichen Hartwassersees in Brandenburg („Referenzsee“) mit einem sauren Tagebausee der Lausitz.

Das fischereikundliche Referenzgewässer

Eine zentrale Frage in Bezug auf die Besiedlung und Nutzung der Seen ist die Etablierung von Fischpopulationen. Für die meisten der künftigen und bereits bestehenden Tagebauseen wird ein oligo- bis mesotropher Zustand prognostiziert. Die morphometrischen Besonderheiten dieser Seen bestehen in ihrer Größe und Tiefe, d.h. dem Vorhandensein eines großen Hypolimnions, der steilscharigen Beckenform und dem reduzierten Anteil fischereilich bedeutsamer Flachwasseranteile (Litoral). Die Uferlinien sind gerade und es werden wenige künstlich geschaffene Flachwasserbereiche entstehen.

Der Zustand der jungen Tagebauseen ist durch die fehlende bzw. reduzierte Makrophytenvegetation, Litoral- und Profundalfauna gekennzeichnet. Als Nahrungsgrundlage stehen fast ausschließlich Zooplankton und Makroinvertebraten (Chironomiden, Corixiden) zur Verfügung. Unter Beachtung der morphometrischen (mittlere Tiefe > 15 m) und trophischen (Sichttiefe > 5m, ausreichend Sauerstoff bis zum Grund, *Dinobryon* und *Ceratium* als Sommerplankton) Verhältnisse in den Tagebauseen und unter der Voraussetzung der Gewässerneutralität entsprechen die Seen den Maränenseen gemäß der Klassifikation natürlicher Seen (Rümmler 2001). Die mögliche Primärproduktion und die Entwicklung des Zooplanktons soll die Grundlage für die Entwicklung von Fischpopulationen sein, die ein bevorzugtes Wachstum der Kleinen Maräne (*Corogonus albula*) als Leitfischart zulassen. Die besten Voraussetzungen für die fischereiliche Bewirtschaftung werden folglich mesotrophe Gewässer besitzen, in denen akzeptable Erträge an Coregonen, Aal und Zander zu erwarten sind.

Tagebauseen, die aufgrund ihrer Morphometrie und Substratbeschaffenheit die Entwicklung von Makrophytenbeständen zulassen, haben gute Chancen für ein Aufkommen von Hecht

(*Esox lucius*) und Plötze (*Rutilus rutilus*) sowie Großmaräne (*Coregonus lavaretus*), Aal (*Anguilla anguilla*), Blei (*Abramis brama*), Schleie (*Tinca tinca*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Barsch (*Perca fluviatilis*) und anderen Kleinfischarten.

Fische können sich in den Seen jedoch nur dann etablieren, wenn die pH-Werte im circumneutralen Bereich stabilisiert werden können. Das gilt insbesondere für die Leitart der künftigen Tagebauseen, die Kleine Maräne. Dieser Fisch ist für die Besiedlung des Pelagials tiefer und nährstoffarmer Tagebauseen sehr gut geeignet. Ein natürliches Vergleichsgewässer ist der oligotrophe Stechlinsee im Norden Brandenburgs. Eine erfolgreiche Reproduktion dieser Fischart stellt sich jedoch nur im neutralen Milieu ein. Das gilt auch für weitaus säuretolerantere Fische, wie den Hecht, der zur Reproduktion noch pH-Werte über 5,5 benötigt. Dieser pH-Wert ist folglich als untere Grenze der Fischbesiedlungsbedingungen zu nennen, wobei der Erfolg von Fischbesatzmaßnahmen mit der Steigerung des pH-Wertes über diese Schwelle erhöht wird. Zu den Erstbesiedlern der Tagebauseen zählt der robuste Barsch, der bislang erfolgreich zur Pionierbesiedlung fischfreier Bereiche beigetragen hat. Das Leitbild für Fische in Tagebauseen wird neben den genannten durch folgende Arten ergänzt: Plötze, Aal, Rotfeder und Zander sowie Bleie und Schleie (Rümmler 2001).

Tagebauseen, die in ihrer Trophie im untersten Bereich liegen (Oligotrophie) werden nur begrenzt berufsfischereilich nutzbar sein, weil die geringen Stückzahlen der Kleinen Maräne nicht gut absetzbar sind. Auch aus diesem Grund ist der mesotrophe Tagebausee als Entwicklungsziel dem nährstoffärmeren See vorzuziehen.

Sanierungsstrategien

Aus bergbautechnischen Gründen wird nach Abschluß der Gestaltung der Seebecken eine rasche Flutung der Restlöcher angestrebt, um eine höchstmögliche Böschungstabilität zu erreichen. Aufgrund der relativ geringen Niederschläge in der Region von nur 500 – 600 mm/a vollzieht sich der Grundwasserwiederanstieg nach der Beendigung der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung nur sehr langsam und würde ein Erreichen des Endwasserstandes in vielen Seen erst nach mehreren Jahrzehnten ermöglichen. Zudem ist das aus den umgelagerten Kippensedimenten den Seen zufließende Grundwasser verantwortlich für die Versauerung der Gewässer. Zur Beschleunigung des Wasseranstiegs und zur Überwindung der hohen Versauerungsbelastung wird daher in nahezu allen größeren Seen der Lausitz die sogenannte Fremdflutung mit Wasser aus den Hauptfließgewässern der Region als wichtigste Sanierungsmaßnahme eingesetzt (LUA 2001). Dadurch konnte das Wasserdefizit in der Lausitzer Bergbausanierungsregion zwischen 1990 und 2000 von rund 7 Mrd. m³ auf 4,3 Mrd. m³ verringert werden (LMBV, mdl. Mitt.).

Mit der Fremdflutung läßt sich zwar ein rascher Wasserspiegelanstieg erreichen, eine dauerhafte Neutralisierung kann dadurch jedoch nur selten gewährleistet werden. Nach dem Erreichen des Endwasserstandes ist in der Regel die ununterbrochene weitere Zuführung von Flusswasser erforderlich, um zuströmendes saures Kippengrundwasser zu neutralisieren und damit eine Wiederversauerung des Sees zu verhindern bzw. um auf diese Weise längerfristig erst zu neutralen pH-Werten zu kommen (LUA 2001).

Während in sauren Seen die Phosphor-Konzentrationen fast immer sehr niedrig sind, ist dies zwar in neutralen oder neutralisierten Seen aufgrund der immer noch hohen Phosphor-Bindungskapazitäten der Sedimente meist auch der Fall (Ender et al. 2002), dennoch bringt

die permanente Einleitung nährstoffreichen Flusswassers mit TP-Konzentrationen zwischen meist 50–100 µg/l aus Spree und Schwarzer Elster langfristig eine Eutrophierungsgefährdung mit sich (Nixdorf & Leßmann 1999).

Alternativ zur Fremdflutung werden verschiedene ökotechnologische Sanierungsverfahren zur Neutralisierung der Seen erprobt, deren Ziel es ist, den Versauerungsprozess umzukehren und Eisen und Schwefel möglichst dauerhaft zu fixieren. Dazu ist der Einsatz organischer Materie und damit eine künstliche Eutrophierung und Saprobisierung der Seen erforderlich, die so gesteuert werden muss, dass sie den Sanierungszielen nicht zuwider läuft (Deneke & Nixdorf 2002). Die Lausitzer Tagebauseen bewegen sich damit bei allen bisher möglichen Sanierungsverfahren auf dem schmalen Grad zwischen Versauerung und Eutrophierung.

Die in einigen Seen zu beobachtende Ausbildung von Meromixie in tiefen Randschlauchbereiche sowie auch in flacheren Gewässer in windgeschützten Lagen mit hoher Leitfähigkeit bzw. hohen organischen Belastungen (Fyson & Rücker 1998) unterstützt die Sanierungsbemühungen, weil meromiktische Verhältnisse in Seen eine zusätzliche Stoffsenke darstellen. Neben den Sedimenten, die als langfristig wirkende Akkumulationsräume für Nähr- und Schadstoffe fungieren, bilden die tiefen, nicht durchmischten Wasserschichten (Monimolimnia) meromiktischer Seen eine günstige Möglichkeit zur Akkumulation von Stoffen und der langfristigen Ausbildung anaerober Verhältnisse, die Sulfatreduktionen und damit eine Entsäuerung unterstützen sollten.

Schlussfolgerungen

Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Tagebauseen müssen folgende Punkte beachtet und diskutiert werden:

- Tagebauseen zählen zu den künstlichen Wasserkörpern, bei denen nach Durchführung aller technisch und ökonomisch sinnvollen Sanierungsmaßnahmen der bestmögliche ökologische Zustand erreicht werden soll (höchstes ökologisches Potential).
- Als Referenzgewässer für den Soll-Ist-Abgleich ist das Gewässer zu wählen, das Tagebauseen am nächsten kommt.
- Tagebauseen sind sowohl von ihren morphometrischen als auch hydrochemischen Eigenschaften aquatische Ökosysteme, für die es keine oder nur wenige äquivalente Beispiele in der Natur gibt. Hauptproblem vieler Tagebauseen ist ihre starke Versauerung.
- Referenzgewässer müssen anhand von morphometrischen und biozönotischen Kriterien festgelegt werden. Als Leitbilder können der neutrale, mesotrophe Tagebausee, der saure Tagebausee als eigener Seentyp und eigenständiges, isoliertes Gewässer sowie der Tagebausee als ökologisch eingebundenes Landschaftselement in der Tagebaufolgelandschaft diskutiert werden.
- Hydrochemisches Leitbild für das Referenzgewässer könnte der mesotrophe, schwach saure See mit hohen Härtegraden sein. Die geringen Pufferkapazitäten dieser Seen bewirken ihre hohe und unkontrollierbare Anfälligkeit gegen Säure- und Basenschübe.
- Das Plankton ist als Anzeiger für den Säuregrad der Tagebauseen und für den Prozess der Seenentwicklung sehr gut geeignet. Ein erster Entwurf zur Klassifizierung wurde erstellt,

bedarf jedoch noch der Überprüfung, der Weiterentwicklung und des Abgleichs mit weiteren biozönotischen Parametern (Makrophyten, Mikrophytobenthos, Makrozoobenthos).

- Fischereikundliches Referenzgewässer tiefer Tagebauseen ist der Maränensee mit der Kleinen Maräne als Leitfischart. Voraussetzung für die Etablierung von Fischpopulationen sind stabile über 5,5 – 6,0 liegende pH-Werte.
- Für die Verminderung der Versauerungsbelastung stehen als Sanierungsstrategien die Fremdwasserflutung, eine chemische Neutralisierung und sich überwiegend noch in der Entwicklung befindende ökotechnologische Verfahren zur Verfügung.

Literatur

- Deneke, R. & B. Nixdorf (Hrsg.), 2002. Gewässerreport Nr. 7: Tagungsband zum Workshop „Biogene Alkalinitätsproduktion und Neutralisierung als ergänzende Strategie für die Restaurierung von extrem sauren Tagebauseen“. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 3/2002.
- Ender, R., D. Lessmann & B. Nixdorf, 2002. Zur Phosphorbindung im Sediment des Tagebausees Plessa RL 117 (Grünwalder Lauch). Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2001: 396-400.
- EU, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000.
- Fyson, A. & J. Rucker, 1998. Die Chemie und Ökologie des Lugteichs - eines extrem sauren, meromiktischen Tagebausees. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/98: 18-34.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1999. Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Eigenverlag.
- Leßmann, D. & B. Nixdorf, 1997. Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/97: 9-18.
- Leßmann, D. & B. Nixdorf, 1998. Morphologie, hydrochemische Klassifizierung und Phytoplanktonbesiedlung von Tagebauseen der Lausitz. GBL-Gemeinschaftsvorhaben (Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder), Heft 5: 195-201.
- Lessmann, D. & B. Nixdorf, 2000. Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2208-2211.
- Lessmann, D., A. Fyson & B. Nixdorf, 2000. Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with $\text{pH} \leq 3$. Hydrobiologia 433: 123-128.
- LUA (Landesumweltamt Brandenburg) (Hrsg.), 2001. Tagebauseen – Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen. Studien und Tagungsberichte 35.
- Nixdorf, B. & D. Leßmann, 1999. Zur Prognose der Trophieentwicklung in Tagebauseen der Lausitz – Ansätze und Probleme. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 1/99: 49-64.
- Nixdorf, B. & J. Jander, submitted. Bacterial productivity in shallow extremely acidic mining lakes. Hydrobiologia.

- Nixdorf, B., K. Wollmann & R. Deneke, 1998. Ecological potentials for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic Mining Lakes*. Springer, Berlin: 147-167.
- Nixdorf, B., M. Hemm, A. Schlundt, M. Kapfer & H. Krumbeck, 2001. *Tagebauseen in Deutschland – ein Überblick*. UBA-Texte 35/01.
- Nixdorf, B., D. Lessmann & C.E.W. Steinberg, in press a. The importance of chemical buffering for pelagic and benthic colonization in acidic waters. *Water, Air, and Soil Pollution*.
- Nixdorf, B., H. Krumbeck, J. Jander & C. Beulker, in press b. Comparison of bacterial and phytoplankton productivity in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. *Acta Oecologia*.
- OECD 1982. *Eutrophication of waters*. OECD report, Paris.
- Rümmler, F., 2001. Fische und Fischerei in Braunkohletagebaurestseen. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes* 77: 86-106.
- Wollmann, K., R. Deneke, B. Nixdorf & G. Packroff, 2000. Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). *Hydrobiologia* 433: 3-14.