

Beitragsserie: Seeufer, ein vergessenes Ökoton

Einführung: UWSF – Z Umweltchem Ökotox 14 (4) 255–256 (2002)

Beitrag 1: Die ökologische Bewertung von Seeufern in Deutschland • **Beitrag 2:** Problemfeld Seeufer am Beispiel Bodensee

Beitrag 3: Einige Gedanken zum Schutzziel 'Artengemeinschaften'

Die ökologische Bewertung von Seeufern in Deutschland

Norbert Walz^{1*}, Wolfgang Ostendorf² und Rainer Brüggemann¹

¹ Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin, walz@igb-berlin.de, brg@igb-berlin.de

² Institut für Limnologie, Universität Konstanz, Postfach 55 60, D-78434 Konstanz, wolfgang.ostendorf@uni-konstanz.de

* Korrespondenzautor (walz@igb-berlin.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2003.01.055>

Zusammenfassung

Ziel und Absicht. Obwohl die Seeufer als Übergangsbiotop zwischen Land und See wichtige ökologische Funktionen erfüllen, ist über diese Leistungen im einzelnen wenig bekannt. Zudem müssen die Seeufer einen hohen Nutzungsdruck aushalten und sind dadurch bereits vielfach stark verändert. Während die stofflichen Belastungen geringer werden, steigen die strukturellen Veränderungen. Leider gibt es hier ein Defizit: Es fehlt bisher an umsetzbaren Bewertungsverfahren und Entscheidungshilfen.

Schwerpunkte. Diesem Defizit hat auch die EU-Wasserrahmenrichtlinie nicht abgeholfen, da hier die Seeufer nur implizit behandelt werden. In diesem Artikel werden einige bestehende Bewertungsverfahren und ihre Konzeptionen benannt. Allerdings wurden alle diese Verfahren nicht für Seeufer entwickelt. Daher werden Kriterien vorgeschlagen, die ein seeuferpezifisches Bewertungsverfahren erfüllen sollte. Ein Seeufermanagement sollte strukturelle und biologische Parameter berücksichtigen und die Akzeptanz der Bevölkerung einbeziehen.

Ergebnisse und Schlussfolgerungen. Neben der eher gängigen Biodiversität könnte die biologische Funktion der Seeufer durch ein funktionierendes Nahrungsnetz, z.B. des Makrozoobenthos, dargestellt werden. Aber schon bei der Biodiversität treten erhebliche Probleme auf, wie man sie quantifizieren kann. Ein einfacher Biodiversitätsindex kann den Forderungen nach der vollständigen Erfassung einer komplexen Situation, dazu gekoppelt mit Informationen zu Struktur, Praktikabilität, Kosten, und dergleichen mehr, nicht genügen und kann nicht für die Bewertung einer Maßnahme herangezogen werden.

Empfehlungen und Ausblick. Ein möglicher Ansatz, der oben genannten Komplexität gerecht zu werden, ist, mathematische Modellansätze und ordnungstheoretische Verfahren in die Betrachtung einzubeziehen.

Schlagwörter: Biodiversität; Biologische Funktion; EU-Wasserrahmenrichtlinie; Forschungsbedarf; Makrozoobenthos; multimetrische Verfahren; Gewässerschutz; sozioökonomische Bedeutung

Einleitung

Deutschland ist ein seenreiches Land: 766 Seen mit einer Fläche von jeweils mehr als 0,5 km² Fläche verteilen sich hauptsächlich über die Bundesländer Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Baden-Württemberg und Bayern (Hemm et al. 2002). Nimmt man noch die kleineren Stillgewässer mit mindestens 1 ha Fläche hinzu, so beläuft sich

Abstract

Ecological evaluation of lake shores in Germany

Goal and Scope. Details about the ecological function of lake shores as ecotones between land and lakes are not well-known. These ecotones are also heavily exploited and, in part, considerably changed. Whereas anthropogenic nutrient loading is decreasing, structural changes are increasing. Unfortunately, there is a deficit in methods of evaluation and decision processes.

Main Focus. Even the EU-water framework directive was no remedy for this deficit, as lake shores were included only implicitly. In this article several evaluation methods and their conceptual groundwork are presented. However, these methods were not developed for lake shore research. Therefore, criteria are proposed which could fulfill the specific demands of lake shore assessments. The management of lakes shores should consider structural and biological parameters, and be agreeable to local residents.

Results and Conclusions. In addition to conventional biodiversity methods, the ecology of lake shores could also be represented by a functional food net, for example in benthic invertebrates. But even quantification of biodiversity alone creates many problems. A simple biodiversity index cannot meet all the demands placed on a method of evaluation in complex situations, especially when coupled with additional information on structure, practicability, costs, etc. For these reasons, assessments for future management cannot be based on such an index.

Outlook. A possible approach to include this complexity in assessments is to apply mathematical models and theoretical order concepts.

Keywords: Biodiversity; biological function; EU-water framework directive; macroinvertebrates; multimetric approach; water protection; socio-economic significance

die beim derzeitigen Stand ermittelte Zahl auf etwa 9300. Niemand kennt die Gesamtgröße der Wasserfläche. Sie mag nach eigenen Schätzungen in der Größenordnung von 10⁴ km² liegen. Ebenso wenig bekannt ist die Gesamtlänge der Seeufer, die überschlagsmäßig im Bereich von 10⁴ bis 10⁵ km liegt.

Seeufer stellen demnach linienhafte Ökosysteme von beträchtlicher Ausdehnung dar, die als Übergangsbiosphären (Ökotonen¹) zwischen dem freien See (Pelagial) und den terrestrischen Lebensräumen vermitteln. Als solche nehmen sie ökologische und sozio-

¹ Ökoton: Grenzbereich zwischen verschiedenen Ökosystemen oder Biotopen. Unterscheidung zum Ökotox: Verbindung von Biotop und Biozönose

ökonomische Funktionen wahr, die umso wichtiger und umso kostbarer werden, je mehr der menschliche Nutzungsdruck auf den See und die angrenzende Uferlandschaft zunimmt. Dies gilt besonders für die größeren Seen im verkehrsgeographischen Einzugsgebiet von Ballungsräumen (Ostendorp et al. 2003).

Aufgrund des vielfältigen und hohen Nutzungsdruckes sind unsere Seeufer bereits vielfach stark anthropogen verändert. Im Beitrag von Ostendorp et al. (2003) wird deutlich, dass es in Deutschland, insbesondere in den östlichen Bundesländern (als Beispiel dazu Brandenburg), Seen gibt, deren Uferstruktur im wesentlichen noch intakt ist. Diese intakte Uferstruktur ist jedoch stark bedroht; im Westen Deutschlands gibt es viele Beispiele, an denen die massiven Beeinträchtigungen zu sehen sind. Diese Bedrohungssituation wird am Beispiel des Bodensees deutlich werden (siehe Beitrag 2, Problemfeld Seeufer am Beispiel Bodensee).

Seeufer haben eine große Bedeutung für die Fischerei, heute insbesondere für die Angelfischerei (Arlinghaus et al. 2002). Hier zeigt sich ihre sozio-ökonomische Funktion, die sich auch auf andere Bereiche der Freizeitgestaltung und des Tourismus erstreckt. Es ist zu erwarten, dass der Nutzungsdruck auf die Gewässer weiter steigt und sich der Druck hauptsächlich an den Seeufern manifestiert. Damit aber ist die ökologische Funktion des Seeufers in Gefahr. Die Schutzziele für ein am Nachhaltigkeitsgedanken orientiertes Management müssen sich dem anpassen: Solange die Seen nur von der Eutrophierung betroffen waren, stand die Beseitigung der Nährstoffbelastung des Freiwasserkörpers im Vordergrund. Nun aber werden an den Seeufern – wie vor einiger Zeit in den Fließgewässern nach dem Rückgang des saprobiellen Eintrags – strukturelle Belastungen wichtiger.

Umso bedauerlicher ist es daher, dass bisher für die Seeuferbewertung umsetzbare Bewertungsverfahren fehlen. Damit fehlt ein Instrumentarium, um Handlungsoptionen aufzuzeigen und um diese kritisch bewerten zu können. Das liegt einerseits an den immer noch mangelhaften Kenntnissen, die wir von der ökologischen Rolle des Ufers haben, andererseits – und als Folge davon – fehlt es an Kriterien, wie die Integrität eines Ufers zu bewerten ist. In der EU-Wasserrahmenrichtlinie tauchen die Seeufer leider nur sehr cursorisch auf (siehe Abschnitt 4.2).

In die Gestaltung der Seeufer sollten ökologische Kriterien einbezogen werden. Während für Fließgewässer die Bedeutung der Strukturen schon seit längerem erkannt wurde, müssen für Seeufer strukturelle Kriterien erst entwickelt werden. In diesem Beitrag werden zunächst die Kenntnisdefizite über die ökologische Rolle der Seeufer beleuchtet, bevor auf die Entwicklung von Kriterien eingegangen wird.

1 Biologische Funktion der Seeufer

Die Seeufer erfüllen wichtige ökologische Funktionen innerhalb des Seeökosystems und beeinflussen somit über komplexe und z.T. indirekte Wirkungen auch die Wasserqualität des Freiwassers (Scheffer et al. 1993, Jeppesen et al. 2002). Das gilt insbesondere für Flachseen und für eutrophierte kleinere Seen, aber auch für ausgedehnte Litoralflächen in größeren Seen. Die wichtigsten ökologischen Funktionen sind:

- die Pufferfunktion in Bezug auf diffuse terrestrische Nährstoffeinträge, insbesondere beim Stickstoff durch intensive Denitrifikation (z.B. Takii und Fukui 1996),
- die Filtrationsfunktion durch den Biofilm auf der Sedimentoberfläche oder von Periphyton auf Uferpflanzen, das Nähr- und Schwabstoffe aus dem Sedimentporenwasser in seinen Biofilm aufnimmt (Woodruff et al. 1999),

- die Funktion als 'Kinderstube' der Fische, da Fischlarven und Jungfische warme und strukturreiche (vor dem Fraßdruck größerer Fische geschützte) Lebensräume benötigen (z.B. Mooij 1996).

Ein Seeufer bildet einen 'Ökoton', in dessen verschiedenen Zonen (Epi- bis Infralitoral) die meisten und unterschiedlichsten Organismen vorkommen. Auf diesen Organismen beruhen die genannten Funktionen des Seeufers (Schiemer et al. 1995, Wetzel 1999).

2 Kenntnisdefizite

Es wird deutlich, wie wenig – vor allem in anwendungsbezogener Hinsicht – über Seeufer als Ökosysteme, über ihre elastische Stabilität (Resilienz), ihre Dynamik und ihre anthropogene Belastbarkeit bekannt ist. Dies hat in der Vergangenheit dazu geführt, dass menschlichen Eingriffen in die Uferzone oft nur mit einer eher vagen Argumentation der Seeufer als 'atmende Seeflächen' mit 'großer Selbstreinigungskapazität', als 'Kinderstube der Fische' bzw. mit Hinweis auf ihre Funktion als 'Pufferzone für den Gewässerschutz' und als 'Zentrum hoher Artendiversität' begegnet wurde. Mit ähnlich allgemein gehaltenen Argumenten wurden mitunter Uferschutz- und Renaturierungsmaßnahmen begründet, wenn von der 'Wiederansiedlung wertvoller Schilfgebiete', der Notwendigkeit der 'Wellenberuhigung und Uferstabilisierung' und der 'Wiederherstellung eines natürlichen Uferprofils' die Rede war.

Diese Kenntnislücken haben zu einer eher sektoralen Schutzgebietspolitik geführt, indem ausgewählte Uferabschnitte als Naturschutzgebiet bzw. als flächenhaftes Naturdenkmal zugunsten bestimmter Tier- bzw. Pflanzengruppen oder Biotoptypen, oder als Laichschanze für die Fischerei ausgewiesen wurden, während sich an den übrigen Uferstrecken der Nutzungsdruck verstärkte.

Die namentlich von der EU-Kommission und internationalen Gremien und Konferenzen (z.B. UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung, UNCED 1992 in Rio de Janeiro, und ICLEI, Internationaler Rat für Kommunale Umweltinitiativen) formulierten neuen Paradigmen fordern:

- die Erhaltung der Biodiversität
- den integrativen Gewässerschutz und das einzugsgebietsbezogene Management (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, vom 23. Oktober 2000; vgl. auch Chave 2001)
- die Anwendung des Nachhaltigkeitsbildes im Gewässerschutz (vgl. z.B. Kahlenborn und Kraemer 1999)
- der Mobilisierung von Fachleuten, Verwaltung und Öffentlichkeit zugunsten einer lokalen und regionalen Umweltschutz-Aktionsbündnissen (Agenda 21) einschließlich der Erprobung neuer Partizipationsmethoden.

Diese Paradigmen erfordern auch beim Schutz der Seeufer, bei der naturnahen Gestaltung von Eingriffen und bei der Umsetzung von Uferrenaturierungsmaßnahmen neue Sichtweisen. Angesichts der Intensität sich überlagernder Nutzungen, der anhaltend hohen Attraktivität für Siedlung und Erholung, und angesichts der ökologischen Empfindlichkeit bilden gerade die Seeufer 'hot spots', die nach der Erprobung neuer, auf Nachhaltigkeit, Partizipation und Bewusstseinswandel der Betroffenen gerichtete Managementformen rufen.

Auch im Verhältnis zum Natur- und Artenschutz bestehen nach wie vor konzeptionelle Defizite. Obwohl die zukünftige Verlustrate limnischer Tierarten dreimal höher als die von terrestrischen eingeschätzt wird (Ricciardi et al. 1999), gründet sich Naturschutz fast ausschließlich auf terrestrischen Konzepten, wogegen limnische Konzepte nur ansatzweise entwickelt sind

(Saunders et al. 2002). Im terrestrischen Naturschutz steht der Erhalt der Arten in einem Ökosystem im Vordergrund. Im tropischen Regenwald, zum Beispiel, hatte jede Art im Laufe der Evolutionsgeschichte lange Gelegenheit, sich einzunischen, nicht dagegen in Süßgewässern, die meist sehr jung sind und in denen ein intensiver Artenaustausch herrscht. Da von den an Seeufer vorkommenden Arten nur die Fische und die Makrophyten ansatzweise direkt geschützt werden können, muss hier vor allem der Lebensraum und dessen Funktion (z.B. der Stoffumsatz oder die Stabilität) geschützt werden (Moss 2000).

Zum Abschluss der Betrachtungen der Kenntnisdefizite soll nicht unerwähnt bleiben, dass die Deutsche Forschungsgemeinschaft 1998 mit der Etablierung des Sonderforschungsbereiches 454 'Bodenseelitoral' an der Universität Konstanz einen wesentlichen Impuls gegeben hat, diesen Forschungsrückstand aufzuholen.

3 Geschichtliche Entwicklung von Bewertungsverfahren

3.1 Stoffliche Belastungen

Die Bewertung der anthropogenen Belastung von Gewässern mittels ökologischer Methoden und Indices hat in der aquatischen Ökologie und im deutschen Gewässerschutz eine lange Tradition. Vor einem Jahrhundert schon veröffentlichten Kolkwitz und Marsson ihre 'Saprobien-Kataloge', mit deren Hilfe der Belastungsgrad von Fließgewässern mit fäulnisfähigen Stoffen indiziert werden sollte (Kolkwitz und Marsson 1902, 1908, 1909). Erprobung, Kritik und Weiterentwicklung des Saprobien-systems hielten über 80 Jahre an, bis mit der Revision von Friedrich (1990) und der Übernahme des Verfahrens in die DIN-Norm im Oktober 1990 (DIN 38410, Teil 2; DEV M2) ein vorläufiger Schlusspunkt gesetzt wurde. Auch die Bewertung der trophischen Belastung von Seen kann auf eine lange Tradition zurückblicken, die bei unterschiedlichen Konzepten von A. Thienemann und E. Naumann ihren Ausgangspunkt nahm (Naumann 1927, 1932, Thienemann 1919, 1921, 1928), bis schließlich das OECD-Verfahren (Vollenweider und Kerekes 1980 a,b) in verschiedenen Varianten übernommen wurde. Auch das bundesweit in der Erprobung befindliche Verfahren der deutschen Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) greift darauf zurück, ist aber in der Bewertung leitbildorientiert. Das für jeden See zu ermittelnde Leitbild besteht in dem Trophiegrad, den das betreffende Gewässer im naturnahen, anthropogen nur wenig beeinflussten Zustand hätte. Motor der Forschung waren in beiden Fällen die stofflichen Belastungen der Oberflächengewässer durch Abwässer und die Gefährdung essentieller menschlicher Nutzungen (Trinkwassernutzung, Badenutzung, Fischerei u.a.). Anzufügen bleibt, dass im europäischen Ausland eine Vielzahl anderer Bewertungsverfahren gebräuchlich sind (vgl. Premazzi und Chiaudani 1992, Böhmer et al. 1997); diese wurden aber nur für Fließgewässer entwickelt.

3.2 Strukturelle Belastungen

Die strukturelle Belastung namentlich der Fließgewässer durch Gewässerausbau und Gewässerunterhaltung wurde hingegen erst viel später thematisiert, weil die entscheidenden Eingriffe, besonders an kleineren und mittleren Gewässern, erst in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts erfolgten. Ein weiterer Grund könnte darin bestehen, dass zwar die Anliegen des Naturschutzes und der Landespflege dadurch negativ berührt wurden, nicht aber lebenswichtige menschliche Nutzungsansprüche. Die Einsicht, dass der flächenhafte Gewässeraus-

bau massiv in den Landschaftswasserhaushalt eingreift und zu einer Erhöhung der Hochwassergefährdung führt anstatt sie zu vermindern, hat sich erst in jüngerer Zeit Raum verschafft (z.B. LAWA 1995). So setzte eine Diskussion um die Strukturgröße von Fließgewässern mit dem Schutzziel der aquatischen Biozönosen und der ökologischen Integrität der Gewässer erst vor gut 15 Jahren ein (Übersicht vgl. Friedrich und Lacombe 1992, Zumbroich et al. 1999). Nach einer kurzen und intensiven Diskussions- und Erprobungsphase in den Bundesländern entwickelte die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein 'Übersichtsverfahren' und ein 'Vor-Ort-Verfahren' (LAWA 1999, Zumbroich und Müller 1999), die nun bundesweit gelten sollen.

4 Übersicht über bestehende Bewertungsverfahren

Ein Konzept zur ökologischen Bewertung von Seeufern gibt es dagegen erst in groben Ansätzen. Zunächst stand auch hier die stoffliche Belastung der Seen im Vordergrund: Bestimmte Organismengruppen des Litorals wurden herangezogen, um den Trophiegrad eines Sees oder eines Uferabschnittes vorherzusagen; insbesondere die submersen Wasserpflanzen erwiesen sich als geeignete Indikatoren (Lachavanne et al. 1985, Melzer 1976, 1988, Schmieder 1998 u.a.), daneben auch Kieselalgen im Aufwuchs auf Wasserpflanzen (Seele et al. 2000). Zoobenthos-Arten sind dagegen nicht so einfach zu handhaben (Fittkau und Colling 1992; siehe auch Zintz und Böhmer 2000).

Gleichwohl stand auch hier nicht eigentlich das Litoral, sondern die Freiwasserzone und deren Trophie im Zentrum des Interesses, da die Organismengruppe nur zur Trophie-Indikation des gesamten Sees herangezogen wurde. So kamen wesentliche Impulse zum Verständnis dessen, was Eutrophierung für das Litoral als Lebensraum bedeutet, nicht von dieser Forschungsrichtung, sondern aus der Biomanipulationsforschung (Scheffer et al. 1993, Hosper 1997, Scheffer 1998).

Einen etwas breiteren Ansatz verfolgten Lachavanne et al. (1985) bei der Uferbewertung am Vierwaldstätter See (CH). Die Beurteilung des Uferzustandes stützte sich auf (i) die Form der Ufer, (ii) die Zusammensetzung der submersen und der amphibischen Vegetation. Die Bewertungskriterien erstreckten sich auf die Uferbeschaffenheit, die Beschaffenheit der Wasserlinie, die Ausdehnung der tatsächlichen Flachwasserzone (0–5m), die pflanzenbewachsene Fläche und Vegetationsdichte der Flachwasserzone, die Artenzahl in den Pflanzenbeständen, die Artenvielfalt (Diversitätsindex). Leider ist dieser Ansatz in späteren Arbeiten nicht weiterentwickelt worden.

4.1 US-EPA-Konzept

Einen anderen Weg beschreiten die im Umfeld der US-Environmental Protection Agency (US-EPA) entwickelten Verfahren, die sich grundsätzlich zu einem holistischen Ansatz der Bewertung und des Seen-Managements bekennen. Diese Verfahren sind allerdings nicht speziell auf Seeufer zugeschnitten. Die Bewertung von aquatischen Ökosystemen erfolgt anhand von 3 Komponenten, der chemischen, der physikalischen (u.a. Habitatstrukturen) und der biologischen, die zusammen die ökologische Qualität des Gewässers ausmachen. Ausgangspunkt ist die biotische Integrität von aquatischen Ökosystemen, die bei augenscheinlich menschlich unbelasteten Gewässern als gegeben vorausgesetzt wird. Die Zusammensetzung der Biozönosen sol-

cher Gewässer bilden die Datenbasis, vor deren Hintergrund die Eigenschaften der zu bewertenden Gewässer betrachtet werden. Zur Beschreibung des Zustands werden je nach Art des Gewässers und nach gewünschtem Grad an Präzision und Detailreichtum eine Reihe von verschiedenen biotischen Variablen herangezogen – die Variablenliste ist offen. Jede Variable hat ihr 'Kriterium', d.h. einen Zahlenwert, der für die anthropogen unbeeinflussten Gewässer typisch ist. Es handelt sich also um ein dezidiert multikriterielles Verfahren (multimetric attribute approach). Die Bewertung des zu untersuchenden Gewässers erfolgt dabei für jede Variable als 'Distanz' zu den Referenzbedingungen entlang einer drei- oder fünf-teiligen Skala. Die Summe über alle Bewertungsziffern einer definierten Anzahl von Variablen liefert dann das Endresultat der Bewertung. Von der fachlichen Seite her ist offensichtlich, dass die Zusammensetzung der Biozöosen auch vom Gewässertyp und von den regionalen Umgebungsbedingungen (z.B. Seemorphometrie, Ausgangsgestein im Einzugsgebiet) abhängt; aus diesem Grunde müssen die Variablen der biotischen Integrität immer auf einen bestimmten Typ einer bestimmten Region bezogen werden – der typspezifische Referenzzustand. Es ist außerdem einzuwenden, dass die Summenbildung Kompensationen zulässt. So kann ein Gewässer in einem Kriterium sehr schlecht abschneiden, was durch gute Ergebnisse in einem anderen Kriterium ausgeglichen wird. Aus ökologischer Sicht sollte zumindest ein Zwischenschritt, nämlich die Darstellung des Zustandes bezüglich aller Kriterien, eingeschoben werden.

In der internationalen Literatur vieldiskutierte Beispiele sind der Fish Index of Biotic Integrity (IBI) und der Ohio Lake Condition Index (LCI). Vergleichbare Indices, die andere Gewässereigenschaften bezeichnen, aber nach den gleichen Verfahren gewonnen werden, werden derzeit in anderen angelsächsischen Ländern erprobt. Auch für die Seeufer wurden entsprechende Indices entwickelt (US EPA 1994 a,b), die aber unserer Einschätzung eher kursorischen Charakter tragen, auch in den USA bisher wenig erprobt und in der Literatur noch nicht kritisch diskutiert wurden. Davon unabhängig liefert der US-EPA Konzept einen sehr interessanten Ansatz, um an mittlereuropäische Verhältnisse angepasste Seeufer-Bewertungsverfahren zu entwickeln.

4.2 EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL)

Das Konzept der US-EPA wurde in seinen Grundlagen, aber auch in vielen Details in die Verfahrensvorschriften der neuen EU-WRRL übernommen. Die genaue Formulierung der Bewertungsverfahren und die Festlegung der Variablen obliegt aber hier den Beitrittsstaaten (in der Bundesrepublik Deutschland organisiert durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA]). Die EU-WRRL geht nur in wenigen Passagen explizit auf die Seeufer und auf die besonderen Herausforderungen bei ihrer Qualitätsbeurteilung ein. Lediglich aus dem Textzusammenhang erschließt sich, dass unter einem Gewässer stets auch der Gewässerrand verstanden wird. Im Anhang V (Abs. 1.1.2, stehende Gewässer) erklärt die EU-WRRL ganz klar, dass zu den Qualitätskomponenten auch die "...Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora" [gemeint sind hier im wesentlichen die submersen Makrophyten], "...benthische wirbellose Fauna" [d.h. ggf. auch die der Litoralzone], "Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens", und die "Struktur der Uferzone" zählt.

4.3 LAWA-Verfahren

Die LAWA ist derzeit damit befasst, in verschiedenen Bereichen Verfahrensvorschriften zu entwickeln bzw. ältere bundesdeutsche Verfahren weiterzuentwickeln, die den Vorgaben der EU-WRRL genügen. Dazu zählen 'Übersichtsverfahren' und ein detaillierteres 'Vor-Ort-Verfahren' zur Bewertung der Fließgewässerstrukturen bzw. der strukturellen Defizite und Schadstrukturen (LAWA 1999, Zumbroich und Müller 1999), die als Vorbild für die Seeuferstrukturgütere Erfassung dienen können, sowie das 'Trophieverfahren' 'Stillgewässerbewertung nach trophischen Gesichtspunkten' (LAWA 1998).

Die beiden Fließgewässerstrukturgüte-Bewertungs- und -kartierungsmethoden weisen eine andere Struktur auf als die entsprechenden Habitat-Indices der US-EPA. Beiden gemeinsam ist, dass

- sie sich an einem gewässertypspezifischen Referenzzustand orientieren (hier: 'Leitbild' auf der Basis von naturräumlichen Gewässertypen),
- es sich um multimetrische Verfahren handelt, wobei hier allerdings die Art und die Zahl der Variablen genau festgelegt ist.

Der wesentliche Unterschied besteht in der Berechnung des Gesamt-Indexwertes für den weiter oben aufgeführten Gewässerschnitt. Im Falle der US-EPA Verfahren geschieht dies i.a. durch eine einfache Summenbildung, bei den LAWA-Verfahren erfolgt eine auf den ersten Blick sehr komplizierte, durch empirisches Fachwissen geleitete Aggregation. Ohne auf Einzelheiten eingehen zu können, scheint uns der Weg der Aggregation der bessere zu sein, weil er sich auf fachwissenschaftliche Argumente stützt. Mit Recht weisen Braukmann und Pinter (1997) in einer Arbeit, in der die Faktorenkomplexe Biologie, Morphologie, Hydrologie und Chemie als relevant für die Fließgewässerbewertung herausgestellt werden, allerdings darauf hin, dass unflexible, und zu einfach 'gestrickte' Bewertungsverfahren unzureichend sind. Die Konzeption der Fließgewässerstrukturgüte-Bewertung lässt sich unseres Erachtens ohne Problem auf die Seeufer übertragen, wobei dann selbstverständlich (i) die 'Leitbilder' und (ii) die Variablen neu gefasst werden müssten.

4.4 BUWAL und EAWAG-Konzepte

In Anlehnung an die europäischen Vorgaben hat das schweizerische Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) 1998 ein Modul-Stufen-Konzept (MSK) entwickelt. Für die Fließgewässer ist das Konzept bereits weitgehend ausgearbeitet (BUWAL 1998). Es besteht aus der gleichgewichtigen Bewertung der Module Hydrodynamik und Morphologie, Biozöosen und Gewässerchemie und toxische Effekte, wobei die Untersuchungen auf 3 Intensitätsstufen durchgeführt werden können. Die Stufe F steht für landesweite, flächige Untersuchungen mit entsprechend geringer Intensität und einem relativ groben Raster an Schlüsselvariablen, die Stufe S ist systembezogen und bezieht sich auf einzelne Fließgewässersysteme mit ihren Zuflüssen. Die detailreichste Ebene ist die Stufe A, die flussabschnittsbezogen ist und für die Beantwortung von Detailfragen herangezogen wird. Nach ähnlicher Vorgehensweise wird derzeit an der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserklärung und Gewässerschutz (EAWAG, Dübendorf) ein Bewertungsschema der Litoralzone von Seen entwickelt und an einem See erprobt; dieses Verfahren weist deutliche Übereinstimmungen mit dem Konzept der LAWA-Verfahren zur Fließgewässerstrukturgütekartierung auf. Verfahrenseinzelheiten sind derzeit noch nicht veröffentlicht.

Aus unserer Sicht ist die Einbeziehung biologischer bis hydrodynamischer und morphologischer Information ein wichtiger Schritt in die richtige Richtung. Die Verknüpfung ökologischer mit hydrologischer Information ist beispielsweise in den multivariaten Verfahren RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System, siehe Wright et al. 1989) und im System LIFE (Lotic – Invertebrate Index for Flow Evaluation, siehe Extence et al. 1999) realisiert. Aber auch bei Anwendung dieser multivariaten Verfahren bietet es sich an, nicht gleich alle Informationen zu einer Bewertungsziffer zusammenzufassen, sondern zunächst, aufbauend auf den Einzelinformationen, ein wertneutrales Ranking zu installieren. Erfahrungen zu 'wertneutralen' Rankingmethoden (basierend auf dem Konzept der partiellen Ordnung, siehe Abschnitt 5.3 und 3. Beitrag der Serie, Einige Gedanken zum Schutzziel 'Artengemeinschaften') sind in einem dreijährigen Projekt (gefördert von der DBU) gesammelt worden.

5 Vorgehensweise bei der Erarbeitung von Kriterien zur Uferbewertung

Ein rationales Seeufer-Management sollte mit einer Bewertung der ökologischen Funktionen der einzelnen Uferabschnitte beginnen, wie sie auch von der EU-WRRL gefordert wird, und die über den Schutzgedanken hinausgeht. Ein zweites Element könnte in der Akzeptanzwerbung liegen, wenn es darum geht, Nutzungsrestriktionen umzusetzen; strategische Maßnahmen wären z.B. die Einbindung von Nutzerinteressen, die Partizipation von Nutzergruppen, die rezipientenorientierte Aufbereitung und Verbreitung fachwissenschaftlicher Erkenntnisse, und die mediengestützte Beeinflussung der öffentlichen Meinung. Gerade im konfliktträchtigen Bereich der Seeufernutzung könnte es sich auf Dauer gesehen als hilfreich erweisen, traditionelle 'Feindbilder' durch neue anwendungsbezogene Forschungsergebnisse und durch neue Beteiligungsformen aufzubrechen.

Welchen Eignungskriterien sollten die Indices zur Uferbewertung genügen? In einem Bewertungsverfahren für Seeufer sollten strukturelle und biotische Parameter berücksichtigt werden. Die strukturellen Variablen sollten u.a. bestehen aus: Wasserstand, Relief, Vegetationsstruktur (land- und wasserseitig), Bodensubstrat, anthropogene Nutzungsstrukturen Sedimente und Litoralmorphologie. Ebenso wichtig wären Informationen über den hydrologischen Austausch Grundwasser – See und über die Geochemie des Einzugsgebiets. Für die biotischen Parameter sollten Arteninventare des Makrophyton, Zoobenthos, Fische, Vegetation der Wasserwechselzone, landseitige Ufervegetation und Uferfauna herangezogen werden.

5.1 Analyse der Funktion am Beispiel des Makrozoobenthos

Eine Möglichkeit der Beurteilung der ökologischen Integrität eines Ufers ist die Erfassung der ökologischen Funktion der dort befindlichen Biozönosen [Stoffkreislauf, Stabilität (als eines der vielen Stabilitätsmaße sei die Resilienz erwähnt)]. Diese können bekanntlich nur schwer direkt untersucht werden. Eine wichtige Funktion, die eine Biozönose erfüllen muss, ist die Geschlossenheit des Stoffkreislaufs. Das heterotrophe Makrozoobenthos – hier als Beispiel herausgegriffen – bewerkstelligt den Um- und Abbau von grobem partikulärem organischem Material (CPOM), wie z.B. von Makrophytenresten und Falllaub. Es nimmt darüber hinaus feines partikuläres organisches Material auf (FPOM), ferner auch Bakterien und Algen. Ein Teil ernährt sich als wichtiges trophisches Bindeglied räuberisch von anderen Invertebraten, so dass ein komplexes Nahrungs-

netz entsteht, in das auch Wasservögel und Fische einbezogen sind. Die Wirbellosen stellen somit eine wichtige Verbindung zwischen Mikroben und Vertebraten her (Cummins 1992). Daher kann aufgrund des Vorkommens von Mitgliedern jeder trophischen Gilde, für Insekten definiert von Cummins (1973), auf ein funktionierendes Nahrungsnetz geschlossen werden (Index of trophic completeness – ITC, Pavluk et al. 2000). Der ITC wurde bisher nur an Flüssen herangezogen. Die Abwesenheit bestimmter trophischer Gruppen ließ auf anthropogene Einflüsse schließen. Die Universalität des Index, insbesondere am Seeufer, ist aber bisher nicht nachgewiesen.

5.2 Bewertung von Ökosystemeigenschaften durch Biodiversität

In Ostendorp et al. (2003) werden die spezifischen Probleme für den Bodensee und Ostdeutschland dargestellt. Maßnahmen wurden definiert und diskutiert – aber wie sollen verschiedene Maßnahmen gegeneinander abgewogen werden? Es stellt sich damit die Frage nach der Kosten-Nutzen-Funktion, oder noch allgemeiner: nach einer Gütefunktion, nach der hin Maßnahmen beurteilt und gegebenenfalls optimiert werden könnten. Zweifelsohne sollte mindestens ein Kriterium zur Integrität des Ufer-Ökosystems gefunden und definiert werden können. Zu einem solchen gehört allerdings auch ein Indikator, der anzeigt, wie dieses Kriterium in einem konkreten System (Seeuferabschnitt, Maßnahme) erfüllt wird (vgl. diese Serie, 3. Beitrag sowie Wilhelm und Brüggemann 2000, Wilhelm und Brüggemann 2001). Ein gängiger Indikator für eine maximale Artenvielfalt ist – zumindest seit 1992, der Agenda von Rio – bekannt: die Biodiversität. Aber auch hier treten erhebliche Probleme auf, wie man die Biodiversität quantifizieren kann. Ein Zeichen für diese Schwierigkeit ist, dass in der Literatur über 100 verschiedene quantitative Maße diskutiert werden (siehe für eine Übersicht: Washington 1984). Selbst wenn für die Biodiversität ein geeignetes Maß ausgewählt wurde (siehe dazu Abschnitt 5.3), stellt sich dann die Frage, ob die Maßnahmen hierdurch ausreichend beurteilt werden können. Schließlich sind Praktikabilität und selbstverständlich auch die Kosten miteinzubeziehen. Außerdem sind keystone-Spezies, sowie Strukturparameter (s.o.) zu berücksichtigen. Demnach entsteht ein komplexes logisches Gefüge: Einerseits werden Biozönosen u.a. durch Diversitätsmaße bewertet, andererseits dient dieses spezielle Bewertungsergebnis als eines der Attribute zur Bewertung der Maßnahmen. Von diesen wiederum hängt es ab, ob ein Uferabschnitt auch seine ökologische Funktion wahrnimmt und damit die Biodiversität im günstigen Sinn beeinflusst und nicht nur als ein ästhetisch schön gestaltetes Landschaftselement fungiert.

Für die Bewertung der Maßnahmen unter z.T. einander ausschließenden Kriterien (Kosten vs. Nutzen) stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung (z.B. Hassediagrammtechnik [Brüggemann et al. 2001], PROMETHEE [Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluation, Brans et al. 1986, Mareschal und Brans 1988], AHP [Analytical Hierarchy Process: Saaty 1994], vgl. auch Pudenz et al. 2002 zu einer Übersicht, und Pudenz et al. 2003 zu einer Weiterentwicklung von HDT zu METEOR [METHod of Evaluation by Order Relations]). Am Beispiel der Bewertung von Chemikalien wurden überdies anhand einer umfassenden Studie mit Monte Carlo-Simulationen Empfehlungen erarbeitet, wann welches Verfahren besonders geeignet ist (Lerche et al. 2002).

Tabelle 1: Statistische Befunde zu den Biodiversitätsmaßen nach Shannon-Wiener, Simpson / Gini und der Richness (Lande 1996)

Biodiversitätsmaß	Bias	Varianz
Shannon	Der Bias hängt von der wahren Artenzahl ('Richness') ab Um den Bias zu verringern, muss eine größere Zahl an Individuen bestimmt werden als überhaupt existiert	Die Varianz verringert sich mit der Gesamtzahl der Individuen und ist im allgemeinen günstiger als die Varianz der Richness
Richness	Erhebliche Unterschätzung der wahren Richness möglich	Endlicher Beitrag, offensichtlich höher als für die beiden anderen Verfahren
Gini: $1-\lambda$ (siehe Lande 1996)	Es gibt hier keinen Bias	Geringste Varianz

5.3 Biodiversität

Soll nun ein Kriterium für die Beurteilung von Maßnahmen die Maximierung der Biodiversität sein, so wird man mindestens verlangen, dass die Einstufung der Maßnahmen nach ihrem Biodiversitätsmaß unabhängig von der aktuellen Wahl des Biodiversitätsmaßes ist. Leider ist dies nicht der Fall, wie Solomon (1979) nachgewiesen hat. Das bedeutet, dass eine Maßnahme a bezüglich der Biodiversität bei Verwendung etwa des Shannon-Maßes (Shannon 1948) schlechter eingestuft werden kann als Maßnahme b, während bei Verwendung eines anderen Biodiversitätsmaßes, z.B. die reziproke Simpson-Zahl (Simpson 1949), die umgekehrte Reihenfolge gilt (Solomon 1979).

Geht man zurück zu den Wurzeln des Biodiversitätsbegriffes, so ist eigentlich klar, dass es zu Diskrepanzen kommen muss: Schließlich soll ja durch eine Zahl, eben dem Biodiversitätsmaß ein ganzes Tupel von Zahlen erfasst werden, ein ebenso fragwürdiges Unterfangen, als wollte man den Verlauf einer gekrümmten Kurve im 2-dimensionalen Raum durch genau eine Zahl zu charakterisieren. Man kann dieses Unterfangen auch in einem statistischen Sinn beurteilen: Eine Artenverteilung soll durch eine Zahl beschrieben werden. Es ist aber durchaus bekannt, dass selbst Normalverteilungen zu Vergleichszwecken nur durch zwei Größen beschrieben werden können, während andere Verteilungen durch eine Reihe statistischer Momente charakterisiert werden müssen. Unterschiedliche Biodiversitätsmaße werden in diesem Sinn nur den einen oder anderen Aspekt der Verteilungsfunktion wiedergeben.

Soll man nun spezielle Maße auswählen, so wird man sich auch davon leiten lassen, welche statistische Qualität sie haben: Schließlich werden nicht nur die Abundanzen von Taxa falsch erfasst, sondern oft kann man sich nicht einmal sicher sein, ob man alle verschiedenen Taxa innerhalb eines Systems erfasst hat, d.h. man wird nach dem Bias und der Varianz des entsprechenden Maßes zu fragen haben. Selbst die Frage nach der Beobachtungsebene, also ob man beispielsweise auf Arten- oder Familienebene misst, fließt in die Wahl des Biodiversitätsmaßes mit ein. Da über die statistischen Aspekte ein umfassender Übersichtsartikel von Lande (1996) verfasst wurde, sollen diese hier nicht weiter vertieft werden. **Tabelle 1** fasst die wichtigsten Ergebnisse zusammen.

Ein Teil der in Tabelle 1 gemachten Aussagen wurde von Lande (1996) anhand von Monte-Carlo-Simulationen erhalten. Dazu wurde für die Artenverteilung ein log-Normalverteilung angenommen.

Welche Auswege aber gibt es aus der Zweideutigkeit im Ranking von Maßnahmen, je nachdem welches Biodiversitätsmaß herangezogen wird? Da letztlich eine Einstufung der Maßnahmen anhand der Artenverteilung vorgenommen werden soll, liegt es nahe, zunächst verschiedene Artenverteilungen aufgrund ihrer Abundanztuple zu vergleichen. Vergleichen bedeutet Ordnen, Ordnen anhand eines mehrkomponentigen Tupels bedeutet

wiederum die Suche nach dem Umfang der partiellen Ordnung, da die einzelnen Komponenten ja nicht korreliert, ja nicht einmal rang-korreliert sein müssen. Damit ist die Biodiversität ein Problem der Ordnungstheorie, so dass die Bewertung von Maßnahmen auf dem Wege der Bewertung von Artenverteilungen in einem einheitlichen theoretischen Rahmen erfolgen kann (siehe den 3. Beitrag der Serie).

Die Biodiversität ist 'nur' ein Konzept, das sich auf Artenverteilungen bezieht. Es ist daher notwendig, die Forderung nach 'mehr Struktur' in den Seeufern nicht nur mit Kennzahlen, wie solche für die Biodiversität, zu prüfen. Vielmehr sollte man sich mit dem entsprechenden methodischen Instrument –Erstellung und Analyse von Nahrungsnetzen – in Seen und, falls möglich, speziell in Ufernähe – der Problematik 'Struktur' nähern. Kann man den Begriff 'Struktur' durch Nahrungsnetzerstellung und Analyse operationalisieren, so ist der nächste Schritt die Erstellung verallgemeinerter Integritäts- oder 'Reifemaße' für Nahrungsnetze.

5.4 Integritätsmaße

Im vorigen Abschnitt wurde ein theoretischer Rahmen aufgezeigt, anhand dessen die Biodiversität in einer geschlossenen einheitlichen Form diskutiert werden kann, so dass zu planende Maßnahmen durch den zu erwartenden Gewinn an Biodiversität besser beurteilt werden können. Was muss weiter geschehen?

Wenn man von der Integrität des See/Seeufer-Ökosystems ausgeht, liegt es nahe, das Nahrungsnetz in Ufernähe zu charakterisieren. Trotz der Schwierigkeiten, welche die Erstellung von Nahrungsnetzen im allgemeinen, aber für Ökotope im speziellen darstellen, würde es sich lohnen, nicht nur die bloße Existenz einer Räuber-Beute-Beziehung darzustellen (binäre Nahrungsnetze), sondern die Massenflüsse (oder Energieflüsse) zu bestimmen. Eine Möglichkeit wäre dann, auch Integritätsmaße für derartige Fluss-bewertete Graphen zu berechnen, so wie es Wilhelm und Brüggemann (2001) vorschlagen. Dabei wird davon ausgegangen, dass die bisher diskutierten Maße, *Joint entropy* (ein Maß, das hohe Diversität in Nahrungsnetzverbindungen propagiert, vgl. Perez-Espana und Arreguin-Sanchez 1999) und *Aszendenz* (Ulanowicz 1997) einander völlig entgegengesetzte Nahrungsnetze zur Folge haben. Es ist daher ein Kompromiss zu finden, d.h. ein neues Maß zu entwickeln, dessen Optimum zu Netzen führt, die nicht ganz so effizient (und ohne Redundanz) sind, wie anhand der Aszendenz erhalten wird, aber auch nicht so redundant und 'störungssicher', wie es das Maß von Perez-Espana und Arreguin-Sanchez (1999) impliziert (siehe 3. Beitrag dieser Serie).

Danksagung. Die Autoren danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Förderung der Arbeiten im Rahmen eines Pilot-Projekts.

Literatur

- Arlinghaus R, Mehner T, Cowx IG (2003): Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries*, in press
- Böhmer J et al. (1997): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern. *Handbuch Wasser 2*, Bd. 37 (Hg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe)
- Brans JP, Vincke PH, Mareschal B (1986): How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. *European Journ. Oper. Research* 24, 228–238
- Brüggemann R, Halfon E, Welzl G, Voigt K, Steinberg C (2001) Applying the concept of partially ordered sets on the ranking of near-shore sediments by a battery of tests. *J. Chem. Inf. Comp. Sc.* 41, 918–925
- Brüggemann R, Drescher-Kaden U (2003) Einführung in die modellgestützte Bewertung von Umweltchemikalien. Springer-Verlag, 520 pp
- Chave PA (2001): The EU Water Framework Directive – An Introduction. IWA Publ., 224 pp
- Braukmann U, Pinter I (1997): Concept for an integrated ecological evaluation of running waters. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 25, 113–127
- Cummins KW (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Entomol.* 18, 183–206
- Cummins KW (1992): Invertebrates. In: Calow P, Petts GE (eds.): *The river handbook: Hydrological and ecological principles*. Vol. 1: pp. 234–250
- Extence CA, Balbi DM, Chadd RP (1999): River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: A framework for setting hydroecological objectives. *Regul. Rivers: Res. Manag.* 15, 543–574
- Fittkau EJ, Colling M (1992): Biologische Trophieindikation im Littoral von Seen. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*, Heft 7/92, München
- Friedrich G, Lacombe J (eds.) (1992): *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*. *Limnologie aktuell*, Bd. 3, Stuttgart, 462 pp
- Friedrich G (1990): Eine Revision des Saprobien-systems. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 23, 141–152
- Hosper H (1997): *Clearing Lakes*. Diss. Univ. Wageningen, 167 pp
- Gerritsen J et al. (1998): *Lake and reservoir, bioassessment and biocriteria*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC
- Hemm M, Hoffmann A, Mischke U, Nixdorf B (2003): *Natürliche Seen Deutschlands – Aktueller Stand zur Dokumentation, Typisierung und Bewertung anhand des Phytoplanktons*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001, in press
- Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M, Christoffersen K, Theil-Nielsen J, Jørgensen K (2002): Cascading trophic interactions in the littoral zone: an enclosure experiment in shallow Lake Stigs-holm, Denmark. *Arch. Hydrobiol.* 153, 533–555
- Kahlenborn W, Kraemer RA (1999): *Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland*. Berlin, Heidelberg: Springer, 244 pp
- Kolkwitz R, Marsson M (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanstalt Wasserversorgung Abwasserreinigung* 1, 33–72
- Kolkwitz R, Marsson M (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.* 26a, 505–519
- Kolkwitz R, Marsson M (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. rev. ges. Hydrobiol.* 2, 126–152
- Lachavanne JB, Jaquet J-M, Juge R, Perfetta J (1985): Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Vierwaldstättersee. *Ber. für das Bundesamt f. Forstwesen und Landschaftsschutz und das Bundesamt für Umweltschutz*, Bern, Universität Genf, 109 pp
- Lande R (1996) Statistics and partitioning of species diversity and similarity among multiple communities. *Oikos* 76, 5–13
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1995): Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz. 30 pp www.lawa.de/deutsch/pubs/lawa02.htm
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): *Gewässerbewertung – Stehende Gewässer*. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien, 74 pp
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Übersichtsverfahren*, 25 pp
- Lerche D, Brüggemann R, Sorensen P, Carlsen L, Nielsen OJ (2002) A comparison of partial order technique with three methods of multi-criteria analysis for ranking of chemical substances. *J. Chem. Inf. und Comp. Sc.* 42, 1086–1098
- Mareschal B, Brans JP (1988): Geometrical representations for MCDA. *European Journ. Oper. Research* 34, 69–77
- Melzer A (1976): *Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen*. Diss. Bot. 34, 195 S
- Melzer A (1988): *Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen*. *Hohenheimer Arbeiten: Gefährdung und Schutz von Gewässern*, pp. 105–116
- Mooij WM (1996): Variation in abundance and survival of fish larvae in shallow eutrophic Lake Tjeukemeer. *Env. Biol. Fish.* 46, 13–25
- Moss B (2000): Biodiversity in fresh waters – An issue of species preservation or system functioning? *Environ. Conserv.* 27, 1–4
- Naumann E (1927): *Ziele und Hauptprobleme der regionalen Limnologie*. *Botan. Not. (Lund)*, Jg. 1927, p 81–103
- Naumann E (1932): *Grundzüge der regionalen Limnologie*. In: *Die Binnengewässer*, Bd. 11. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 176 pp
- Ostendorp W (1993): Was tun? Perspektiven der Seeuferforschung und Seeuferrenaturierung. In: Ostendorp W, Krumscheid-Plankert, P (eds): *Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa*. G. Fischer, Stuttgart, *Limnologie Aktuell* 5, 269 pp
- Ostendorp W (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. *Natur u. Landschaft* 62, 99–102
- Ostendorp W (1991): Zur Geschichte der Uferrohrichte des Bodensee-Untersees. *Schr. Ver. Gesch. Bodensee* 109, 215–233
- Ostendorp W, Brüggemann R, Walz N (2003) Problemfeld Seeufer am Bodensee. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox*, in Vorbereitung
- Ostendorp W, Stark H, Krumscheid-Plankert P, Pier A (1996): Dynamics and restoration of lakeside reedbelts in a prealpine lake (Lake Constance, Germany). *Proc. Ecohydraulics, Quebec*, June 1996, B753–B765
- Pavluk TI, Bij de Vaate A, Leslie HA (2000): Development of an index of trophic completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing water. *Hydrobiologia* 427, 135–141
- Perez-Espana H, Arreguin-Sanchez F (1999): A measure of ecosystem maturity. *Ecological Modelling* 119, 79–85
- Premazzi G, Chiaudani G (1992): *Ecological Quality of surface waters*. Joint Research Centre der Europäischen Kommission (EUR 14563 EN), Mailand, 124 pp
- Pudenz S, Brüggemann R, Voigt K, Welzl G (2002): Nachhaltige Entwicklung von Managementstrategien – Multikriterielle Bewertungs- und Entscheidungshilfe-Instrumente. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 14, 52–57
- Pudenz S, Brüggemann R, Simon U (2003): METEOR – A DSS suggested for data analysis and partial evaluation in environmental science. *European Journ. Oper. Research*, in press
- Ricciardi A, Neves RJ, Rasmussen JB (1999): Extinction rate of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13, 1–3
- Saaty TL (1994): How to make a decision: The analytical hierarchy process. *Interfaces* 24, 19–43
- Saunders D, Meeuwig J, Vincent AJ (2002): Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology* 16, 30–41

- Solomon DL (1979): A comparative approach to species diversity. In: Grassie JF, Patil GP, Smith W, Taillie C (eds): Ecological diversity in theory and practice, International Co-operative Publishing House, Fairland, Maryland, p 29–35
- Scheffer M, Hosper SH, Meijer ML, Moss B, Jeppesen E (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8, 275–279
- Scheffer M (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman und Hall, 357 pp
- Schiemer F, Zalewski M Thorpe JE (1995). Land/inland water ecotones: Intermediate habitats critical for conservation and management. *Hydrobiologia* 303, 259–264
- Schönfelder J (2000). Limnologischer Zustand und Bewertung nährstoffarmer Seen in Brandenburg. *Beitr. Gewässerökologie Norddeutschlands* 4, 6–16
- Schmieder K (1998): Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1867. *Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee* 46, 169 pp
- Seele J, Mayr M, Staab F, Raeder U (2000): Combination of two indication systems in pre-alpine lakes: Diatom index and macrophyte index. *Ecological Modelling*. 130, 145–149
- Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. *Bell. System Tech. J.* 27, 623–656
- Simpson EH (1949) Measurement of diversity. *Nature* 163, 688
- Takii S, Fukui M (1996): Comparison of anaerobic mineralization processes in sediments between littoral reed and offshore sites in a shallow hypertrophic lake. *Hydrobiologia* 319, 37–45
- Thienemann A (1919): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. *Arch. Hydrobiol.* 12, 1–65
- Thienemann A (1921): Seentypen. – *Naturwissenschaften* 9, 343–346
- Thienemann A (1928): Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. *Die Binnengewässer*, Bd. 4, Stuttgart, 176 pp
- Vollenweider RA, Kerekes J (1980a): OECD Cooperative Programme for Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). OECD, Paris
- Vollenweider RA, Kerekes J (1980b): The loading concept as a basis for controlling eutrophication. *Progress in Water Technol.* 12, 5–39
- US EPA (1994a): EMAP Surface waters field operational manual for lakes. U.S. EPA, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, NV
- US EPA (1994b): Environmental Monitoring and Assessment Program: Integrated quality assurance project for the Surface Waters Research Group, 1994 activities, Rev. 2.00 – EPA 600/X-91/080. U.S. EPA, Las Vegas, NV
- Ulanowicz RE (1997): Ecology, the ascendant perspective. Columbia University Press, New York, 201 pp
- Washington HG (1984): Diversity, biotic and similarity indices – A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.* 18, 653–694
- Wetzel RG (1999): Biodiversity and shifting energetic stability within freshwater ecosystems. *Arch. Hydrobiol. (Advances in Limnology)* 54, 19–32
- Wilhelm T, Brüggemann R (2000): Goal functions for the development of natural systems. *Ecol. Mod.* 132, 231–246
- Wilhelm T, Brüggemann R (2001): Information theoretic measures for the maturity of ecosystems. In: Matthies M, Malchow H, Kriz J (eds): Integrative systems approaches to natural and social dynamics Springer-Verlag, Berlin. pp 263–273
- Woodruff SL, House WA, Callow ME, Leadbeater BSC (1999): The effects of a developing biofilm on chemical changes across the sediment water-interface in a freshwater environment. *Int. Rev. Hydrobiol.* 84, 509–532
- Wright JF, Armitage PD, Furse MT, Moss D (1989): Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regul. Rivers: Res. Manag.* 4, 147–155
- Zintz K, Böhmer J (2000): Literaturstudie über vorhandene Klassifizierungs- und Bewertungsverfahren sowie Ansätze für den Merkmalskomplex Makrozoobenthos bei Seen einschließlich kritischer Wertung ihrer Anwendbarkeit entsprechend den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht für die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stuttgart, 140 pp
- Zintz K, Böhmer J (2002): Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren für Seen im Hinblick auf die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Literaturstudie. In: Steinberg C, Bernhardt H, Klapper H (eds.) *Handbuch Angewandte Limnologie* 14. Erg. Lfg. 4/02: 52 pp
- Zumbroich T, Müller A, Friedrich G (eds.) (1999) : *Strukturgüte von Fließgewässern*. Springer Verlag, Berlin
- Zumbroich T, Müller A (1999): *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer*. Studie im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 147 pp

Eingegangen: 24. Januar 2003

Akzeptiert: 25. Januar 2003

OnlineFirst: 26. Januar 2003

Brüggemann, Rainer: Studium der Chemie an der Ludwig-Maximilians-Universität München • 1977: Promotion über ein Thema aus der Quantenchemie • Seit 1996: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin • **Aktuelle Arbeiten:** Methodische Fragen zur Bewertung • Mathematische Modellierungen zur Exposition und Wirkung von Chemikalien • Prozessorientierte Mathematische Modellierungen in aquatischen Ökosystemen • **Lehre:** Blockvorlesung an der Universität in Bayreuth: Einführung in die modellgestützte Bewertung von Umweltchemikalien • Seminare an der Humboldt-Universität zu Berlin zu Ökotoxikologie und Ökologie

Ostendorp, Wolfgang: Studium der Biologie, Chemie und Physik an den Universitäten Bochum, Kiel und Freiburg • 1988 Promotion über Seeufer-Röhrichte, 1995 Habilitation an der Universität Konstanz • derzeit Privatdozent an der Universität Konstanz • **Aktuelle Arbeiten:** Paläoökologie der Uferzone im Zusammenhang mit siedlungsarchäologischen Fragen • Sedimentologie der Ufersedimente • Ökologie der Röhrichte und Untersuchungen zum Schilfsterben • **Lehre:** seit 1995 Lehr- und Forschungstätigkeit an den Universitäten Greifswald, BoKu Wien, Freiburg und Konstanz über Seeuferökologie und angewandte Limnologie und Gewässerschutz

Walz, Norbert: Studium der Biologie an der Universität Heidelberg und Freiburg • 1977: Promotion über Ökologie der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* • 1988: Habilitation an der Ludwig-Maximilians-Universität München über Ökologie der Rotatorien • 1989-1990: Lehrstuhlvertretung an der Technischen Universität Karlsruhe • Seit 1992: Abteilungsleiter im Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin • Seit 1994: Executive Editor der International Review of Hydrobiology • Seit 2000: Honorarprofessur für Plankton und Benthosökologie an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Humboldt-Universität zu Berlin • **Aktuelle Arbeiten:** Ökologie, Populationsdynamik und Respiration des Zooplanktons • Benthisch-pelagische Koppelung in Flusssystemen • Biodiversität aquatischer Makroinvertebraten in urbanen Gewässern • Funktion und Bewertung von Seeufern • **Lehre:** Planktonökologie und benthisch-pelagische Koppelung an der Humboldt-Universität zu Berlin