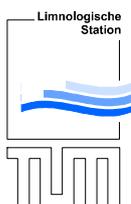


# Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern

## Habilitationsschrift

vorgelegt von

Dr. rer. nat. Susanne Schneider



Technische Universität München  
Wissenschaftszentrum Weihenstephan  
Limnologische Station Iffeldorf  
November 2004

---

## Inhaltsverzeichnis

	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>1</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Grundlagen der Bioindikation mit Hilfe aquatischer Makrophyten</b> .....	<b>6</b>
2.1	Definition des Begriffes „aquatische Makrophyten“ .....	6
2.2	Einflußfaktoren auf die Artenzusammensetzung und Abundanz aquatischer Makrophyten .....	7
2.2.1	Das Lichtklima .....	8
2.2.2	Die Wasserbewegung .....	11
2.2.3	Das Sediment .....	15
2.2.4	Die Gewässerfauna .....	19
2.2.5	Allelopathie .....	21
2.2.6	Die DIC-Konzentration und die Wasserhärte .....	23
2.2.7	Der pH-Wert .....	26
2.2.8	Die Stickstoff- und Phosphorkonzentration .....	28
2.2.9	Andere chemische und physikalische Parameter .....	31
2.3	Allgemeine Grundlagen der Bioindikation .....	32
<b>3</b>	<b>Eigene Publikationen zur Bioindikation in Seen</b> .....	<b>37</b>
3.1	Melzer, A. & Schneider, S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung von Seen. In: Steinberg, Bernhardt, Klapper (eds.): Handbuch Angewandte Limnologie. VIII-1.2.1: 1 – 14. ....	39
3.2	Stelzer, D., Schneider, S. & Melzer, A. (2005): Macrophyte based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. International Review of Hydrobiology 90(2). In press. ....	51
<b>4</b>	<b>Eigene Publikationen zur Bioindikation in Fließgewässern</b> .....	<b>65</b>
4.1	Schneider, S., Schranz, C. & Melzer, A. (2000): Indicating the trophic state of running waters by submersed macrophytes and epilithic diatoms – exemplary implementation of a new classification of taxa into trophic classes.- Limnologica 30: 1-8. ....	67
4.2	Schorer, A., Schneider, S. & Melzer, A. (2000): The Importance of Submerged Macrophytes as Indicators for the Nutrient Concentration in a Small Stream (Rotbach, Bavaria). Limnologica 30 (4): 351-358. ....	75
4.3	Passauer, B., Meilinger, P., Melzer, A. & Schneider, S. (2002): Beeinflusst die Strukturgüte von Fließgewässern das Vorkommen von Makrophyten? Acta hydrochimica et hydrobiologica 30(4): 197-206. ....	83
4.4	Schneider, S. & Melzer, A. (2003): The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. International Review of Hydrobiology 88: 49-67. ....	93
4.5	Schneider, S. & Melzer, A. (2004): Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters. Hydrobiologia 527: 195-207. ....	113
4.6	Meilinger, P., Schneider, S. & Melzer, A.: The Reference Index method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. International Review of Hydrobiology. Submitted. ....	127

---

<b>5</b>	<b>Synthese: Gemeinsamkeiten und Unterschiede in den Indikatoreigenschaften aquatischer Makrophyten zwischen stehenden und fließenden Gewässern .....</b>	<b>147</b>
5.1	Indikatorwerte aquatischer Makrophyten zur Ermittlung der Trophie .....	147
5.2	Indikatorgruppen aquatischer Makrophyten zur Gewässerbewertung gemäß der Wasserrahmenrichtlinie .....	157
5.2.1	Grundlagen für den Vergleich der Indikatorgruppen .....	158
5.2.2	Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Stellen in polymiktischen karbonatischen Seen des Tieflandes (TKp) und mittelgroßen Niederungsfließgewässern des Tieflandes (TN) .....	164
5.2.3	Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Stellen in karbonatischen Seen der (Vor-) Alpen (AK(s)) und karbonatisch-rhithral geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK) .....	167
5.2.4	Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Stellen in silikatisch geprägten Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS) und silikatisch-rhithral geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS) .....	169
5.2.5	Überblick über den Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Seen und Fließgewässern .	171
<b>6</b>	<b>Zusammenhang und wissenschaftlicher Kontext der vorgelegten Publikationen .....</b>	<b>173</b>
<b>7</b>	<b>Ausblick .....</b>	<b>181</b>
<b>8</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>182</b>



Lauterbach bei Oberau; Unterwasservegetation aus *Potamogeton filiformis*, *Chara hispida* und *Mentha aquatica*

## Vorwort

Submerse Makrophyten haben in Gewässerökosystemen eine besondere Bedeutung. Sie dienen nicht nur als Nahrungsgrundlage und Habitat für zahlreiche Arten der Gewässerfauna, sondern stellen aufgrund ihrer großen Oberfläche auch eine wichtige Besiedelungsfläche für Aufwuchsorganismen dar. Submerse Makrophyten verknüpfen das Sediment mit dem freien Wasserkörper und spielen daher eine zentrale Rolle für die in einem Gewässer stattfindenden Umsetzungsprozesse. Die wechselseitigen Interaktionen zwischen der Gewässerflora und -fauna sowie den physikalischen und chemischen Charakteristika eines Gewässers sind aufgrund ihrer Komplexität nach wie vor in vielen Details unzureichend erforscht.

In der wissenschaftlichen Literatur spielt die von der „Unterwasserwelt“ ausgehende Faszination keine Rolle. Aufgrund des technischen Aufwandes, der dem Eintauchen in ein Gewässer vorausgehen muss, bleibt die Schönheit der unter Wasser liegenden Ökosysteme den meisten Menschen verborgen. Die obige Abbildung soll einen kleinen Eindruck des ästhetischen Reizes der Unterwasservegetation vermitteln. Die Limnologische Station Iffeldorf bietet hervorragende Voraussetzungen, um die von der Erforschung des Unbekannten ausgehende Faszination mit der Erfahrung menschlicher Werte zu verknüpfen. Mein Dank gilt Prof. Dr. Arnulf Melzer, der dieses ausgezeichnete Forschungsumfeld schuf, der meine Arbeit unterstützte und mir gleichzeitig viele Freiräume gewährte.

Ein herzliches Dankeschön auch an alle Mitarbeiter der Limnologischen Station Iffeldorf für ihren Beitrag zu einem hervorragenden Arbeitsklima. Besonders hervorheben möchte ich Dr. Uta Raeder, die mich in manche Geheimnisse des Universitätslebens einweihte, Dr. Markus Heinrichs, der mir eine große Hilfe bei der Verfassung englischsprachiger Publikationen war und Michael Bögle, mit dem die Zusammenarbeit im aktuellen Chara-Projekt großen Spaß macht. Dr. Doris Stelzer und Dr. Petra Meilinger sei für die produktive Arbeitsatmosphäre und ihren unermüdlichen Einsatz bei der Durchführung des Projektes zur Wasserrahmenrichtlinie gedankt. Zahlreiche, aufgrund ihrer großen Zahl hier nicht namentlich erwähnte Diplomanden und Hilfskräfte unterstützten mich bei der Durchführung der Freilandarbeiten und waren mit großem persönlichen Einsatz bei der Arbeit.

Die meisten der in der vorliegenden Arbeit beschriebenen Ergebnisse entstanden aus Projekten, die vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft finanziell unterstützt wurden. Herzlichen Dank an Dr. Ursula Schmedtje und Dr. Jochen Schaumburg für ihr Interesse und ihr Engagement. Auch der Bund der Freunde der TU München, die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) sowie das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) trugen einen Teil zur Finanzierung bei, wofür an dieser Stelle besonders gedankt sei.

## Zusammenfassung

Submerse Makrophyten (Unterwasserpflanzen) interagieren auf komplexe Weise mit ihrer Umwelt. Häufig bestehen artspezifische physiologische und morphologische Anpassungen an die Lichtintensität, die Fließgeschwindigkeit, die Zusammensetzung des Sedimentes, die Kohlenstoff-Verfügbarkeit, den pH-Wert, die Nährstoffkonzentration des Wassers sowie die Artenzusammensetzung und Abundanz der Gewässerfauna. Der aktuelle wissenschaftliche Kenntnisstand bezüglich der wechselseitigen Interaktionen dieser Faktoren mit submersen Makrophyten wird erläutert.

Submerse Makrophyten können im Unterschied zu physikalischen oder chemischen Messungen eine integrierte Information über räumlich und zeitlich fluktuierende Umweltvariablen liefern. Sie eignen sich besonders gut als Bioindikatoren, da sie im Gegensatz zu Phytoplankton und Periphyton das Sediment mit dem freien Wasserkörper verknüpfen und daher eine Information über das Gewässer im Sinne eines Ökosystems liefern. Obwohl die Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation von einer Vielzahl an Einflussgrößen abhängt, kann sie zur Bioindikation herangezogen werden, wenn die artspezifischen Toleranzen und Präferenzen hinsichtlich des zu indizierenden Parameters genau bekannt sind. Der Indikatorwert einer Art beschreibt ihr beobachtetes Verbreitungsmaximum hinsichtlich eines bestimmten Parameters als Zahlenwert.

Basierend auf eigenen Publikationen werden die Entwicklungen der letzten Jahre auf dem Gebiet der Bioindikation mit Hilfe submerser Makrophyten aufgezeigt, die von der anfänglichen Beschreibung der Makrophytenverbreitung über die Klassifikation definierter Gewässereigenschaften zu einer ökologischen Bewertung von Seen und Fließgewässern reichen. Der Makrophytenindex nach Melzer stellt das erste quantitative Verfahren zur Bioindikation der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen dar. Die Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation wird dabei mit Hilfe einer Tauchkartierung ermittelt. Aus den Indikatorwerten von 45 Arten, die in neun Indikatorgruppen eingeteilt sind, wird der Makrophytenindex für jeden untersuchten Uferabschnitt getrennt errechnet. Der mittlere Makrophytenindex eines Sees korreliert mit seiner Gesamt-Phosphor-Konzentration zum Zeitpunkt der Vollzirkulation.

Für Fließgewässer Deutschlands erfolgte die erste Beschreibung von trophischen Valenzen submerser Makrophyten auf empirischer Basis. Basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche wurde die Verbreitung von 61 Arten submerser Makrophyten (einschließlich einiger Wassermoose) in den unterschiedlichen Trophieklassen von Fließgewässern mit Hilfe einer 20-Punkte-Verteilung beschrieben. Die erste Anwendung dieses Systems im Lauterbach (Bayern) konnte seine grundsätzliche Eignung zur Trophieindikation in Fließgewässern veranschaulichen.

Untersuchungen am Rotbach (Bayern) zeigten die Bedeutung der SRP-Konzentration (soluble reactive phosphorus) des Sedimentes zur Erklärung unterschiedlicher Pflanzengemeinschaften im Längsverlauf

eines Fließgewässers. Die Hypothese, dass die Ursache für das Auftreten eutrophanter Arten in einem nährstoffarmen Wasserkörper im Nährstoffgehalt des Sedimentes zu suchen ist, wurde durch weitere Untersuchungen unterstützt. Diese zeigten zum einen, dass die Phosphorkonzentrationen im Freiwasser und Sediment von Fließgewässern nicht miteinander korreliert sind, zum anderen, dass sich die Gesamt-Phosphor-Konzentration im Sediment nicht als trophieanzeigender Parameter eignet, die SRP-Konzentration im Interstitialwasser jedoch gute Ergebnisse liefert.

Aus diesen Gründen wurden die dem TIM (Trophie-Index Makrophyten) zugrunde liegenden Indikatorwerte durch Messung der SRP- Konzentration im Wasser und im Sediment von Makrophytenpolstern in Fließgewässern ermittelt. Der Fortschritt in der Entwicklung des TIM gegenüber allen bis dato bestehenden Makrophytenindices liegt in der Einbeziehung des Sedimentes als Nährstoffquelle. Die Eignung des TIM zur Trophieindikation in Fließgewässern wird anhand eines Beispiels aus dem Rotbach (Bayern) diskutiert.

Daten von 135 Stellen in Fließgewässern Bayerns zeigen, dass die Artenzahl aquatischer Makrophyten nicht signifikant mit der Strukturgüte des Fließgewässers korreliert ist. Einer makrophytenbasierten Indikation struktureller Degradation von Fließgewässern muss daher eine Gewässertypisierung vorausgehen.

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurde basierend auf 275 Transekten in 95 Seen und 262 Stellen in 202 Fließgewässern Deutschlands eine makrophytenbasierte Gewässertypologie erarbeitet. Die Gewässertypen werden durch die weitgehend degradationsunabhängigen Parameter Ökoregion, Ca-Gehalt (Wasserhärte), Mixis, Morphologie, Fließgeschwindigkeit, Breite, Tiefe und Grundwassereinfluss beschrieben. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird im Gegensatz zum Makrophytenindex und zum TIM keine spezielle Art der Gewässerbeeinflussung klassifiziert wie z.B. die Nährstoffanreicherung. Vielmehr wird mit Hilfe des Referenzindex gewässertypspezifisch die Abweichung in Artenzahl und Abundanz der submersen Vegetation vom unbelasteten Referenzzustand gemäß einer fünfstufigen Skala bewertet. Daher wird jede Form der Gewässerbeeinflussung detektiert, die zu einer Veränderung der aquatischen Flora führt, unabhängig davon, welcher Art diese Gewässerbeeinflussung ist. Die Entwicklung der makrophytenbasierten Bioindikation von der empirischen Beschreibung ökologischer Valenzen über die Klassifikation der Trophie zur Gewässerbewertung wurde in einigen Ländern Europas sowie in Nordamerika auf ähnliche Weise vollzogen, sie ist jedoch unterschiedlich weit fortgeschritten.

Der Vergleich zwischen den Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten in Seen und Fließgewässern zeigt, dass die Artenlisten des Makrophytenindex und des TIM nur zu etwa 60 % übereinstimmen. Diese Tatsache bestätigt die Notwendigkeit, für Seen bzw. für Fließgewässer einen eigenen Index zu erarbeiten. Als Hauptgründe für die unterschiedliche Artenausstattung wirken einerseits die Intoleranz von Stillgewässer-Arten gegenüber den Kräften der Strömung, andererseits die Abhängigkeit bestimmter Species von CO<sub>2</sub> als C-Quelle. Aufgrund ihres Unvermögens zur

Nutzung von  $\text{HCO}_3^-$  können diese Arten in Seen nur in grundwasserbeeinflussten Habitaten oder in flachen Gewässerbereichen in ihrer emersen Wuchsform überdauern. Pleustophytische Arten sind in Fließgewässern zur Bioindikation der Trophie ungeeignet, da die Intensität ihrer Verdriftung von weitgehend trophieunabhängigen Faktoren abhängt.

Der Vergleich der Indikatorwerte der 28 dem Makrophytenindex und TIM gemeinsamen Arten zeigt, dass 76 % der Varianz der Indikatorwerte des Makrophytenindex von den Werten des TIM erklärt werden können ( $R^2 = 0,76$ ). Eine erhebliche Abweichung im Verbreitungsmaximum zwischen Seen und Fließgewässern kann auf der Grundlage der vorhandenen Daten bei drei Arten angenommen werden: *Ranunculus circinatus* dringt in Fließgewässern in einen nährstoffärmeren Bereich vor als in Seen, während *Myriophyllum spicatum* und *Nuphar lutea* das umgekehrte Verhalten zeigen. Die Korrelation der Indikatorwerte des Makrophytenindex mit denen des TIM deutet darauf hin, dass die eutrophierende Wirkung der Strömung für die meisten Arten gleichartig eintritt.

Ebenso wie bei der Gegenüberstellung der beiden Trophieindices liegt der wesentliche Unterschied zwischen Seen und Fließgewässern nach dem System der WRRL nicht in den Indikationswerten einzelner Taxa, sondern in der Artenausstattung der Taxalisten. In allen drei ausgewerteten See-Fließgewässer-Paaren sind weniger als 40 % der Arten in beiden Taxalisten enthalten. Weniger als 10 % der Taxa sind in Seen und Fließgewässern unterschiedlich eingestuft. Davon besteht nur bei *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton perfoliatus* und *Ranunculus trichophyllus* in natürlich nährstoffreichen Gewässern des Norddeutschen Tieflandes die begründete Annahme einer unterschiedlichen ökologischen Amplitude zwischen Seen und Fließgewässern.



# 1 Einleitung

In Süßwasserseen sind nur 0,009 %, in Fließgewässern sogar nur 0,00009 % der globalen Süßwasservorräte enthalten (Wetzel, 2001). Trotz dieser auf den ersten Blick vernachlässigbar kleinen Anteile stellen diese Ökosysteme eine unerlässliche Grundlage für das Leben auf der Erde dar. Die Nutzung von Seen und Fließgewässern durch den Menschen beinhaltet aber immer auch eine Beeinflussung der Ökosysteme. Hier spielen nach wie vor die Eutrophierung, aber auch die Versauerung, die Einleitung toxischer Stoffe und die strukturelle Verarmung der Gewässer eine Rolle.

Mit Hilfe der Bioindikation kann die Art und Intensität dieser Einflüsse quantifiziert werden. Dabei erfassen biologische Verfahren im Gegensatz zu chemischen und physikalischen Methoden die Wirkung **aller** Wasserinhaltsstoffe, sowie deren synergistische und antagonistische Effekte. Biologische Verfahren sind aus diesem Grund ein fester Bestandteil der gegenwärtigen Gewässerüberwachung. Nach Arndt (1996) werden folgende Typen von Bioindikatoren unterschieden:

**Testorganismen** werden in hoch standardisierten Laborverfahren verwendet, um beispielsweise den Einfluss toxischer Substanzen zu indizieren. Im aquatischen Bereich finden derartige Tests z.B. bei der Registrierung von Pestiziden Anwendung. Hier wurde *Myriophyllum spicatum* als neuer "Standard-Makrophyt" zur Verwendung in Tests vorgeschlagen (Hanson et al., 2003).

**Monitororganismen** erlauben eine qualitative und quantitative Beurteilung toxischer Effekte in der Umwelt. Beim aktiven Monitoring werden die Organismen in das Ökosystem eingebracht, während beim passiven Monitoring im Ökosystem vorhandene Organismen verwendet werden. Als aktive Monitorpflanze im aquatischen Bereich dient z.B. *Vallisneria americana*, deren Produktion an Biomasse, Blattoberfläche und Anteil blühender Pflanzen von der Sediment-Toxizität und der organischen Verunreinigung abhängt (Biernacki & Lovett-Doust, 1997). Aquatische Moose finden als passive Monitororganismen zur Indikation der Schwermetallbelastung von Gewässern Anwendung (Wehr et al., 1983).

**Indikatororganismen** sind in der Lage, Informationen über den Status ganzer Ökosysteme zu liefern. Hierzu können sowohl Einzelorganismen, als auch Organismengruppen herangezogen werden.

Die Eignung submerser Makrophyten als Indikatororganismen blieb lange Zeit unbeachtet. Sie weisen jedoch gegenüber anderen Indikatoren, wie z.B. dem Makrozoobenthos oder Phytobenthosalgen, Vorteile auf. Wasserpflanzen können in den meisten Fällen mit bloßem Auge im Gewässer erkannt und bestimmt werden. Eine aufwändige Probenahme und Bestimmung mit Hilfe eines Mikroskops oder Binokulares ist nur selten notwendig. Darüber hinaus sind wurzelnde Makrophyten ortskonstant. Angeschwemmte Pflanzen können problemlos von tatsächlich am Standort verwurzelten unterschieden werden. Aus diesem Grund ist sichergestellt, dass die Beurteilung eines Standortes mit

Hilfe der Bioindikation nicht durch standortfremdes Material verfälscht wird. Darüber hinaus verknüpfen submerse Makrophyten im Gegensatz zu Phytoplankton und Periphyton das Sediment mit dem freien Wasserkörper und liefern daher eine Information über das Gewässer im Sinne eines Ökosystems.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Untersuchung der Eignung aquatischer Makrophyten als Indikatororganismen in Seen und Fließgewässern. Da diese Indikationsverfahren – wie oben erwähnt – immer den Einfluß **aller** Wirkstoffe integrierend erfassen, wird nach einer Definition des Begriffes „aquatische Makrophyten“ die Wirkungsweise der wesentlichen Einflußfaktoren auf die Artzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation ausführlich erläutert. Anschließend wird die Frage beantwortet, unter welchen Voraussetzungen Indikatororganismen trotz der Vielzahl dieser Einflußfaktoren verlässliche Informationen über ein Ökosystem liefern können. Basierend auf eigenen Publikationen werden die Entwicklungen der letzten Jahre auf dem Gebiet der Bioindikation mit Hilfe submerser Makrophyten aufgezeigt, die von der anfänglichen Beschreibung der Makrophytenverbreitung über die Klassifikation definierter Gewässereigenschaften zu einer ökologischen Bewertung von Seen und Fließgewässern reichen. Abschließend werden die Indikatoreigenschaften aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern erstmalig vergleichend analysiert.

## **2 Grundlagen der Bioindikation mit Hilfe aquatischer Makrophyten**

### **2.1 Definition des Begriffes „aquatische Makrophyten“**

Der Ausdruck „aquatische Makrophyten“ ist taxonomisch nicht präzise definiert. Die Ursache hierfür liegt in erster Linie in der Tatsache, dass aquatische Habitate nicht scharf von terrestrischen abgetrennt werden können (Sculthorpe, 1967). Oberflächengewässer weisen im typischen Fall jahreszeitliche Schwankungen des Wasserstandes auf. Normalerweise unter Wasser liegende Habitate können zeitweilig austrocknen. Wie die Hochwasserereignisse der letzten Jahre zeigen, können im umgekehrten Fall auch typische Landhabitate bei anhaltendem Regen für längere Zeit überflutet werden. Diese unscharfe Grenze zwischen Land und Wasser führte zu zahlreichen, mehr oder weniger willkürlichen „Definitionen“ des Begriffes „aquatische Makrophyten“. Im allgemeinen umfasst der Begriff diejenigen Vertreter der Characeae, Bryophyta, Pteridophyta und Spermatophyta, die eine Anpassung an das Leben im Wasser aufweisen. Teilweise werden auch Grünalgen der Gattung *Cladophora* zu den Makrophyten gezählt (z.B. Wetzel, 2001). Die Anpassung an das aquatische Habitat wird oft dadurch definiert, dass die photosynthetisch aktiven Teile dauernd oder zumindest für einige Monate im Jahr untergetaucht leben oder auf der Wasseroberfläche treiben müssen (z.B. Casper & Krausch, 1980). Eine andere Definition wird von Den Hartog & Segal (1964) verwendet. Sie beschreiben aquatische Makrophyten als Pflanzen, die ihren generativen Lebenszyklus vollenden

können während alle vegetativen Teile der Pflanze untergetaucht sind (oder zumindest auf dem Wasser schwimmen), oder als Pflanzen, die normalerweise submers vorkommen und deren sexuellen Reproduktion durch Austrocknung induziert wird.

Auch die Beschreibung von Lebens- und Wuchsformtypen wird zur Abgrenzung des Begriffs „Wasserpflanzen“ herangezogen. Detaillierte Erläuterungen dieses Konzeptes und ihrer unterschiedlichen Weiterentwicklungen finden sich bei Den Hartog & Segal (1964), Sculthorpe (1967), Hutchinson (1975) sowie Pott und Remy (2000). In der vorliegenden Arbeit wird die folgende, vereinfachte Klassifikation aquatischer Makrophyten verwendet (vgl. Sculthorpe, 1967 und Wetzel, 2001):

A. Im Sediment wurzelnde Wasserpflanzen

1. Emerse Makrophyten

Die Pflanzen wachsen auf Unterwasserböden oder wassergesättigten Böden, die Blätter ragen in der Regel über die Wasseroberfläche hinaus.

2. Schwimmblattpflanzen

Die Pflanzen wurzeln unter Wasser, die Blätter sind zumindest teilweise als Schwimmblätter ausgebildet.

3. Submerse Makrophyten

Die Pflanzen wurzeln unter Wasser, alle Blätter werden submers ausgebildet. Unter bestimmten Bedingungen können jedoch Landformen ausgebildet werden, und auch die Blüten können über Wasser gebildet werden.

B. Wasserschweber

Die Pflanzen sind nicht verwurzelt und schwimmen frei auf oder im Wasser.

## **2.2 Einflußfaktoren auf die Artenzusammensetzung und Abundanz aquatischer Makrophyten**

Aquatische Makrophyten stellen zusammen mit dem Phytoplankton und dem Phytobenthos die Primärproduzenten im Gewässer dar. Sie konkurrieren daher unmittelbar um Nährstoffe, Licht und Raum im Ökosystem. Unterschiedliche Arten sind an zahlreiche chemische, physikalische und biologische Faktoren im Gewässer auf verschiedene Weise angepasst. Diese Faktoren beeinflussen daher einerseits das Vorkommen von Makrophyten im Gewässer, umgekehrt haben die Pflanzen jedoch auch Auswirkungen auf die abiotischen und biotischen Gewässereigenschaften. Bevor die Möglichkeiten der Bioindikation erörtert werden können, muss daher die Frage gestellt werden, welche Wechselwirkungen zwischen dem Vorkommen aquatischer Makrophyten und ihrem Habitat bestehen.

### 2.2.1 Das Lichtklima

Dass eine ausreichende Lichtversorgung eine unabdingbare Voraussetzung für ein dauerhaftes Vorkommen grüner Pflanzen darstellt, ist eine triviale Feststellung. Da das Medium Wasser durch Absorption und Reflexion erhebliche Anteile des auf die Wasseroberfläche auftreffenden Lichtes reduziert, kann die Versorgung mit Lichtenergie das Wachstum von submersen Makrophyten begrenzen. Makrophyten führen gewissermaßen ein permanentes „Schattendasein“. Eine Trübung und Beschattung der Gewässer kann die Lichtversorgung zusätzlich einschränken. Eine Besonderheit des aquatischen Mediums ist auch der „Wellenfokussiereffekt“. Die Oberfläche bewegten Wassers wirkt dabei vergleichbar einer Linse, so dass die Strahlungsintensität in einer definierten Gewässertiefe für eine sehr kurze Zeitspanne auf das bis zu fünffache der Oberflächenstrahlung erhöht werden kann (Schubert et al., 2001).

Die Anpassungen submerser Makrophyten an die Lichtqualität und -intensität sind in hohem Maße artspezifisch. Characeae und Bryophyta sind meist besonders an Schwachlichtbedingungen angepasst (Sculthorpe, 1967). Aber auch innerhalb der Characeae existieren artspezifische Unterschiede in der Lichtanpassung, die sich in typischen Tiefenverbreitungen widerspiegeln (Sorrell et al., 2001, Schwarz et al., 2002). Ähnliches gilt auch für die Gattung *Potamogeton* (Spencer & Ksander, 2001). Die minimale Lichtmenge, die eine Pflanze zum Wachstum benötigt, ist eng mit ihrer Wuchsform gekoppelt. Arten mit hoher Licht absorbierender Oberfläche pro Biomasse benötigen weniger Licht als solche mit geringer Oberfläche pro Biomasse (Middelboe & Markager, 1997). Dies bedeutet, dass eine Pflanze durch vermehrte Produktion von Wurzelbiomasse zwar leichter Nährstoffe aus dem Sediment aufnehmen kann (s.u.), gleichzeitig jedoch einen erhöhten Lichtbedarf hat. Der minimale Lichtbedarf einer Art hängt jedoch nicht nur von ihrem Oberfläche / Biomasse-Verhältnis ab, sondern auch von wasserchemischen Parametern. So reichten bei *Callitriche cophocarpa* und *Elodea canadensis* bei höheren Konzentrationen an anorganischem Kohlenstoff (DIC) geringere Lichtintensitäten für ein Wachstum aus (Madsen & Sand-Jensen, 1994). Erklärt wurde dieser Effekt mit der größeren Effizienz der Lichtausnutzung (light use efficiency) bei höheren DIC-Konzentrationen.

Ganz allgemein führt die Aufteilung des photosynthetisch aktiven Gewebes in viele kleine Blätter zu einer besseren Lichttransmission in die tieferen Bereiche eines Pflanzenpolsters, was zu einer insgesamt besseren Ausnutzung der vorhandenen Lichtmenge und damit einer erhöhten Photosyntheseleistung führt (Binzer & Sand-Jensen, 2002). Eine ähnliche Auswirkung hat die Ausrichtung der Blätter in eine fast vertikale Position. Dies kommt bei zahlreichen Landpflanzen vor, spielt bei submersen Makrophyten jedoch keine Rolle, da die Wasserbewegung eine derartige Ausrichtung verhindert (Binzer & Sand-Jensen, 2002). Die Vorteile einer besseren Lichttransmission innerhalb eines Makrophytenbestandes kommen nur bei Starklichtbedingungen zum Tragen, wenn in den oberen Blättern eine Übersättigung des Photosyntheseapparates mit Photonen eintritt (Binzer & Sand-Jensen, 2002). Sie spielen daher aufgrund der oben beschriebenen Absorption von Licht durch

das Wasser, Huminstoffe und suspendierte Partikel nur in klaren Gewässern und nahe der Wasseroberfläche eine Rolle.

Unbeschadet der grundsätzlichen artspezifischen Unterschiede in der Lichtanpassung submerser Makrophyten können sich Einzelpflanzen innerhalb einer gewissen Zeitspanne an unterschiedliche Lichtmengen adaptieren. Physiologische Anpassungen finden in erster Linie durch eine Adaptierung der Pigmentausrüstung statt (Søndergaard, 1988). Neben den physiologischen Reaktionen spielen jedoch auch morphologische Anpassungen an unterschiedliche Lichtverhältnisse eine große Rolle. So sind Schwachlicht adaptierte Blätter im Vergleich zu Starklicht adaptierten meist kleiner und stärker zerteilt (Wetzel, 2001). Erste, bislang unveröffentlichte Ergebnisse der eigenen Arbeitsgruppe deuten an, dass auch Characeen morphologische Reaktionen auf die Lichtintensität zeigen. Eine weit ausgestreckte, gerade Form der Äste ist als Anpassung an geringe Lichtintensitäten zu verstehen, während bei hoher Lichtintensität gekrümmte, sich gegenseitig beschattende Äste ausgebildet werden. Eine Erhöhung der Lichtintensität führt zu einer verstärkten Verlagerung von Biomasse in die Wurzel, ausgedrückt durch ein erhöhtes Wurzel/Spross-Verhältnis (root:shoot ratio) (Cronin & Lodge, 2003). Einige Arten submerser Makrophyten können durch verstärktes Längenwachstum ihre photosynthetisch aktiven Organe in einen Bereich ohne Lichtlimitierung emporheben. So liegt die Hauptbiomasse von *Myriophyllum spicatum* im oberen Bereich des Sprosses nahe der Wasseroberfläche (Barko et al., 1982). Dies stellt einen klaren Konkurrenzvorteil gegenüber niedrigwüchsigen Arten dar, da nicht nur die Lichtintensität nahe der Wasseroberfläche größer ist, sondern unter *Myriophyllum* wachsende Pflanzen durch Beschattung zusätzlich in ihrer Entwicklung eingeschränkt werden. Auch zwischen der Aufnahme von Nährstoffen und der Lichtintensität bestehen Wechselwirkungen. So wird die Nitrat-Aufnahme von *Lemna minor* auch von kurzfristigen Veränderungen der Lichtintensität beeinflusst (Cedergreen & Madsen, 2004).

So wie ein Mangel an Lichtenergie das Vorkommen von Makrophyten einschränken kann, führt auch zu viel Strahlungsenergie zu einem Rückgang der Primärproduzenten (Rae et al., 2001). Insbesondere UV-Licht kann zu einer Schädigung des Photosyntheseapparates führen. Geringe Defekte an DNA und Photosystem können jedoch repariert werden. Generell sind submerse Makrophyten gegenüber Photoinhibition weniger empfindlich als Phytoplankton (Søndergaard, 1988; Wetzel, 2001).

Auch die Tiefenzonierung submerser Makrophyten wird häufig vom Lichtklima bestimmt. Druck und Temperatur spielen nur eine untergeordnete und gelegentlich eine indirekte Rolle. So begrenzt der hydrostatische Druck die Verbreitung submerser Angiospermen auf eine Wassertiefe oberhalb von ca. 10 Metern (Wetzel, 2001). Eine verringerte Wassertemperatur führt aufgrund der geringeren maximalen Photosyntheserate zu einem erhöhten Lichtbedarf. Dies hat eine geringere Tiefenverbreitung der Makrophyten zur Folge (Middelboe & Markager, 1997). Da die Absorption von Lichtenergie im Gewässer zu einer Erhöhung der Wassertemperatur führt, gleichen sich die Vertikalprofile und jahreszeitlichen Änderungen von Temperatur und Licht weitgehend. Aus diesem

Grund ist eine Entkoppelung der beiden Einflussfaktoren auf das Wachstum submerser Makrophyten unter natürlichen Bedingungen schwierig. Gleichwohl können Licht und Temperatur durchaus unterschiedliche Effekte auf das Wachstum submerser Makrophyten haben. So konnten Barko et al. (1982) eine Abnahme der Sprosslänge von drei Arten submerser Makrophyten mit zunehmendem Licht beobachten, während eine Zunahme der Temperatur eine Zunahme der Sprosslänge hervorrief.

Die Wechselwirkungen der erwähnten Faktoren untereinander und die artabhängig unterschiedlichen Anpassungen submerser Makrophyten an die Lichtintensität und -qualität führen dazu, dass Änderungen im Lichtklima Verschiebungen in der Makrophytenvegetation verursachen. Zahlreiche Faktoren beeinflussen das Lichtklima in Gewässern. Die Intensität der Beschattung ist abhängig vom Gewässerumfeld, in erster Linie der Höhe und Dichte der unmittelbar angrenzenden Vegetation, sowie von der Struktur des Litorals. Bei steilem Gefälle des Litorals erhalten Nordufer mehr Licht als Südufer, ein Phänomen, das zu dichteren und tiefer reichenden Vegetationsbeständen am Nordufer von Seen führen kann (Pott & Remy, 2000). Ähnliches gilt für die Besiedelung von Bächen und Flüssen. Insbesondere bei dicht bewachsenen Flussufern erhalten Fließgewässerabschnitte in Nord-Süd-Richtung normalerweise mehr Licht als Ost-West ausgerichtete Bereiche, da letztere häufig einer ausgeprägten Mittagsbeschattung unterliegen. Dies bedeutet, dass allein eine Änderung der Laufrichtung eines Fließgewässers bzw. der Exposition im See zu Veränderungen in der Makrophytenvegetation führen kann. Im Wasser selbst kann eine Gewässertrübung durch die Suspension tonig-schluffiger Partikel, wie sie bei Wellenschlag oder durch die Fließbewegung hervorgerufen werden kann, die Transmission von Licht teilweise erheblich herabsetzen. Im Extremfall können selbst die ufernahen Bereiche trüber Fließgewässer in Lößlandschaften nicht mehr von Makrophyten besiedelt werden (Pott & Remy, 2000). Auch eine Eigenfärbung des Wassers, z.B. die Braunfärbung huminstoffreicher Gewässer, führt zu einer Veränderung des Lichtangebotes. Huminstoffe reduzieren nicht nur die Transmission des Lichtes, sondern sie führen auch zu einer Verschiebung des Spektrums, da in erster Linie UV, blaue und grüne Wellenlängen absorbiert werden (Wetzel, 2001).

Phytoplankton und Aufwuchsalgen konkurrieren mit submersen Makrophyten um Licht. Mit zunehmender Eutrophierung nimmt die Biomasse des Phytoplanktons zu, was die Transmission des Lichtes im Wasser herabsetzt. Die gleichzeitige Zunahme der Epiphytonbiomasse führt zu einer weiteren Reduktion des für die Makrophyten verfügbaren Lichtes (Sand-Jensen, 1990). Diese Effekte führen zunächst zu einer Verringerung der maximalen Tiefenverbreitung der Makrophyten. Im Extremfall kann es sogar zu einem Totalausfall der submersen Vegetation kommen. Diese Zusammenhänge führen dazu, dass in flacheren Seen zwei verschiedene stabile Zustände existieren (alternative stable states). Ein makrophytendominierter Zustand mit klarem Wasser kann bereits durch kleine Veränderungen im Ökosystem mit einem planktondominierten und dementsprechend trüben Zustand abwechseln (Scheffer et al., 2001a).

Auch an die Beschattung durch Aufwuchs sind unterschiedliche Makrophytenarten in verschiedener Weise angepasst. Die Fähigkeit schnell wachsender Arten wie z.B. *Myriophyllum spicatum*, durch eine beständige Neuproduktion von Blattbiomasse der Beschattung durch den Aufwuchs gleichsam „entwachsen“ zu können, stellt einen klaren Konkurrenzvorteil gegenüber langsam wachsenden Arten dar. Auch die Produktion allelopathisch wirksamer Substanzen durch *Myriophyllum spicatum* wird von der Lichtintensität beeinflusst (Gross, 2003). Dabei wurde bei geringen Lichtmengen in Kombination mit Stickstofflimitierung eine verstärkte Produktion von Tellimagrandin II, der bedeutendsten allelopathisch wirksamen Substanz in *Myriophyllum spicatum*, beobachtet. Diese Ergebnisse deuten an, dass diese Art einer Beschattung durch Epiphyten oder Phytoplankton entgegenwirken kann.

Im umgekehrten Fall beeinflussen submerse Makrophyten jedoch auch das Lichtklima im Gewässer. Durch die Absorption des Lichtes verringert sich innerhalb von Makrophytenbeständen die Lichtmenge mit zunehmender Tiefe. Dabei ist die Höhe der Abnahme artabhängig unterschiedlich. Sie wird bestimmt von der Chlorophyll-Konzentration und der Dicke des photosynthetisch aktiven Gewebes (Krause-Jensen & Sand-Jensen, 1998). Darüber hinaus ist in Makrophytenbeständen die Resuspension von Sediment verringert, was zu einer verringerten Gewässertrübung und damit einer erhöhten Lichtintensität führt (s.u.). Die Aufnahme von Nährstoffen aus dem Wasser trägt zu einer Verringerung des Phytoplanktonwachstums und damit zu einer Erhöhung der Lichttransmission bei (Blindow, 1992a). Makrophyten dienen als Refugium für Zooplankton-Organismen, deren Grazing zu einer Reduktion des Phytoplanktons und damit zu einer besseren Lichttransmission im Gewässer führen kann (s.u.). Durch die Abgabe allelopathischer Stoffe können Makrophyten das Wachstum von Phytoplankton reduzieren (s.u.). Alle diese Prozesse führen dazu, dass sich in Gewässern wie z.B. dem niederländischen Veluwemeer eine eindeutige Grenze zwischen klarem Wasser über dichten Characeen-Rasen und trübem Wasser über unbewachsenem Sediment herausbildet (Van den Berg et al., 1998).

### **2.2.2 Die Wasserbewegung**

Strömung und Wellenschlag haben direkte und indirekte Auswirkungen auf aquatische Makrophyten. Da die Toleranz von Wasserpflanzen gegenüber Zug- und Scherkräften artabhängig unterschiedlich ausgeprägt ist, führt eine Erhöhung der Wasserbewegung zu charakteristischen Reaktionen sowohl der einzelnen Pflanze als auch der Artenzusammensetzung der submersen Vegetation. In Seen werden Wasserbewegungen in erster Linie durch den Wind induziert, aber auch anthropogene Beeinflussungen durch z.B. die Schifffahrt spielen eine große Rolle. In Fließgewässern wird die Strömung durch das Gefälle des Gewässerbettes und die Rauigkeit der Flußsohle verursacht, die jedoch kleinräumig stark variieren können.

Die Auswirkungen der Wasserbewegung auf Makrophyten können sowohl negativ als auch positiv sein. Zu den direkten Schädigungen zählen die Beschädigung oder sogar Zerstörung der Pflanzen durch Zug- und Scherkräfte, die vollständige Erosion ganzer Pflanzen, die einem Sandstrahleffekt vergleichbare Abrasion durch mitgeführte Schwebstoffe sowie die Überdeckung von Pflanzen oder Pflanzenteilen durch Schwebstoffe (Biggs, 1996; Pott & Remy, 2000).

Eine erhöhte Wasserbewegung kann jedoch auch zahlreiche positive Auswirkungen auf submerse Makrophyten haben. So stellt die Fragmentierung von Pflanzen durch Strömung oder Wellenschlag eine Möglichkeit zur vegetativen Vermehrung dar (Madsen et al., 2001). Darüber hinaus kann die Bewegung des Wassers zu einer Reduktion des um Licht und Nährstoffe konkurrierenden Aufwuchses auf den Pflanzen führen (Strand & Weisner, 1996). Neben dem direkten Eintrag von CO<sub>2</sub> aus der Luft bei turbulenter Strömung führt eine erhöhte Fließgeschwindigkeit auch zu einer Verringerung der an Nährstoffen verarmten Grenzschicht um die Blattflächen. Die damit verbundene Verkürzung der Diffusionswege bedingt eine verbesserte Versorgung der Pflanze mit Nährstoffen (Madsen et al., 2001). Darüber hinaus werden am strömungsabgewandten Ende von Pflanzenpolstern vertikale Stoffströme induziert, die in der Lage sind, Nährstoffe aus dem Porenwasser bis zu den Makrophytenpolstern zu transportieren, wo sie von den Blättern oder von Epiphyten aufgenommen werden können (Nepf & Koch, 1999).

Die erwähnten Zusammenhänge können in Fließgewässern sogar zu einer generell erhöhten Stoffwechsellätigkeit gegenüber Stillgewässern führen. So konnten Madsen & Søndergaard (1983) bei einer Fließgeschwindigkeit von 1 cm/s eine gegenüber unbewegtem Wasser erhöhte Photosyntheseleistung von *Callitriche stagnalis* messen. Eine weitere Erhöhung der Fließgeschwindigkeit auf 2-4 cm/s führte jedoch aufgrund der starken mechanischen Belastung der Pflanzen zu einer Reduktion der Photosyntheserate. Es ist jedoch keineswegs so, dass eine Fließgeschwindigkeit von 4 cm/s immer zu einer Reduktion der Photosyntheseleistung führen muss. Zum einen sind unterschiedliche Makrophytenarten unterschiedlich gut an die Strömung angepasst. Dabei gilt allgemein, dass Wasserpflanzen mit einem hohen Verhältnis von Oberfläche/Volumen empfindlicher auf erhöhte Fließgeschwindigkeiten reagieren (Madsen et al., 1993). Zum anderen kann eine erhöhte Fließgeschwindigkeit auch zu einer Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Konzentration im Gewässer führen. Bei einer Limitierung der Primärproduktion durch die C-Verfügbarkeit wirkt die mit der Strömung einhergehende Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Konzentration der Erniedrigung der Photosyntheseleistung aufgrund des mechanischen Stresses entgegen. Meist nimmt die Gesamtbiomasse aquatischer Makrophyten mit steigender Fließgeschwindigkeit jedoch ab (Madsen et al., 2001).

Umgekehrt beeinflussen Makrophyten jedoch auch die Strömung. So ist in Seen die Wasserbewegung innerhalb von Makrophytenbeständen gegenüber unbewachsenen Stellen reduziert (Losee & Wetzel, 1993). Die Schwimmblatdecken von *Nuphar* und *Nymphaea* dämpfen Wellenbewegungen. Dadurch

wird nicht nur die Sedimentation organischer Substanz im Uferbereich gefördert, sondern gleichzeitig das Potential ihrer Resuspension verringert (Madsen et al., 2001).

Auch in Fließgewässern konnte nachgewiesen werden, dass die Strömung innerhalb von Makrophytenpolstern gegenüber der freien Welle reduziert ist (Sand-Jensen, 1998). Dabei ist innerhalb sehr dichter Pflanzenpolster (z.B. *Elodea canadensis*, *Callitriche cophocarpa*) die Strömung deutlich stärker reduziert als innerhalb vergleichbar lockerer Bestände von *Sparganium emersum* (Sand-Jensen & Mebus, 1996; Sand-Jensen & Pedersen, 1999). Dagegen wird am Rand von Makrophytenpolstern die Fließgeschwindigkeit vergleichbar einem Düseneffekt erhöht (Sand-Jensen & Mebus, 1996). Die mittlere Fließgeschwindigkeit einer von dichten Makrophytenpolstern bewachsenen Fließstrecke kann um 30 % gegenüber einer unbewachsenen Strecke reduziert sein (Wilcock et al., 1999). Diese Reduktion der Fließgeschwindigkeit geht einher mit einer Erhöhung der Gewässertiefe, die wiederum die Überflutung der angrenzenden Landflächen zur Folge hat (Kaenel & Uehlinger, 1999). In der Praxis wird diesem Effekt durch die Mahd der Wasserpflanzen entgegengewirkt, eine Maßnahme die jedoch nur kurzfristige Erfolge zeigt.

Die Strömungstoleranz der Makrophytenvegetation hängt nicht nur von ihrer sicheren Verankerung im Sediment ab, sondern auch von der Zugfestigkeit und Flexibilität der Pflanzen. Dabei gibt es entscheidende Unterschiede zwischen der unidirektionalen Richtung der Zugkräfte in Fließgewässern und der Wellenbewegung in Seen. Bei letzteren ist die Dehnbarkeit der Pflanze von entscheidender Bedeutung, während in Fließgewässern die Reißfestigkeit eine größere Rolle spielt (Madsen et al., 2001). Die Reduktion der Blattspreite und der Gesamtlänge der Pflanze (beobachtet bei *Potamogeton pectinatus*, Idestam-Almquist & Kautsky, 1995), die Ausbildung nur basal verzweigter Individuen (*Potamogeton pectinatus*) oder eine dachziegelartige Anordnung der Blätter (*Potamogeton perfoliatus*) führen zu einer Verringerung des Strömungswiderstandes (Pott & Remy, 2000). Vertreter der Gattungen *Ranunculus* und *Callitriche* bilden meterlange Schwaden, die in der Strömung pendeln und einem wechselnden Stromstrich den geringsten Widerstand bieten (Schutten & Davy, 2000). Der reduzierte Widerstand gegenüber der Strömung und die dadurch verminderte mechanische Beschädigung der Pflanze geht allerdings einher mit einem reduzierten Lichtgenuss, der durch die fehlende Ausrichtung der Blätter zum Sonnenlicht und die gegenseitige Beschattung innerhalb der Pflanzenpolster verursacht wird. Andere Arten können bei kurzzeitig auftretenden extremen Fließgeschwindigkeiten ihre oberirdische Biomasse an einer Sollbruchstelle verlieren, ohne dass unterirdische Rhizome beschädigt werden. Die Pflanze kann somit z.B. nach einem Hochwasserereignis wieder austreiben (Haslam, 1978 in Pott und Remy, 2000). Einige Wassermoose können sich durch die Ausbildung einer ungewöhnlich dicken Cuticula (Vitt & Glime, 1984) sowie die verstärkte Bildung von Festigungsgewebe (Schwoerbel, 1999) an die Strömung anpassen.

Die Strömungstoleranz der Wassermoose ist grundsätzlich als hoch zu bezeichnen (Sirjola, 1969; French & Chambers, 1996). Unter den Höheren Wasserpflanzen kann die Strömungstoleranz von

Arten der Gattung *Callitriche*, *Myriophyllum*, *Berula*, *Nasturtium*, *Groenlandia* und *Zannichellia* als mäßig bis hoch bezeichnet werden (Schütz, 1992; Pott & Remy, 2000). Die Strömungstoleranz der Gattung *Potamogeton* ist artabhängig unterschiedlich (French & Chambers, 1996). Ähnliches gilt auch für die Vertreter der Gattung *Ranunculus*. *Ranunculus fluitans* kann Fließgeschwindigkeiten von 1 m/s tolerieren, während *Ranunculus circinatus* nur bei geringer Strömung vorkommt (Schütz, 1992). Die Gattungen *Nuphar* und *Nymphaea* weisen nur eine geringe Toleranz gegenüber Strömung auf. Im Gegensatz zu den Angaben bei Pott & Remy (2000) können *Elodea*- und *Sparganium*-Arten durchaus bei mittleren bis hohen Fließgeschwindigkeiten vorkommen, auch wenn die Biomasse von *Sparganium* in turbulenten Fließstrecken deutlich zurück geht (Sirjola, 1969; Kohler et al., 1996 und eigene Beobachtungen). Die teilweise unterschiedlichen Angaben verschiedener Autoren zur Strömungstoleranz einzelner Arten könnten auf die unterschiedliche Berücksichtigung der Verwurzelung bei der Untersuchungsmethode zurückzuführen sein. Bei guter Verwurzelung im Substrat kann *Elodea canadensis* auch hohe Fließgeschwindigkeiten tolerieren, in lockeren Substraten, wie sie z.B. in Fließgewässern mit saisonal unterschiedlich starker Strömung durchaus vorkommen können, scheint die Pflanze jedoch vergleichsweise leicht vollständig entwurzelt zu werden.

Aus den oben aufgeführten Gründen führen kleinräumige Unterschiede in der Wasserbewegung zu Veränderungen in der submersen Vegetation. Insbesondere in Fließgewässern hängt die Zusammensetzung der Makrophytenvegetation jedoch nicht nur von der mittleren Fließgeschwindigkeit, sondern auch von der Häufigkeit von Extremereignissen ab (Riis & Biggs, 2003). Mit steigender Hochwasserhäufigkeit können zunächst störungstolerante und schnell wachsende Arten zur Dominanz gelangen (Biggs, 1996). Insgesamt sinkt jedoch die Artenzahl und der Deckungsgrad aquatischer Makrophyten (Janauer & Kum, 1996), bis bei Überschreitung einer gewissen – vermutlich typabhängigen - Überflutungshäufigkeit ein Totalausfall der submersen Vegetation eintritt. Auch der Zeitpunkt eines Hochwassers ist für die submerse Vegetation im Gewässer von Bedeutung. Ein Hochwasser im Frühjahr kann die Entwicklung der aquatischen Vegetation lediglich verzögern, während ein Hochwasser zur Hauptvegetationszeit die Produktion bis zum Totalausfall reduzieren kann (Madsen et al., 2001).

Zusammenfassend lassen sich die Effekte von Strömung und Wellenschlag wie folgt beschreiben: Eine geringfügige Wasserbewegung führt zu verbesserten Wachstumsbedingungen für Makrophyten. Die Gesamtbiomasse aquatischer Makrophyten nimmt mit weiterhin steigender Fließgeschwindigkeit jedoch ab. Einige Arten, wie z.B. Vertreter der Gattung *Ranunculus*, können davon jedoch eine Ausnahme bilden und zeigen bis zu einer gewissen kritischen Fließgeschwindigkeit eine Zunahme der Biomasse mit zunehmender Fließgeschwindigkeit (Dawson & Robinson, 1984 in Madsen et al., 2001). Mit zunehmender Strömung gehen empfindliche Arten zurück und tolerante Arten gelangen zur Dominanz. Unter den submersen Arten können sich in Seen an windexponierten Ufern die ansonsten konkurrenzschwachen Arten der Gattung *Littorella* ausbreiten, in Fließgewässern treten häufig Arten der Gattung *Ranunculus* und *Callitriche* auf. Eine weitere Erhöhung von Strömung oder Wellenschlag

führt zum Ausfall der Höheren Pflanzen (Strand & Weisner, 1996). Wassermoose können jedoch auch sehr hohe Fließgeschwindigkeiten tolerieren und kommen daher auch in sehr rasch strömenden Fließgewässern vor.

### 2.2.3 Das Sediment

Die Zusammensetzung des Sediments in Gewässern wird von den geogenen und biogenen Voraussetzungen sowie von der Wasserbewegung bestimmt. Eine dauerhafte Sedimentation und Akkumulation organischer Substanz kann nur unter nicht erosiven Bedingungen erfolgen. Aus diesem Grund weisen Wind exponierte Ufer und schnell strömende Fließgewässer grobkörniges, kiesig-sandiges oder steiniges Sediment auf, während an leeseitigen Seeufern und strömungsarmen Zonen feinkörnige, tonig-schluffige Materialien oder Detritus dominieren. Die Zusammensetzung und Menge des Detritus wird dabei von gewässerinternen Faktoren beeinflusst. Abhängig von der Trophie des Gewässers werden unterschiedliche Mengen organischer Substanz auf dem Gewässergrund abgelagert, deren Abbau zu einer mehr oder weniger starken Sauerstoffzehrung im Sediment führt. Auf diese Weise entstehen unterschiedliche Typen von Gytja sowie Sapropel (Pott & Remy, 2000).

Zwischen aquatischen Makrophyten und dem von ihnen besiedelten Sediment bestehen gegenseitige und sehr komplexe Wechselwirkungen. Die Korngröße und Stabilität des Untergrundes entscheiden darüber, ob überhaupt eine Besiedlung mit Makrophyten stattfinden kann. So ist zum Beispiel lockerer Schlamm in großer Mächtigkeit aufgrund seiner Instabilität grundsätzlich kaum besiedelbar. Auf grobklastischen Böden können sich Gefäßpflanzen nur dann dauerhaft ansiedeln, wenn sich zwischen den Steinen feinkörniges Material ablagern konnte. Fels oder Beton als Substrat kann nur von Algen, Flechten und Moosen besiedelt werden (Sculthorpe, 1967). Auch kurzfristige Extremereignisse können das Entstehen einer submersen Vegetation verhindern. So kann in Fließgewässern eine Makrophytenvegetation nur auf Sedimenten entstehen, die auch bei mittleren Hochwässern ausreichend stabil sind. Dabei wird die Sohlstabilität in erster Linie von der Korngröße der Sedimente bestimmt (Pott & Remy, 2000). Wenn sich jedoch bereits eine Makrophytenvegetation im Gewässer etablieren konnte, so führt diese zu einer Reduktion der Wasserbewegung im Pflanzenbestand (s.o.) und damit zu einer Erhöhung der Sohlstabilität. Auch ein Bewuchs durch Wassermoose kann Steinen eine günstigere Stromlinienform verleihen, den Strömungswiderstand herabsetzen und so zu einer Erhöhung der Substratstabilität beitragen (Suren et al., 2000).

Falls die biotischen und abiotischen Voraussetzungen eine grundsätzliche Besiedlung mit Makrophyten zulassen, werden unterschiedliche Sedimente von charakteristischen Makrophytengesellschaften besiedelt. Nährstoffarme Sandböden stellen bevorzugte Standorte von Isoëtiden-Gesellschaften dar (Sculthorpe, 1967, Smolders et al., 2002), während die ebenfalls nährstoffarme jedoch kalkreiche Seekreide in erster Linie von Characeen und Laichkräutern wie

*Potamogeton coloratus* und *Potamogeton filiformis* besiedelt wird (Pott & Remy, 2000 und eigene Beobachtungen). Auch Dy, ein saures, sauerstoff- und nährstoffarmes organisches Substrat, kann nur von Spezialisten wie *Nymphaea candida*, *Sparganium minimum* oder *Potamogeton polygonifolius* besiedelt werden (Pott & Remy, 2000).

An einigen Arten submerser Makrophyten wurde das Auftreten von Mykorrhiza beobachtet (Beck-Nielsen & Madsen, 2001). Dabei scheint bei Anwesenheit von Mykorrhiza die Phosphor-Aufnahme durch die Wurzeln der Makrophyten erhöht zu sein (Wigand & Stevenson, 1997). Beck-Nielsen & Madsen (2001) vermuten, dass ein niedriges Redoxpotential die Entwicklung der Pilzhyphen einschränkt. Ein genereller Zusammenhang zwischen der Zusammensetzung des Sedimentes, der Entwicklung von Mykorrhiza und der Besiedelbarkeit durch aquatische Makrophyten konnte bislang jedoch nicht nachgewiesen werden.

Das Sediment dient sowohl als Verankerungsfläche als auch als Nährstoffquelle für submerse Makrophyten. Zwischen der Verfügbarkeit von Nährstoffen im Sediment und der Zusammensetzung der Makrophytengesellschaft bestehen enge Zusammenhänge (Barko et al., 1991). Submerse Makrophyten wachsen auf unterschiedlichen Sedimentarten unterschiedlich rasch, wobei auf Mudde in der Regel das beste Wachstum im Vergleich zu Sand und Kies erzielt wird (Boeger, 1991). Diese Unterschiede werden mit dem höheren Nährstoffgehalt von Mudde im Vergleich zu Sand und Kies erklärt. Sand- und Kiesböden gelten allgemein als nährstoffarm. Diese im Labor gemessenen Daten dürfen jedoch nicht generell auf die Verhältnisse im Freiland übertragen werden, da durch zuströmendes Grundwasser erhebliche Mengen an Nährstoffen nachgeliefert werden können. So führte die hohe Nährstoffkonzentration im Grundwasser bei gleichzeitig nährstoffarmem Wasserkörper zu einer Unterdrückung oligotropher Arten im Oberlauf der Sempt (Schneider et al., 2001).

Stickstoff, Phosphor, Eisen, Mangan und zahlreiche Mikronährstoffe werden von submersen Makrophyten hauptsächlich aus dem Sediment aufgenommen (Barko et al., 1991). Dabei wird das Wachstum submerser Makrophyten häufig von der Phosphor-Konzentration des Sedimentes begrenzt (Carr & Chambers, 1998). Aber auch Stickstoff, speziell der Stickstoff-Gehalt des Sedimentes, kann limitierend auf das Pflanzenwachstum wirken (Anderson & Kalff, 1988; Best et al., 1996). Die relativen Anteile von Phosphor und Stickstoff, die über die Wurzeln bzw. den Spross aufgenommen werden, hängen von den relativen Konzentrationen dieser Nährstoffe im Sediment im Vergleich zum freien Wasserkörper ab (Nichols & Keeney, 1976; Carignan, 1982). In den meisten Fällen übersteigt die Konzentration an gelöstem Phosphor im Sediment die im Freiwasser um ein Vielfaches, so dass das Sediment die Hauptquelle für P darstellt (Barko et al., 1991). Makrophyten können so als Vektor für den Transport von Phosphor aus dem Sediment dienen, da sie P in erster Linie aus dem Sediment aufnehmen, diesen jedoch beim Absterben der Biomasse an den freien Wasserkörper abgeben (Carignan & Kalff, 1980; Smith & Adams, 1986). Experimente mit  $^{15}\text{N}$  haben gezeigt, dass im Falle

von Stickstoff Ammonium gegenüber Nitrat bevorzugt aufgenommen wird (Nichols & Keeney, 1976). Auch die Konzentration dieses Nährstoffes ist im Sediment zumeist um ein Vielfaches höher als im freien Wasserkörper (Barko et al., 1991; Kapitel 4.5).

Im Fließgewässer sorgt die Strömung für eine kontinuierliche Nachlieferung der Nährstoffe und minimiert so die Ausbildung lokaler Verarmungszonen in unmittelbarer Umgebung der Pflanzen. Diese Tatsache führte zu der Vermutung, dass im Fließgewässer der Anteil der aus dem freien Wasserkörper aufgenommenen Nährstoffe relativ zum See erhöht sein könnte. Robach et al. (1995) konnten für die Arten *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* und *Callitriche obtusangula* in Fließgewässern des Elsaß eine hohe Effizienz der Phosphor-Aufnahme aus dem freien Wasserkörper nachweisen. Da in dieser Arbeit der Gehalt an gelöstem Phosphor im Interstitialwasser nicht bestimmt wurde, lassen sich jedoch keine Schlussfolgerungen zur Bedeutung des Sediments für die P-Ernährung der untersuchten Arten ableiten.

Auch Pelton et al. (1998) vermuten einen nennenswerten Einfluss des Freiwassers auf die Nährstoffaufnahme von Makrophyten in Fließgewässern, konnten dies jedoch nicht mit quantitativen Zahlen belegen. In ihren Mikrokosmos-Untersuchungen war im Gegensatz zu den Beobachtungen in der Natur die Konzentration an gelöstem Phosphor im freien Wasserkörper höher als im Interstitialwasser. Mit Blick auf die oben erwähnte Abhängigkeit der P-Aufnahme von den relativen SRP-Konzentrationen (soluble reactive phosphorus) im freien Wasserkörper und im Sediment lassen sich daher auch aus dieser Arbeit keine Aussagen zum Anteil des unter natürlichen Bedingungen über die Wurzeln aufgenommenen Phosphors treffen. Die erwähnten neueren Arbeiten stehen daher keinesfalls im Widerspruch zu den Untersuchungen von Chambers et al. (1989), die nachweisen konnten, dass der Hauptteil des benötigten Phosphors auch in Fließgewässern über die Wurzeln aufgenommen wird.

Submerse Makrophyten zeigen artabhängige Präferenzen für bestimmte P-Konzentrationsbereiche. Im Gegensatz zu früheren Vermutungen (Forsberg, 1965) konnte eine direkte Toxizität erhöhter Phosphor-Konzentrationen jedoch bislang nicht belegt werden (Blindow 1988). Auch das Wachstum oligotropher Arten wie *Littorella uniflora* kann durch die P-Verfügbarkeit im Sediment limitiert werden (Christiansen et al., 1985). Unter Ausschluss interspezifischer Konkurrenz scheinen zwar die meisten Arten submerser Makrophyten auf nährstoffreichen Sedimenten besser zu wachsen als auf nährstoffarmen, doch ist das Ausmaß der Wachstumszunahme artabhängig sehr unterschiedlich (Denny, 1972; Van et al., 1999). So zeigen Isoëtiden zwar ein sehr langsames Wachstum, sie haben jedoch besondere Mechanismen entwickelt, um niedrige Nährstoffkonzentrationen im Sediment noch nutzen zu können (Smolders et al., 2002). Dadurch können sie auf nährstoffarmen Sedimenten zur Dominanz gelangen. Bei ansteigenden Nährstoffkonzentrationen reagieren Isoëtiden zwar zunächst mit gesteigertem Wachstum und Biomasseproduktion (Sand-Jensen & Søndergaard, 1979), werden mit weiter steigender P-Konzentration jedoch von anderen Arten auskonkurriert (Smolders et al.,

2002). Derartige Reaktionen wurden auch zwischen anderen Arten submerser Makrophyten beschrieben (Van et al., 1999).

Auch der Anteil an organischer Substanz im Sediment beeinflusst das Wachstum submerser Makrophyten (Barko & Smart, 1983). Organische Sedimente werden zumeist für nährstoffreich gehalten, häufig ist jedoch das Gegenteil der Fall. Die Nährstoffaufnahme kann in organischen Sedimenten, die zumeist eine sehr geringe Dichte aufweisen, durch die langen Diffusionswege der Nährstoffe zu den Wurzeln behindert sein (Barko & Smart, 1986). Durch den anaeroben Abbau organischer Substanz können außerdem phytotoxische Verbindungen entstehen, die das Wachstum submerser Makrophyten einschränken können (Barko & Smart, 1983). Auch eine Komplexierung der Nährstoffe durch organische Substanzen ist möglich. In oligotrophen Gewässern kann der Zusatz geringer Mengen organischer Substanz jedoch eine verbesserte Nährstoffversorgung submerser Makrophyten bewirken (van Wijck et al., 1992).

Aquatische Makrophyten können auf Veränderungen in der Nährstoffverfügbarkeit des Sedimentes durch Anpassung des relativen Verhältnisses an Wurzel- / Spross-Biomasse reagieren (Idestam-Almquist & Kautsky, 1995; Wertz & Weisner, 1997). Eine Verknappung der Nährstoffe im Sediment führt zu einer Erhöhung der relativen Wurzelbiomasse, da die vergrößerte Wurzeloberfläche eine verbesserte Nährstoffaufnahme ermöglicht. Dabei gibt es jedoch artabhängige Unterschiede, sowohl im mittleren Wurzel / Spross-Verhältnis als auch in der Spannweite einer möglichen Anpassung. Arten mit charakteristischerweise hohen Wurzel- / Spross-Biomassen (z. B. Isoëtiden) scheinen von ungünstigen Bedingungen im Sediment weniger beeinflusst zu werden als Arten mit niedrigen Verhältnissen (Barko et al., 1991).

Submerse Makrophyten nehmen jedoch auch aktiv Einfluss auf die Zusammensetzung des Sedimentes. So können submerse Makrophyten eine gewisse Erniedrigung des pH-Wertes im Sediment verursachen (Jaynes & Carpenter, 1986). Weitaus bedeutender ist jedoch die Tatsache, dass zahlreiche aquatische Makrophyten Sauerstoff über die Wurzeln an das Sediment abgeben, was zu einer Erhöhung des Redoxpotentials führen kann (Sand-Jensen et al., 1982; Carpenter et al., 1983; Smolders et al., 2002). Dies gilt vermutlich auch für Characeen (Kufel & Kufel, 2002). Dadurch können toxische Stoffe wie z.B. Sulfide oxidiert werden, andererseits wird aber auch die Konzentration an gelöstem Phosphor im Interstitialwasser gesenkt. Außerdem kann eine erhöhte Sauerstoffkonzentration eine Erhöhung mikrobieller Umsetzungen wie z.B. der Nitrifikation und Denitrifikation im Sediment verursachen (Ottosen et al., 1999). Diese Vorgänge führen zu einer Verringerung der Ammonium-Konzentration im Interstitial. Sehr fertile Sedimente eutropher Seen reagieren jedoch manchmal nicht auf die Sauerstoffabgabe der Makrophyten (Carpenter et al., 1983; Aldridge & Ganf, 2003). Dies kann zum einen an der erhöhten Produktion reduzierender Substanzen in organischen Sedimenten liegen, zum anderen an der im Vergleich zu oligotrophen Sedimenten geringeren relativen Wurzelbiomasse der Makrophyten (s.o.).

Durch die Aufnahme von Nährstoffen über die Wurzel kann die Konzentration dieser Stoffe im Interstitial verringert werden (Carignan, 1985; Chen & Barko, 1988). Dies gilt jedoch nur, wenn die Aufnahme größer als die Nachlieferung ist. Da in Makrophytenbeständen aufgrund der reduzierten Wasserbewegung eine erhöhte Sedimentation und damit Nachlieferung an Nährstoffen stattfindet, kann die Nährstoffverarmung im Interstitialwasser während der Vegetationsperiode teilweise sogar überkompensiert werden (Wigand et al., 2001).

Speziell in Fließgewässern bereiten sich Makrophyten ihr eigenes Sediment, indem sie Stoffe aus dem Wasser herausfiltern und deren erneute Erosion verhindern (Thornton et al., 1997). Dabei gibt es Unterschiede in der Art und Menge des sedimentierten Materials sowohl zwischen verschiedenen Makrophytenarten als auch innerhalb eines Polsters einer Art zwischen der strömungszu- und abgewandten Seite (Sand-Jensen, 1998). Auch innerhalb von Makrophytenbeständen in Seen ist die Wasserbewegung gegenüber der freien Welle reduziert (Losee & Wetzel, 1993; Vermaat et al., 2000). Dadurch wird auch in Seen die Sedimentation organischer Substanz im Bereich von Makrophytenbeständen gefördert, und gleichzeitig das Potential ihrer Resuspension verringert (Horppila & Nurminen, 2003).

Die erhöhte Sedimentation in Makrophytenbeständen kann den Nährstoffverlust, der aus der Aufnahme durch die Makrophyten resultiert, ausgleichen. Auf der anderen Seite kann ein Übermaß an schlecht zersetzbarer organischer Substanz aufgrund der komplexierenden und teilweise phytotoxischen Eigenschaften das Wachstum von Makrophyten einschränken (s.o.). Aus diesem Grund kann eine gewisse Resuspension von abgelagertem Sediment, wie sie in lockeren Makrophytenbeständen stattfindet, sogar förderlich für das Makrophytenwachstum sein (Madsen et al., 2001). Mit der Resuspension werden jedoch zwangsläufig nicht nur organische Substanzen, sondern auch Nährstoffe freigesetzt. Diese Nährstoffe können das Wachstum von Phytoplankton und Aufwuchs fördern, was zusammen mit der durch die Resuspension hervorgerufenen Trübung des Wassers zu einer Reduktion des Lichtgenusses für die Wasserpflanzen führt (Madsen et al., 2001).

Eine zu starke Sedimentation kann sogar zu einer Überdeckung der Pflanzen führen. Auch an diese Gegebenheiten haben sich manche Arten angepasst. *Berula erecta*, eine typische Fließgewässer-Art, ist an Sedimentüberlagerung besonders gut angepasst, da sie aufgrund ihrer hohen vegetativen Regenerationskraft auch 10 bis 15 cm mächtige Auflagerungen durchwachsen kann (Pott & Remy, 2000). Insgesamt kann jedoch erwartet werden, dass das Wachstum von Makrophyten unter mittleren Sedimentationsbedingungen optimal ist (Barko & James, 1997).

#### 2.2.4 Die Gewässerfauna

Zwischen submersen Makrophyten und der Gewässerfauna bestehen zahlreiche Interaktionen. Erstere dienen letzterer zum einen direkt als Nahrung, zum anderen wird der auf den Wasserpflanzen wachsende Aufwuchs abgeweidet. Darüber hinaus stellen submerse Makrophyten ein bedeutendes Habitat für zahlreiche Gewässerorganismen dar. Diese Zusammenhänge beeinflussen direkt oder indirekt die Zusammensetzung der aquatischen Flora.

Unter den Grazern kann oftmals nicht klar zwischen einem reinen Abweiden des Aufwuchses ohne Beeinträchtigung der Wasserpflanze und dem direkten Fraß der Makrophyten unterschieden werden. Eigene, bislang unveröffentlichte Untersuchungen zeigen, dass Gammariden und Ostracoden den Aufwuchs von Characeen abweiden, wobei die Characeen jedoch meist beschädigt werden. Ob diese Schäden durch direkten Fraß an der Pflanze, oder durch „unabsichtliche“ Beschädigung entstand, konnte jedoch nicht abschließend geklärt werden.

Die Organismen, die sich von oder auf submersen Makrophyten ernähren, zählen zu einer Vielzahl zoologischer Gruppen, unter anderem Wasservögel (Noordhuis et al., 2002), Fische (De Winton et al., 2002; Lake et al., 2002), Krebse (Cronin, 1998), Schnecken (James et al., 2000), Insektenlarven (Cronin et al., 1999), sowie Käfer und Amphipoden (Proctor, 1999). Die meisten Grazer können erhebliche Schäden an Wasserpflanzen verursachen (Sheldon, 1987; Nyström and Strand, 1996). Benthivore Fische können die Entwicklung der submersen Vegetation erheblich beeinträchtigen (Ten Winkel & Meulemans, 1984). Insbesondere Graskarpfen können die submerse Vegetation vollständig eliminieren (Bonar et al., 2002). Proctor (1999) konnte zeigen, dass Amphipoden in der Lage sind, die Characeen-Vegetation in Enclosures vollständig zu beseitigen. Wasservögel fressen zum Teil selektiv die stärkehaltigen unterirdischen Speicherorgane von Makrophyten (Idestam-Almquist, 1998; LaMontagne et al., 2003), was zu einem Selektionsvorteil für Arten ohne derartige Speicherorgane führen kann. Agami & Waisel (1986) konnten für die Art *Najas marina* zeigen, dass von den von Wasservögeln aufgenommenen Samen submerser Makrophyten zwar der größte Teil verdaut wird, der übrig bleibende Teil jedoch eine verbesserte Keimungsrate zeigt. Da Grazer in vielen Fällen eine Nahrungspräferenz zeigen, kann selektives Grazing zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation führen (Sheldon, 1987; Lodge et al., 1998; Pinowska, 2002; Nurminen et al., 2003).

Die Interaktionen zwischen Makrophyten und Grazern sind wechselseitig. So führt ein Rückgang der submersen Vegetation zu einem nachfolgenden Rückgang der Populationsdichte an Wasservögeln (Mitchell & Perrow, 1998). Eine indirekte Rückkoppelung besteht darin, dass Grazer einen Teil der konsumierten Biomasse wieder ausscheiden und so die Nährstoffkonzentration des Wassers erhöhen können (Mitchell & Perrow, 1998; Pinowska, 2002). Veränderte Nährstoffkonzentrationen können zu Änderungen in der Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation führen (s.u.). Darüber hinaus entfernen Grazer den Aufwuchs – also Konkurrenten um Licht und Nährstoffe – von

der Wirtspflanze (James et al., 2000). Sie können damit – so weit die Trägerpflanzen nicht oder nicht wesentlich beschädigt werden – eine positive Wirkung auf das Wachstum der Wirtspflanzen haben (Brönmark, 1985; Daldorph & Thomas, 1995). Brönmark (1985) beobachtete an *Ceratophyllum demersum* die Ausscheidung von Lockstoffen für Epiphytengrazer. Einige Arten submerser Makrophyten besitzen also auch eine Möglichkeit zu, ihre Oberfläche durch Grazingorganismen von Epiphyten befreien zu lassen. Eine aktive Beeinflussung der Periphytonzusammensetzung, um ihre Attraktivität für Grazer zu erhöhen, konnte jedoch nicht bestätigt werden (Jones et al., 2000).

Submerse Makrophyten stellen ein bedeutendes Habitat für zahlreiche Gewässerorganismen dar. Die Arten- und Individuenzahl an Zooplanktern und Makroinvertebraten ist innerhalb von Makrophytenpolstern generell höher als in der unbewachsenen Zone von Seen, Teichen und Fließgewässern (Diehl & Kornijow, 1998; Wetzel, 2001). Die Gründe dafür liegen in der Zunahme der kolonisierbaren Oberfläche, dem höheren Nahrungsangebot in Form von Epiphyten und Detritus sowie dem Schutz vor Fraßfeinden wie z.B. Fischen (Diehl & Kornijow, 1998; Cheruvilil et al., 2002). Lauridsen et al. (1996) und Blindow (2002) vermuten, dass insbesondere den Randbereichen von dichten Makrophytenpolstern eine besondere Funktion als Refugium zukommt. Mit zunehmender Abundanz der submersen Vegetation nehmen zunächst auch die ökologisch besonders bedeutsamen Randbereiche zu, bei sehr hoher Bodenbedeckung existieren jedoch immer weniger Randbereiche, was die Funktion der Makrophyten als Refugium einschränkt. Einige der Zooplankter führen tagesperiodische Horizontal- und Vertikalwanderungen durch, indem sie die Makrophyten als Refugium während des Tages nutzen und nachts im Pelagial Nahrung aufnehmen (Timms & Moss, 1984; Lauridsen et al., 1998). Auch kleinere Fische können Makrophytenbestände als Refugium nutzen, um vor größeren Räubern zu fliehen (Persson & Crowder, 1998).

Ihre Funktion als Habitat für Makroinvertebraten und Zooplankton kann über die Nahrungskette zu einer Selbststabilisierung des makrophytendominierten Zustands von Gewässern führen (Timms & Moss, 1984; Scheffer, 1999; Blindow, 2002). So dienen Makroinvertebraten, deren Individuenzahl in Makrophytenpolstern gegenüber unbewachsenen Flächen erhöht ist (s.o.), z.B. jungen Barschen als Nahrung. Diese werden jedoch ab einer Körperlänge von 15 cm piscivor. So kann sich in makrophytenreichen Seen eine hohe Dichte an Raubfischen erhalten, die den Bestand an Friedfischen dezimieren und so die Entwicklung des Zooplanktons fördern kann. Hohe Dichten an Zooplankton reduzieren die Entwicklung des Phytoplanktons, was aufgrund der Konkurrenz um Nährstoffe und Licht zu einer Förderung der Makrophyten führt. So wird z.B. auch das Frühjahrs-Klarwasserstadium, das durch Grazing des Zooplanktons an Phytoplankton verursacht wird, als „window of opportunity“ für die submerse Vegetation und damit als wichtiger Faktor für die Erhaltung eines makrophytendominierten Zustandes von Seen erachtet (Scheffer et al., 2001b).

### 2.2.5 Allelopathie

Die Produktion allelopathisch wirksamer Substanzen durch submerse Makrophyten kann zu einer Veränderung in der Artenzusammensetzung der submersen Vegetation führen. Hierbei sind zum einen direkte, also auf andere Makrophyten gerichtete Effekte beteiligt. Eine indirekte Reaktion kann über die Reduktion des Epiphytenbewuchses erfolgen, die zu einer besseren Lichtversorgung und damit einem gesteigerten Wachstum von Pflanzen führt, die in der Lage sind, Abwehrstoffe zu produzieren.

Chemische Abwehrstoffe können einen entscheidenden Konkurrenzvorteil im Kampf um Ressourcen darstellen. Dabei kann die allelopathische Wirkung submerser Makrophyten gegen andere Makrophyten, gegen Epiphyten und Phytoplankton sowie gegen Grazer gerichtet sein. In lebendem Gewebe von *Nasturtium officinale* werden Abwehrstoffe produziert, die ein Grazing durch Makroinvertebraten einschränken (Newman et al., 1996). In eutrophen Habitaten kann die beständige Produktion neuer Biomasse die negativen Folgen einer Beschattung durch Aufwuchs und den Fraß durch Grazingorganismen ausgleichen (Wium-Andersen, 1987). In oligotrophen Habitaten ist dies aufgrund des Nährstoffmangels nicht möglich. Die chemische Abwehr gegen Beschattung und Fraß sollte daher in oligotrophen Habitaten eine größere Rolle spielen (Coley et al., 1985 in Blindow, 2002). In der Tat enthalten Characeen, die als typische Besiedler oligotropher Habitats gelten, Substanzen, die das Wachstum von Algen inhibieren können (Wium-Andersen, 1982). Es konnten jedoch auch in zahlreichen eutraphenten Makrophyten, wie *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum*, allelopathisch gegen Cyanobakterien, Chlorophyceen und Diatomeen wirksame Substanzen nachgewiesen werden (Gross, 1995; Gross et al., 2003). Im umgekehrten Fall wird jedoch auch eine toxische Wirkung von Blaualgen-Toxinen (Microcystin) auf das Wachstum submerser Makrophyten beschrieben (Pflugmacher, 2002).

Eine gegen andere Makrophyten-Arten gerichtete allelopathische Wirkung wurde bei verschiedenen Arten der Gattung *Eleocharis* und *Sagittaria* beobachtet, die das Wachstum von *Potamogeton*-Arten einschränken oder sogar verhindern (Gopal & Goel, 1993 und dort zitierte Literatur). Agami & Waisel (1985) beschrieben einen wachstumshemmenden Effekt von *Myriophyllum spicatum* auf *Najas marina*. Insbesondere in älteren Arbeiten wird jedoch häufig nicht zwischen einer Beeinflussung aufgrund der Konkurrenz um die gleichen Ressourcen (competition) und dem aktiven Einsatz eines wachstumshemmenden Stoffes (allelopathy) unterschieden.

Die meisten Erkenntnisse über allelopathische Effekte submerser Makrophyten basieren auf Untersuchungen an pflanzlichen Extrakten, deren Wirkung auf Algen mittels Biotests analysiert wurde. Diese Ergebnisse lassen sich nur bedingt auf die tatsächlichen Verhältnisse im Ökosystem übertragen, da die reine Anwesenheit einer Substanz in der Pflanze noch kein Beleg für ihre Abgabe und Aktivität in der Umwelt ist. Auch die Frage der Beständigkeit einer eventuell abgegebenen Substanz im Ökosystem ist ungeklärt. Blindow & Hootsmans (1991, in Blindow, 2002) konnten

zeigen, dass das Wasser aus Characeen-Kulturen das Wachstum der Grünalge *Scenedesmus* verlangsamen kann. Demgemäß scheinen allelopathisch wirksame Substanzen auch in das Medium abgegeben zu werden. Das Wachstum einer weiteren Planktonart wurde jedoch nicht beeinflusst. Forsberg et al. (1990) konnten zeigen, dass die Phytoplanktonbiomasse sowohl in *Chara*-dominierten Seen als auch in Seen ohne Vorkommen an Characeen auf die gleiche Weise von der Phosphorkonzentration abhängt. Sie folgern daraus, dass *Chara* in situ keine allelopathisch wirksamen Substanzen abgibt. Jasser (1995) und Mulderij et al. (2003) konnten jedoch zeigen, dass allelopathische Substanzen aus submersen Makrophyten auf verschiedene Planktonorganismen eine unterschiedliche Wirkung haben. Dies bedeutet, dass die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft verändert werden kann, auch wenn die Gesamtbiomasse unbeeinflusst bleibt.

Die Produktion allelopathisch wirksamer Substanzen ist von der Photosynthese und damit vom Licht abhängig. Gross (1995) vermutet daher, dass die Produktion der Abwehrstoffe abnimmt, wenn die Stärke des Epiphytenbewuchses einen gewissen Schwellenwert überschreitet. Eine Stickstofflimitierung führte demgegenüber zu einer erhöhten Produktion von Tellimagrandin II, der bedeutendsten allelopathisch wirksamen Substanz in *Myriophyllum spicatum* (Gross, 1999). Der gleiche Effekt wurde für die Exkretion von Resorcinol durch Keimlinge von *Nuphar lutea* beobachtet (Sütfeld et al., 1996). Die Bildung allelopathisch wirksamer Substanzen ist also sowohl mit der Licht- als auch mit der Nährstoffversorgung gekoppelt.

### **2.2.6 Die DIC-Konzentration und die Wasserhärte**

DIC (dissolved inorganic carbon) stellt in Form von  $\text{CO}_2$  und  $\text{HCO}_3^-$  die bedeutendste Kohlenstoffquelle für die Photosynthese dar. Die Einstellung des Gleichgewichts zwischen  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$  und  $\text{CO}_3^{2-}$  wird in erster Linie vom pH-Wert des Gewässers beeinflusst. Freies  $\text{CO}_2$  dominiert bei pH-Werten unterhalb von 5, während  $\text{CO}_3^{2-}$  erst oberhalb eines pH-Wertes von 9,5 quantitativ bedeutend wird (Wetzel, 2001). Die durch die Hydratation von freiem  $\text{CO}_2$  entstehende Kohlensäure ist in der Lage, ungelöstes Calciumcarbonat in gelöstes Calciumhydrogencarbonat umzuwandeln. Umgekehrt führt ein Entzug von  $\text{CO}_2$  aus dem Gleichgewicht, z.B. durch die Photosynthese, zu einer Ausfällung von Calciumcarbonat. Es ist jedoch nicht eindeutig geklärt, ob die Kalkausfällung als Folge oder als Ursache einer erhöhten Photosyntheserate gewertet werden muss: Verursacht der Entzug von  $\text{CO}_2$  durch die Photosynthese die Ausfällung von Calciumcarbonat oder erzeugt die Ausfällung von Kalk (z.B. durch Abgabe von  $\text{OH}^-$ -Ionen) zusätzliches  $\text{CO}_2$ , das die Photosynthese stimuliert (McConnaughey & Whelan, 1997)?

Schwankungen der DIC-Konzentration in Gewässern resultieren in erster Linie aus

- Atmung und Photosynthese, die CO<sub>2</sub> produzieren bzw. aus dem Gleichgewicht entziehen,
- dem Zufluss von CO<sub>2</sub>-reichem Grundwasser,
- der Schneeschmelze, die oft ein Absenken des pH-Wertes verursacht und
- Temperaturschwankungen, die die Löslichkeit des CO<sub>2</sub> beeinflussen (Wetzel, 2001).

In einem dicht bewachsenen Litoral können im Verlaufe eines Tages Schwankungen des pH-Wertes zwischen 6 und 10 auftreten (Wetzel, 2001). Da die mit hohen pH-Werten verbundenen geringen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen die Primärproduktion einschränken können, stellt die Fähigkeit zur Nutzung von Hydrogencarbonat einen Konkurrenzvorteil dar.

Da Diffusionsvorgänge im Wasser um Größenordnungen langsamer verlaufen als in der Luft, stellt die Nachlieferung an CO<sub>2</sub> sogar in DIC-reichen Gewässern häufig einen begrenzenden Faktor für das Wachstum submerser Makrophyten dar (Vadstrup & Madsen, 1995; Jones et al., 1996; Van den Berg et al., 2002). Auch der Austausch von CO<sub>2</sub> zwischen dem Wasser und der Luft verläuft vergleichsweise langsam (Wetzel, 2001). Submerse Makrophyten haben daher eine Reihe von Anpassungen an die Kohlenstoff-Armut des Wassers (im Vergleich zur Luft) entwickelt.

Die meisten Algen und Höheren Wasserpflanzen verwenden freies CO<sub>2</sub> als primäre Kohlenstoffquelle (Wetzel, 2001). Einige Makrophyten, im Besonderen die Wassermoose, können **ausschließlich** CO<sub>2</sub> verwerten. Sie kommen daher nur in Gewässern mit hohen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen vor, wie z.B. Flüssen, Quellen oder Gewässern mit hohem Gehalt an organischer Substanz. Da das Moos *Fontinalis antipyretica* unmittelbar dem Sediment aufliegt, kann die Art jedoch eine CO<sub>2</sub>-Verarmung des freien Wasserkörpers überstehen, indem sie das aus dem Sediment diffundierende CO<sub>2</sub> unmittelbar ausnutzt (Maberly & Madsen, 2002). Einige Arten submerser Makrophyten sind in der Lage, CO<sub>2</sub> **und** HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> zu nutzen (Maberly & Madsen, 2002). Diese Anpassung stellt insbesondere bei hohen pH-Werten und den damit verbundenen niedrigen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen einen Konkurrenzvorteil dar. Dabei ist die Affinität für CO<sub>2</sub> jedoch immer höher als die für HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Maberly & Madsen, 2002) und auch die Wachstumsrate bei Sättigungskonzentration an freiem CO<sub>2</sub> ist höher als bei Sättigungskonzentration an HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Madsen, 1993). Einige wenige Algen können CO<sub>2</sub> **nicht** verwerten und sind auf HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> als C-Quelle angewiesen. Für eine direkte Verwertung von CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> liegen bis dato keine klaren Beweise vor (Wetzel, 2001).

Die Konzentration an freiem CO<sub>2</sub> kann in Weichwasser-Seen während des Sommers auf nahezu Null sinken (Vadstrup & Madsen, 1995). Auch in DIC-reichen Fließgewässern kann die CO<sub>2</sub>-Konzentration innerhalb dichter Makrophytenbestände während des Nachmittags drastisch reduziert sein (Sand-Jensen & Frost-Christensen, 1998). Arten, die ausschließlich freies CO<sub>2</sub> als C-Quelle verwerten können, werden unter diesen Bedingungen von Hydrogencarbonat-Nutzern auskonkurriert, falls erstere nicht alternative CO<sub>2</sub>-Quellen, wie z.B. das Sediment oder die Luft, nutzen können (Vadstrup & Madsen, 1995). Die Fähigkeit zur Nutzung von HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> als C-Quelle kann innerhalb einer

Gattung variieren. So können die meisten mitteleuropäischen Vertreter der Gattung *Potamogeton*  $\text{HCO}_3^-$  nutzen, nicht jedoch *Potamogeton natans* und *Potamogeton polygonifolius* (Maberly & Madsen, 2002). Auch ist *Myriophyllum verticillatum* im Gegensatz zu *M. spicatum* nicht in der Lage,  $\text{HCO}_3^-$  zu verwerten (Maberly & Madsen, 2002). Alle diese auf  $\text{CO}_2$  angewiesenen Arten können jedoch Schwimm- oder Überwasserblätter ausbilden und so das  $\text{CO}_2$  der Luft aufnehmen. Von den bislang untersuchten amphibischen Wasserpflanzen, wie *Sparganium*, *Callitriche*, *Berula* oder *Veronica* war lediglich *Callitriche hermaphroditica* in der Lage,  $\text{HCO}_3^-$  aufzunehmen, (Sand-Jensen et al., 1992; Maberly & Madsen, 2002). Die untergetauchten Formen dieser Arten treten daher nur in Gewässern auf, die hohe Austausch-Kapazitäten an  $\text{CO}_2$  aufweisen (Sand-Jensen, 1982).

Auch die Effizienz, mit der submerse Makrophyten DIC nutzen können, ist von Art zu Art unterschiedlich. So zeigen *Elodea* und *Callitriche* bei hohen Konzentrationen an freiem  $\text{CO}_2$  etwa gleiche Wachstumsraten, während bei niedrigen  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen *Elodea* einen Konkurrenzvorteil hat (Olesen & Madsen, 2000). *Chara aspera* kann niedrige Hydrogencarbonatkonzentrationen besser verwerten als *Potamogeton pectinatus* und diese Art daher bei entsprechenden Verhältnissen auskonkurrieren (Van den Berg et al., 2002). Die unterschiedliche Fähigkeit submerser Makrophyten, DIC zu nutzen, kann daher Vegetationsunterschiede zwischen verschiedenen Gewässern erklären (Van den Berg et al., 2002 und darin zitierte Literatur). Dabei sind viele der reinen  $\text{CO}_2$ -Nutzer in Gewässern mit niedriger Alkalinität, die eng mit der Hydrogencarbonatkonzentration gekoppelt ist, zu finden, während die Hydrogencarbonatnutzer verstärkt im Hartwasser auftreten (Adamec, 1997; Vestergaard & Sand-Jensen, 2000). Weichwasserseen weisen daher eine charakteristische Vegetation auf, die an die niedrige C-Verfügbarkeit angepasst ist (Murphy, 2002).

Viele submerse Makrophyten sind in der Lage, das  $\text{CO}_2$  aus dem Sediment zu nutzen.  $\text{CO}_2$  diffundiert dabei in das Wurzelgewebe und kann über die Interzellularräume zu den photosynthetisch aktiven Pflanzenteilen gelangen (Maberly & Madsen, 2002). Eine quantitative Bedeutung erlangt die C-Aufnahme über die Wurzeln jedoch nur bei Rosettenpflanzen wie *Lobelia*, *Isoëtes* und *Littorella*, die in C-armem Weichwasser vorkommen (Loczy et al., 1983; Madsen et al., 2002). *Lemna*, einige heterophylle Makrophyten und Seerosen können sowohl  $\text{CO}_2$  aus der Luft als auch aus dem Wasser aufnehmen (Maberly & Madsen, 2002).

Die Fixierung von Kohlenstoff wird bei den meisten submersen Makrophyten über den C3-Mechanismus der Photosynthese durchgeführt. Das dabei beteiligte Enzym RubisCO benötigt als Substrat freies  $\text{CO}_2$  und kann  $\text{HCO}_3^-$  nicht direkt verwerten (Badger & Price, 1994). Eine Nutzung von  $\text{HCO}_3^-$  erfordert also einen aktiven Transport des Ions in die Zelle, eine Dehydrierung durch das Enzym Carboanhydrase und die Exkretion des  $\text{OH}^-$ -Ions. Dies bedeutet, dass im Vergleich zur direkten Aufnahme von  $\text{CO}_2$  zusätzliche Energie benötigt wird. Für die Nutzung von  $\text{HCO}_3^-$  existieren unter den submersen Makrophyten drei prinzipielle Mechanismen: die Erzeugung unterschiedlicher

Ladungen aufgrund räumlicher Trennung der  $\text{HCO}_3^-$ -Aufnahme und  $\text{OH}^-$ -Abgabe, der Cotransport von  $\text{HCO}_3^-$  mit  $\text{H}^+$  und die extrazelluläre Umwandlung von  $\text{HCO}_3^-$  in  $\text{CO}_2$  durch Abgabe von Carboanhydrase (Badger & Price, 1994; Newman & Raven, 1999). Die mit der Exkretion von  $\text{OH}^-$  einhergehende Erhöhung des pH-Wertes führt in kalkreichen Gewässern zu einer Ausfällung von  $\text{CaCO}_3$  und damit zu einer sichtbaren Verkalkung der Pflanzen.

Insbesondere in Weichwasser-Habitaten, wo die Photosynthese potentiell von der Verfügbarkeit an Kohlenstoff limitiert werden kann, haben einige Arten submerser Makrophyten einen CAM-Metabolismus entwickelt (*Isoetes*, *Littorella*, *Vallisneria*) (Keeley, 1998; Madsen et al., 2002). Dabei wird im Dunkeln, wenn die  $\text{CO}_2$ -Konzentration im Gewässer höher als tagsüber ist,  $\text{CO}_2$  über das Enzym PEP-Carboxylase fixiert und in Form von Malat akkumuliert. Dieses wird im Licht wieder decarboxiliert und das  $\text{CO}_2$  von RubisCO refixiert (Keeley & Busch, 1984). Dabei kann auch das während der nächtlichen Respiration in der Pflanze produzierte  $\text{CO}_2$  wieder refixiert werden (Keeley, 1998). Im Gegensatz zu den Landpflanzen ist die C-Fixierung während des Tages jedoch nicht unterdrückt, so dass eine Netto-Aufnahme während des ganzen Tages erfolgen kann (Maberly & Madsen, 2002). Auch ein  $\text{C}_4$ -Mechanismus der Photosynthese wurde bei submersen Makrophyten beschrieben (*Hydrilla*, *Egeria*). Dabei findet eine räumliche Trennung ohne die bei Landpflanzen charakteristische Kranz-Anatomie statt, indem die PEP-Carboxylase auf das Cytosol, die RubisCO auf den Chloroplasten beschränkt ist (Reiskind et al., 1997).

Interessanterweise verwendet das Enzym PEP-Carboxylase, das für den CAM-Metabolismus benötigt wird,  $\text{HCO}_3^-$  als Substrat. Dennoch fehlt den aquatischen CAM-Pflanzen die Möglichkeit zur Aufnahme von  $\text{HCO}_3^-$  (Keeley, 1998). In Weichwasserhabitaten, die eine generell niedrige Konzentration an  $\text{HCO}_3^-$  aufweisen, ist die Entwicklung eines CAM-Mechanismus, also einer Möglichkeit zur Anreicherung von  $\text{CO}_2$  sinnvoller. Demgegenüber stellt in Hartwasser-Habitaten die Fähigkeit zur Nutzung von  $\text{HCO}_3^-$  offensichtlich auch ohne die zusätzliche Ausbildung eines CAM-Metabolismus eine ausreichende Anpassung dar.

Das Wachstum submerser Makrophyten kann experimentell auch durch die Verfügbarkeit an Calcium begrenzt werden (Huebert & Gorham, 1983; Huebert & Shay, 1991). Dabei tritt eine Begrenzung des Wachstums jedoch erst bei so niedrigen Konzentrationen ein, dass dieser Effekt in natürlichen Gewässern Deutschlands kaum eine Rolle spielen dürften. Der Ausschluss von Hartwasser-Arten im Weichwasser dürfte daher in erster Linie auf die Verfügbarkeit an Kohlenstoff zurückzuführen sein (Huebert & Gorham, 1983).

### 2.2.7 Der pH-Wert

Die Versauerung von Gewässern geht einher mit einem Konzentrationsanstieg der  $\text{H}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$ -Ionen, zusammen mit einer Konzentrationserhöhung von Kationen wie  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und Schwermetallen, die aus dem Untergrund gelöst werden (Farmer, 1990). Die physikalischen

Auswirkungen der Versauerung betreffen das Lichtklima und die thermische Schichtung des Gewässers. Die Erhöhung der Aluminiumkonzentration des Wassers kann zu einer Ausfällung von Huminsäuren führen, wodurch die Wassertransparenz erhöht wird (Melzer et al., 1985a). Die verbesserte Lichtdurchlässigkeit bedingt eine Verschiebung der Thermokline in größere Tiefen (Farmer, 1990). Es kann jedoch auch ein genau gegenteiliger Effekt eintreten, also eine Abnahme der Wassertransparenz mit zunehmender Versauerung (Riis & Sand-Jensen, 1998). Verursacht wird dieses Phänomen durch eine Zunahme der Konzentration an Huminsäuren, die aus dem Umland eingetragen werden. Biotische Auswirkungen zeigen sich in einer Veränderung der pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften. Die genannten chemischen, physikalischen und biotischen Faktoren stehen mit den submersen Makrophyten in Wechselwirkung. Eine von einer Erniedrigung des pH-Wertes verursachte Veränderung kann so zu einem Wechsel in der Makrophytenvegetation von Gewässern führen.

Das generelle Muster der Vegetationsänderung mit zunehmender Versauerung des Gewässers ist in weiten Teilen Europas gleich: die charakteristische Vegetation des Gewässers, z.B. bestehend aus Arten der Gattung *Potamogeton*, *Myriophyllum* oder Isoëtiden, geht zurück bzw. verschwindet vollständig und wird durch *Juncus bulbosus* und submerse Formen der Gattung *Sphagnum* ersetzt (Melzer et al., 1985a; Melzer et al., 1985b; Roelofs et al., 1995; Farmer 1990). Eine weitere Versauerung führt zum vollständigen Ausfall der submersen Vegetation (Arts, 2002). Mit Hilfe einer Kalkung versauerter Gewässer sind diese Änderungen weitgehend wieder rückgängig zu machen (Farmer, 1990; Roelofs et al., 1996). Aufgrund des erhöhten Kalkgehaltes können in diesen Seen aber auch calciphile Arten neu auftreten, die vor der Versauerung des Gewässers noch nicht dort beobachtet wurden (Farmer, 1990). Die bei einer Versauerung auftretenden charakteristischen Änderungen in Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation werden zur Bioindikation der Versauerung herangezogen (Trempe & Kohler, 1995; Kohler & Trempe, 1996; Thiebaut et al., 1998).

Gelegentlich ist in versauerten Gewässern auch eine Erhöhung der Ammonium-Konzentration zu beobachten (Roelofs et al., 1995). Diese hat ihre Ursache in der direkten Deposition von Ammonium aus der Atmosphäre und der im sauren Milieu reduzierten Nitrifikation. Andererseits wird aber bei niedrigen pH-Werten die Mineralisation organischer Substanz verlangsamt, ein Effekt, der die Nachlieferung an Ammonium verringert (Roelofs et al., 1995). Aus diesem Grund steigt bei einer Kalkung versauerter Gewässer der Ammonium- und Phosphatgehalt des Interstitialwassers an, was zu einer Eutrophierung der Gewässer führt (Roelofs et al., 1996). So kann die mit der Kalkung verbundene Erhöhung der Ammonium-Konzentration im Interstitialwasser zu einer Ausbreitung der untergetauchten Form von *Juncus bulbosus* führen (Roelofs et al., 1994).

Die Auswirkungen der Versauerung auf submerse Makrophyten sind vielfältig. Physiologische Reaktionen betreffen einerseits einen direkten negativen Einfluss des  $H^+$ -Ions auf die

Photosyntheseleistung und das Wachstum (Laake, 1976 in Farmer, 1990; Maessen et al., 1992). Dabei wird das Wachstum häufig von einer Kombination des pH-Wertes und der Calciumkonzentration beeinflusst (Clymo, 1973). Die Änderung des Säuregrades hat aber auch Folgen für den Kohlenstoff-Haushalt des Gewässers. Die durch den niedrigen pH-Wert erhöhte Konzentration an CO<sub>2</sub> führt zwar grundsätzlich zu einem verbesserten Wachstum submerser Makrophyten, gleichzeitig wird jedoch Kohlenstoff aus dem Sediment mobilisiert. Langsam wachsenden Isoëtiden, die auf eine Aufnahme von CO<sub>2</sub> aus dem Sediment spezialisiert sind, wird somit langfristig eine entscheidende Kohlenstoff-Quelle entzogen. *Juncus bulbosus*, eine Art, die sehr effektive Mechanismen zur Aufnahme und internen Refixierung von CO<sub>2</sub> entwickelt hat (Wetzel et al., 1984, 1985) kann unter diesen Bedingungen schneller wachsen und erlangt so einen Konkurrenzvorteil (Roelofs et al., 1995).

Eine Versauerung des Grundwassers führt zur Desorption von Metallen aus dem Untergrund. Obwohl eine direkte Toxizität von Aluminium-Ionen auf die aquatische Fauna, Phytoplankton und terrestrische Arten nachgewiesen wurde (Baker & Schofield, 1981; Hornstrom et al., 1995; Anandi et al., 2002), fehlen derartige Nachweise für submerse Makrophyten (Farmer, 1990; Maessen et al., 1992). Auch für Cadmium und andere Schwermetalle konnte in tatsächlich auftretenden Konzentrationen noch keine direkte toxische Wirkung nachgewiesen werden (Farmer, 1990). Dennoch können die Gehalte an Metallen in Makrophyten aus versauerten Gewässern erhöht sein, diese also akkumuliert werden (Lehtonen, 1989; Samecka-Cymerman & Kempers, 2001).

### 2.2.8 Die Stickstoff- und Phosphorkonzentration

Während Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Sulfat und Chlorid von submersen Makrophyten hauptsächlich aus dem Freiwasser aufgenommen werden, stellt für Stickstoff, Phosphor, Eisen, Mangan und zahlreiche Mikronährstoffe das Sediment die Hauptquelle dar (Barko et al., 1991). Dennoch werden bestimmte Anteile an Stickstoff und Phosphor, abhängig von den relativen Konzentrationen dieser Nährstoffe im Wasser und im Sediment, auch aus dem freien Wasserkörper aufgenommen (s.o.). Von praktischer Bedeutung für eine Begrenzung des Wachstums submerser Makrophyten ist in erster Linie Phosphor, gelegentlich auch Stickstoff (s.o.). Obwohl grundsätzlich sowohl Ammonium als auch Nitrat aufgenommen werden können, wird in der Regel Ammonium gegenüber Nitrat als Stickstoffquelle bevorzugt (Nichols & Keeney, 1976; Wetzel, 2001; Cedergreen & Madsen, 2002). Dabei sind jedoch artabhängige Unterschiede möglich (Melzer & Kaiser, 1986).

Obwohl Phosphor und Stickstoff hauptsächlich aus dem Sediment aufgenommen werden, führt die mit der Eutrophierung einhergehende Erhöhung der Nährstoffkonzentration sowohl in Fließgewässern als auch in Seen zu charakteristischen Artenverschiebungen in der Makrophytengesellschaft (Kohler & Schneider, 2003; Kapitel 3.1; Kapitel 4.4). Dabei gehören Characeen zu den Organismen, deren Artenzahl und Biomasse bei einer Eutrophierung als erstes zurückgehen (Blindow, 1992b). Die

Überschreitung einer bestimmten kritischen Nährstoffkonzentration führt zu einer drastischen Reduktion der gesamten Makrophytenbestände bis hin zur Makrophytenverödung (Phillips et al., 1978). Die Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation sind dabei prinzipiell reversibel. So konnte bei erneut sinkenden Nährstoffkonzentrationen ein Wiederaufkommen von Characeen beobachtet werden (Blindow, 1992a; Van den Berg et al., 1999). Dabei tritt der Rückgang und das Wiederaufkommen der Characeen jedoch bei unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen ein, ein Phänomen, das als Hysteresis bezeichnet wird (Scheffer et al., 2001a).

Die Ursache für die beobachteten Veränderungen in der Artenzusammensetzung der submersen Vegetation liegt entgegen früherer Vermutungen nicht in einer direkten Toxizität erhöhter Phosphorkonzentrationen (Forsberg, 1965; Blindow, 1988). Schädigungen submerser Makrophyten durch Ammonium und Nitrat wurden von Glänzer et al. (1977) untersucht. Dabei führten erhöhte Nitratwerte zu keiner Beeinträchtigung der Wasserpflanzen. Hohe Ammonium-Konzentrationen (25 mg  $\text{NH}_4^+$ /l) führten jedoch an allen untersuchten Arten zu Schädigungen. In erster Linie traten Verfärbungen der Blätter auf. Empfindliche Arten wie *Potamogeton coloratus* und *Chara hispida* wiesen bereits bei 15 mg  $\text{NH}_4^+$ /l Schädigungen auf. In natürlichen Gewässern können derartig hohe Ammonium-Konzentrationen über einen längeren Zeitraum jedoch nur im anaeroben Hypolimnion oder bei einer nachhaltigen Einleitung von Abwässern auftreten. Die direkte Toxizität von Ammonium auf Wasserpflanzen sollte daher in natürlichen Gewässern eine untergeordnete Rolle spielen. Bei den erwähnten Untersuchungen wurde die Wirkung von undissoziiertem Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) nicht berücksichtigt. Letzterer wird bei pH-Werten im alkalischen Bereich aus  $\text{NH}_4^+$  gebildet. Für Fische ist eine toxische Wirkung von  $\text{NH}_3$  beschrieben (Luckenbach et al., 2003; Lemarie et al. 2004), für Makrophyten liegen dazu keine Untersuchungen vor.

Die beobachtete Artenverschiebung im Verlauf der Eutrophierung und Oligotrophierung liegt vielmehr in der unterschiedlichen Konkurrenzfähigkeit verschiedener Arten bei hohen oder niedrigen Nährstoffkonzentrationen begründet. Dabei kann die Nährstoffkonzentration eine direkte Wirkung entfalten, indem bestimmte Arten erhöhte Nährstoffkonzentrationen im freien Wasserkörper besser nutzen können, also eine erhöhte Wachstumsrate zeigen (Glänzer et al., 1977). Zum anderen spielt der indirekte Effekt der geänderten Lichtbedingungen eine große Rolle. Mit der Eutrophierung einher geht ein erhöhtes Wachstum von Phytoplankton und Aufwuchs, was zu einer Reduktion der Lichttransmission im Gewässer führt (s.o.).

Submerse Makrophyten beeinflussen jedoch auch die Nährstoffkonzentrationen im Wasser. Dabei spielt zum einen die direkte Aufnahme von Nährstoffen durch die Pflanzen und deren Aufwuchs eine Rolle (Vincent & Downes, 1980). Insbesondere in nährstoffreichen Fließgewässern hat dieser Vorgang jedoch nur eine untergeordnete Bedeutung (Madsen & Adams, 1988; Rooney & Kalff, 2003). Eine indirekte Auswirkung hat die bereits mehrfach erwähnte Reduktion der Wasserbewegung

in Makrophytenpolstern, die sowohl eine erhöhte Sedimentation als auch eine verringerte Erosion von Sediment verursacht und dadurch die Nährstoffkonzentrationen im Wasser herabsetzt. Interessanterweise können Röhrlichtbestände in Fließgewässern einen gegensätzlichen Effekt haben. Dichte Bestände emerser Makrophyten reduzieren den effektiven Gewässerquerschnitt und führen dadurch zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit im nicht bewachsenen Stromstrich. Die erhöhte Fließgeschwindigkeit führt zu einer Verringerung der Nährstoffretention (Wilcock et al., 2002).

Im Verlauf eines Jahres können Makrophyten als Vektor für den Transport von Phosphor aus dem Sediment dienen, da sie P in erster Linie aus dem Sediment aufnehmen, diesen jedoch beim Absterben der Biomasse innerhalb weniger Tage bis Monate an den freien Wasserkörper abgeben (Carignan & Kalff, 1980; Smith & Adams, 1986). Dies gilt auch für Kalium, Natrium, Magnesium, Kohlenstoff, Stickstoff, Calcium und Eisen (Pomogyi et al., 1984; Wetzel, 2001). Dabei kann die Epiphytengemeinschaft auf absterbenden Makrophyten jedoch Teile des Stickstoffs denitrifizieren und so zu einer teilweisen Entfernung aus dem Gewässer beitragen (Eriksson & Weisner, 1996). Zusätzlich zu der direkten Abgabe von Nährstoffen aus der absterbenden Biomasse können Makrophyten auch indirekt zu einer Erhöhung der Phosphor-Konzentration im Wasser beitragen. Falls der Metabolismus der Makrophyten zu hohen pH-Werten im Gewässer führt, kann durch Liganden-Austausch ein Teil des an Eisen-Oxiden gebundenen Phosphors aus dem Sediment freigesetzt werden (Barko & James, 1997). Zusätzlich führt die in Makrophytenpolstern auftretende niedrige Sauerstoff-Konzentration während der Nacht zu einer Erhöhung der anaeroben P-Freisetzung aus dem Sediment. Da sich das Wasser über dichten Makrophytenbeständen tagsüber stärker erwärmt als im Pelagial, wird eine Wasserbewegung erzeugt, die die freigesetzten Nährstoffe in das Pelagial transportieren kann (Barko & James, 1997). Die durch Makrophyten verursachte Phosphor-Freisetzung aus dem Sediment kann so zu einer beträchtlichen Anreicherung von P in der Wassersäule führen. In diesem Fall fungieren Makrophyten als Quelle von Nährstoffen, es gibt jedoch auch Fälle, in denen sie als Nährstoffsенke fungieren.

Da Characeen in vielen Fällen als grüne Pflanze überwintern, findet in diesem Fall keine jährliche Freisetzung der Nährstoffe statt. Hier sind also große Mengen an Stickstoff und Phosphor längerfristig gebunden und können daher zu einer Nährstofflimitierung des Phytoplanktons beitragen (Blindow, 1992a; Kufel & Kufel, 2002). Zusammen mit ihrer dichten Wuchsform, die keinen Raum für eine Etablierung anderer Makrophyten lässt, gilt dieser Effekt als eine Ursache für die hohe Konkurrenzfähigkeit von Characeen bei niedrigen Nährstoffkonzentrationen. Eine weitere Rolle spielt die Kopräzipitation von Phosphor mit Calciumkarbonat. Aufgrund der relativ hohen pH-Werte in der freien Wassersäule und der Aufnahme von anorganischem Kohlenstoff im Zuge der Photosynthese kommt es zu einer Ausfällung von  $\text{CaCO}_3$  (Kufel & Kufel, 2002). Phosphor wird zusammen mit  $\text{CaCO}_3$  ausgefällt und so aus der freien Wassersäule entfernt (Murphy et al., 1983). Dieser an Apatit gebundene Phosphor zählt zu den vergleichsweise inerten P-Fractionen und wird auch unter anaeroben Verhältnissen nicht wieder gelöst (Andersen & Ring, 1999). Mit dieser Theorie in Einklang

steht die Beobachtung, dass sowohl der freie Wasserkörper über als auch das Interstitialwasser unter dichten Polstern von *Chara hispida* extrem niedrige Konzentrationen an gelöstem Phosphor aufweisen. Dennoch ist die Gesamt-P-Konzentration des Sedimentes im Vergleich zu anderen Makrophytenarten nicht auffällig erniedrigt (Kapitel 4.5). Characeen können daher im Gegensatz zu vielen Höheren Wasserpflanzen in oligotrophen Habitaten als Senke für Stickstoff und Phosphor gelten (Kufel & Kufel, 2002).

### **2.2.9 Andere chemische und physikalische Parameter**

Die Interaktionen zwischen chemisch-physikalischen Einflussfaktoren und dem Wachstum submerser Makrophyten stellen ein breites Feld limnologischer Forschung dar. Zum Beispiel kann in Fließgewässern als Folge der verringerten Strömungsgeschwindigkeit in Makrophytenpolstern in Kombination mit der erhöhten Wassertiefe eine Stratifikation in der Temperatur und der Sauerstoffkonzentration ausgebildet werden. Dabei ist im Sommer die Temperatur und die Sauerstoffkonzentration innerhalb von dichten Makrophytenpolstern gegenüber der Oberfläche reduziert (Wilcock et al., 1999).

Im Rahmen dieser Arbeit sollen nur einige wesentliche Einflussgrößen dargestellt werden. Unter den Größen, die neben den bereits dargestellten Faktoren das Vorkommen und Wachstum submerser Makrophyten beeinflussen, seien die Salinität, die Saprobie und die Pestizidbelastung kurz erwähnt.

Die meisten Arten submerser Süßwasser-Makrophyten sind gegenüber einer Erhöhung der Salinität sehr empfindlich. Ausnahmen davon bilden z.B. *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Zannichellia palustris*, die auch im Brackwasser vorkommen können (Sculthorpe, 1967). Auch einige Characeen, darunter *Chara aspera* und *Chara tomentosa*, können sowohl im Süß- als auch im Brackwasser, z.B. der Ostsee, wachsen. Bei der Salztoleranz aquatischer Makrophyten scheinen antioxidative Enzyme eine große Rolle zu spielen (Rout & Shaw, 2001).

Brackwasser-Ökosysteme unterscheiden sich in wesentlichen Punkten vom Süßwasser. So scheint der Fraßdruck auf das Zooplankton größer und die Abweidung des Aufwuchses geringer zu sein als in vergleichbaren Süßwasser-Ökosystemen (Jeppesen et al., 1994). Obwohl grundsätzlich eine Indikation der Salinität mit Hilfe submerser Makrophyten möglich sein sollte, wurden derartige Systeme noch nicht entwickelt. Sie geht jedoch in die Modellierung zur Vorhersage von Makrophytengesellschaften in Fließgewässern ein (Barendregt & Bio, 2003).

Die Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland (zum Beispiel Rhein, Mosel, Werra, Weser) sind teilweise erheblich durch Salzeinträge belastet. Diese stammen aus Abfallsalzen des Kalibergbaus, Natriumchlorid-Einleitungen des Bergbaus, Kalziumchlorid-Einleitungen der Soda-Industrie sowie anderen Quellen (Streusalz-Einsatz, natürliche Salzausscheidungen von Mensch und

Tier, u.a.). (<http://www.peterlutz.ch/lernen/lexikon/oeko1st.htm>). Die Weser weist unter den Hauptflüssen die höchste Salzbelastung auf. Im Weserquellfluss Werra wurden im Zeitraum 1982 bis 1991 bei Gerstungen Spitzenwerte von 15-21 g Cl/l gemessen. Die Folgen der hohen Chloridbelastung der Weser waren unter anderem die Vernichtung der meisten im Süßwasser lebenden Tier- und Pflanzenarten ([http://www.bmu.de/de/800/nj/sachthemen/gewaesser/gewaesserstadt/fluss\\_see/fachinfo/zustand\\_fluesse\\_chem/main.htm](http://www.bmu.de/de/800/nj/sachthemen/gewaesser/gewaesserstadt/fluss_see/fachinfo/zustand_fluesse_chem/main.htm)).

Die Zusammenhänge zwischen der saprobiellen Belastung von Gewässern und der submersen Vegetation sind indirekter Natur. Submerse Makrophyten nehmen als Primärproduzenten in erster Linie anorganische Nährstoffe auf. Da eine organische Verunreinigung jedoch meist auch mit einer häufig sekundären Zunahme anorganischer Nährstoffe einhergeht, lassen sich empirisch Zusammenhänge zwischen der Makrophytenvegetation und dem Saprobienindex herstellen (Schmedtje & Kohmann, 1987). Nach derzeitigem Wissen besteht jedoch kein direkter ursächlicher Zusammenhang zwischen der organischen Belastung von Gewässern und der submersen Vegetation.

Der Eintrag von Pestiziden in die Gewässer hat direkte und indirekte Effekte auf submerse Makrophyten. Dabei zeigen Pestizide artabhängig unterschiedliche Effekte auf die Wachstumsraten submerser Makrophyten (Veit & Moser, 2003). Zu den indirekten Effekten zählt z.B. der durch Lindan verursachte Rückgang von Grazern, der zu einer erhöhten Biomasse an Periphyton und damit zu einer Reduktion des für die Pflanze verfügbaren Lichtes führt (Huber et al., 1994 und darin zitierte Literatur).

### **2.3 Allgemeine Grundlagen der Bioindikation**

Wie oben gezeigt wurde, hängt das Wachstum submerser Makrophyten von zahlreichen Faktoren ab. An alle diese Faktoren sind unterschiedliche Arten in verschiedener Weise angepasst, sie erlangen also unter bestimmten Voraussetzungen Konkurrenzvorteile und können so zur Dominanz in der submersen Vegetation gelangen. Dabei existieren nicht nur zwischen Arten, sondern auch zwischen verschiedenen Klonen ein und derselben Art unterschiedliche Anpassungen an Umweltfaktoren (Wolek, 1984). Die Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation hängt also nicht nur von einer einzigen, sondern von einer Vielzahl an Einflussgrößen ab. Warum ist trotz der großen Zahl an Einflussfaktoren, die zudem noch untereinander verwoben sind, mit Hilfe der Bioindikation eine zuverlässige Aussage über ein Ökosystem möglich?

Einige der oben beschriebenen Faktoren sind in der Natur miteinander gekoppelt. Eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit führt zu grobkörnigerem Sediment im Gewässer, das meist auch weniger Nährstoffe enthält, weil die nährstoffreichen kleineren Partikel ausgeschwemmt werden. Ob die Fließgeschwindigkeit, das Sediment oder die Nährstoffkonzentration die Zusammensetzung der Makrophytenvegetation verursacht, ist zwar von wissenschaftlichem Interesse, aber für die

Bioindikation von untergeordneter Bedeutung. *Entscheidend für die Bioindikation ist vielmehr, die artspezifischen Toleranzen und Präferenzen hinsichtlich des zu indizierenden Parameters genau zu kennen.*

Für die Erstellung von Indikationssystemen wird häufig angenommen, dass die Abundanzen von Arten entlang eines Umweltgradienten einer Glockenkurve entsprechen (Oksanen et al., 2001). Arten mit einem derartig definierten Verbreitungsmaximum und einer engen Amplitude um diesen Höchstwert sind in idealer Weise für die Bioindikation geeignet. Für eine Verwendung als Bioindikator reicht es jedoch im Prinzip aus, wenn eine Art eine unimodale oder monotone Reaktion auf einen Umweltgradienten zeigt (Diekmann, 2003). *Eine wesentliche Voraussetzung für eine unimodale Verbreitung ist, dass die untersuchte ökologische Variable bedeutend für das Vorkommen der Pflanze ist.* Der zu indizierende Faktor muss dabei nicht unbedingt der *limitierende* Faktor sein, es reicht aus wenn er *wichtig* für das Vorkommen der Art ist. Wenn diese Voraussetzung zutrifft, ist das Verbreitungsmuster der Art hinsichtlich des Faktors *nicht zufällig* und kann - unter der Voraussetzung einer genauen Kenntnis der artspezifischen Toleranzen und Verbreitungsmaxima - trotz der oben beschriebenen großen Zahl an Einflussfaktoren zur Bioindikation verwendet werden. Der Indikatorwert einer Art beschreibt deren beobachtetes ökologisches Verbreitungsmaximum hinsichtlich eines bestimmten Parameters als Zahlenwert, nicht aber ihre physiologischen Ansprüche (Dierschke, 1994). Die Kombination zahlreicher Arten an einem Standort erlaubt eine präzisere Indikation des Umweltparameters, weil die Überlappung der Toleranzbereiche mehrerer Arten kleiner ist als die ökologische Amplitude einer einzelnen Art (Diekmann, 2003).

Für die Erstellung eines Indikationssystems sollte nicht nur die Verteilung der Probestellen entlang des untersuchten Gradienten möglichst gleichmäßig, sondern auch die beta-Diversität möglichst hoch sein (Diekmann, 2003). Das bedeutet, dass sich die Lebensgemeinschaften entlang dieses Gradienten möglichst stark voneinander unterscheiden sollten. Bei hoher beta-Diversität können die Verbreitungsmaxima der Arten stärker voneinander abweichen. Dementsprechend kann der daraus entwickelte Index diesen Faktor anschließend eindeutiger abbilden. Für eine möglichst universelle Anwendbarkeit des Index ist es wichtig, dass sich die Probestellen nicht nur hinsichtlich des zu indizierenden Faktors, sondern auch in allen anderen für die Pflanzen wichtigen Faktoren unterscheiden. Dieser Sachverhalt soll anhand eines Beispiels näher erläutert werden.

Wie oben beschrieben, können submerse Makrophyten Nährstoffe sowohl aus dem Sediment als auch aus dem freien Wasserkörper aufnehmen. Wenn z.B. die Verbreitung einer euträphenten Art entlang eines Gradienten der Phosphor-Konzentration im Wasser charakterisiert werden soll, so sollte dazu nicht nur der Gradient in der P-Konzentration des Wassers möglichst hoch sein, sondern auch der der P-Konzentration im Sediment. Wenn nämlich – zufällig oder absichtlich – nur nährstoffarme Sedimente in die Untersuchung einbezogen werden, so wird die untere Verbreitungsgrenze der Art hinsichtlich der P-Konzentration des Wassers nicht erfasst. Die Art kann durchaus bei niedrigeren P-

Konzentrationen im Wasser vorkommen, wenn sie genügend P aus dem Sediment aufnehmen kann. Eine Folge der Nichtberücksichtigung eutropher Sedimente bei der Charakterisierung von Toleranzen hinsichtlich der P-Konzentration ist z.B. das „unerklärliche“ Auftreten eutropher Arten in einem Gewässer mit niedriger P-Konzentration. Die Erklärung für dieses „Phänomen“ liegt häufig in der ungenügenden Berücksichtigung der P-Vorräte im Sediment (s. auch Schneider et al., 2001). Die Nichtberücksichtigung eutropher Sedimente bei der Erstellung eines Indikationssystems für P-Konzentrationen im Wasserkörper ist nur dann zulässig, wenn der erstellte Index ausschließlich in Gewässern mit nährstoffarmen Sedimenten angewendet wird.

Die Berücksichtigung möglichst unterschiedlicher Habitattypen bei der Charakterisierung der Arten führt dazu, dass der daraus erstellte Index eine breite Anwendbarkeit besitzt. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass aus theoretischen Überlegungen die Toleranzgrenzen einer Art innerhalb eines bestimmten Habitattyps enger oder höchstens gleich groß sind als bei der Integration über mehrere Habitattypen; keinesfalls können die Toleranzgrenzen breiter sein (vgl. das oben erwähnte Beispiel). Als Folge daraus ergibt sich, dass die Bioindikation innerhalb eines eng definierten Habitattyps häufig eindeutiger möglich ist als bei der Integration über mehrere Habitattypen. Diese Überlegungen werden bei der Typisierung von Gewässern und der daran anschließenden getrennten Entwicklung von Bioindikatoren für die einzelnen Gewässertypen berücksichtigt (Kapitel 3.2 und 4.6).

Die Verwendung der artspezifischen Verbreitungsmaxima und Toleranzgrenzen hinsichtlich eines Umweltparameters bedingt, dass das **Fehlen** einer Art nicht zur Indikation herangezogen werden darf. Aus dem Vorkommen einer Art an einem Standort kann gefolgert werden, dass der Umweltparameter innerhalb der Toleranzgrenzen und mit hoher Wahrscheinlichkeit nahe des Verbreitungsmaximums dieser Art liegt. Aus dem Fehlen der Art kann aber keinesfalls geschlossen werden, dass der Umweltparameter außerhalb dieser Grenzen liegt. Die Ursache für das Fehlen der Art kann nämlich auch in jedem weiteren für die Art wichtigen Umweltfaktor (oder im Zufall) zu suchen sein.

Pflanzen sind in der Lage, eine integrierte Information über räumlich und zeitlich fluktuierende Umweltvariablen zu liefern. Dies steht im Gegensatz zu physikalischen oder chemischen Messungen, deren Ergebnis ein aktueller Wert ist, dessen Höhe jedoch innerhalb sehr kurzer Zeit starken Veränderungen unterliegen kann und der das Ökosystem daher möglicherweise unzureichend charakterisiert. Submerse Makrophyten eignen sich besonders gut als Bioindikatoren, da sie im Gegensatz zu Phytoplankton und Periphyton das Sediment mit dem freien Wasserkörper verknüpfen und daher eine Information über das Gewässer im Sinne eines Ökosystems liefern. In den folgenden Kapiteln werden anhand eigener Ergebnisse unterschiedliche Ansätze zur Bioindikation in Seen und Fließgewässern mit Hilfe submerser Makrophyten vorgestellt. Dabei werden die Möglichkeiten und Grenzen der Nährstoff- bzw. Trophieindikation mit Hilfe submerser Makrophyten erläutert (Kapitel 3.1, 4.2 und 4.4), Unterschiede in den Indikationseigenschaften submerser Makrophyten gegenüber

Diatomeen aufgezeigt (Kapitel 4.1), auf die strukturelle Degradierung und die Bedeutung der Gewässertypisierung eingegangen (Kapitel 4.3), die Zusammenhänge zwischen den Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser und Sediment von Fließgewässern beschrieben und ihre Bedeutung für submerse Makrophyten erläutert (Kapitel 4.5). Schließlich werden Möglichkeiten zur typspezifischen Bewertung von Seen und Fließgewässern anhand submerser Makrophyten entwickelt (Kapitel 3.2 und 4.6).



### **3 Eigene Publikationen zur Bioindikation in Seen**

- 3.1 Melzer, A. & Schneider, S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung von Seen. In: Steinberg, Bernhardt, Klapper (eds.): Handbuch Angewandte Limnologie. VIII-1.2.1: 1 – 14.
- 3.2 Stelzer, D., Schneider, S. & Melzer, A. (2005): Macrophyte based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology* 90(2). In press.



# Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung von Seen

Prof. Dr. A. MELZER UND Dr. S. SCHNEIDER

## 1 Einleitung

Obwohl KOLKOWITZ & MARSSON (1908) submerse Makrophyten (= Wasserpflanzen) als „pflanzliche Saprobien“ in das Saprobien-system mit aufgenommen hatten, blieben diese lange Zeit unbeachtet. 1950 wird von KOLKOWITZ die Meinung geäußert, dass Makrophyten „für eine Wasserbeurteilung insofern weniger in Frage kommen, als dafür andere Organismen zur Verfügung stehen, welche wesentlich leichter zur biologischen Analyse herangezogen werden können“. Dieses Argument erscheint aus mehreren Gründen wenig überzeugend. Zum einen indizieren Makrophyten einen völlig anderen Aspekt der Gewässerbelastung als das Makrozoobenthos, auf das sich die Äußerung Kolkowitz' bezog. Während erstere als autotrophe Organismen von der Verfügbarkeit an anorganischen Nährstoffen abhängig sind, benötigen Makrozoobenthos-Organismen für ihren Stoffwechsel in erster Linie organische Substanzen. Somit können Makrophyten zur Indikation der Trophie eines Gewässers herangezogen werden, während Makrozoobenthos-Organismen die saprobielle Belastung eines Gewässers indirekt über den beim Abbau der organischen Substanzen veränderten Sauerstoffhaushalt anzeigen.

Dieser Tatsache kommt eine nicht zu unterschätzende Bedeutung zu. Aufgrund des in den letzten Jahrzehnten zunehmenden Baues bzw. Ausbaues von Kläranlagen und Kanälen konnte die organische Belastung von Gewässern auf ein Minimum reduziert werden. Der Abbau der organischen, sauerstoffzehrenden Stoffe findet nun in den Kläranlagen statt. Zwar werden in vielen großen Kläranlagen die beim Abbau der organischen Substanz entstehenden mineralischen Stickstoff- und Phosphorverbindungen weitgehend eliminiert, sie gelangen jedoch häufig aus kleineren Kläranlagen mit dem Ablauf in die Vorfluter. Neben derartigen punktuellen Quellen spielt die diffuse Belastung der Oberflächengewässer als Folge der Düngung landwirtschaftlicher Flächen eine große Rolle. Die Nährstoffbelastung entwickelt sich daher zunehmend zum zentralen Gütekriterium nicht nur für Seen sondern auch für Fließgewässer. Die Bedeutung der Trophie ist heute derjenigen der Saprobie zumindest gleichgestellt.

Submerse Makrophyten weisen als Indikatoren gegenüber anderen Gewässerorganismen, wie z.B. dem Makrozoobenthos oder Phytobenthosorganen, Vorteile auf. Wasserpflanzen können in den meisten Fällen mit bloßem Auge im Gewässer erkannt und bestimmt werden. Eine aufwändige Probenahme und Bestimmung mit Hilfe eines Mikroskops oder Binokulares ist nur selten notwendig. Darüber hinaus sind wurzelnde

Makrophyten ortskonstant. Angeschwemmte Pflanzen können problemlos von tatsächlich am Standort verwurzelten unterschieden werden. Aus diesem Grund ist sichergestellt, dass eine Indikation der Nährstoffbelastung ausschließlich auf am Standort wachsenden Organismen beruht.

Submerse Makrophyten stellen eine wichtige Grundlage zur Aufdeckung von Umweltveränderungen im aquatischen Bereich dar. Insbesondere älteres biologisches Erhebungsmaterial erlangt hier große Bedeutung. So diente die Monographie von BAUMANN (1911) über die Vegetationsverhältnisse des Bodensee-Untersees als wichtige Grundlage für den Nachweis eutrophierungsbedingter Florenverschiebungen (LANG 1968). Im Verlauf der rasanten Eutrophierung des Bodensees von Mitte der sechziger bis Mitte der siebziger Jahre gingen die vormals ausgedehnten unterseeischen Characeen-Rasen in ihrer Flächendeckung von 4,35 km<sup>2</sup> auf 1,65 km<sup>2</sup> zurück. Auch die Artenzahl der Characeen, die um 1900 noch bei 18 lag, verringerte sich über 6 im Jahr 1967 auf 3 im Jahr 1978 sehr deutlich (LANG 1981). Durch die hohe Phosphorbelastung nahmen die submersen Angiospermen in ihrer Flächendeckung stark zu, wobei sich vor allem eutraphente Arten wie *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris* stark ausbreiteten. Bedingt durch Abwassersanierungsmaßnahmen gingen die Phosphorkonzentrationen des Sees von ca. 85 µg P/l in Jahr 1978 auf etwa 30 µg P/l zurück, wodurch ein Wiederaufkommen der Armleuchteralgen einsetzte. SCHMIEDER (1997) konnte eine Wiederzunahme der Verbreitung von *Chara contraria* bei gleichzeitiger Abnahme der eutraphenten Art *Zannichellia palustris* im Bodensee nachweisen.

Von vergleichbarer Bedeutung waren die Angaben von FOREL (1901 – 1904) und BRAND (1896) im Fall des Genfer- bzw. Starnberger Sees. Auch hier konnte belegt werden, dass nährstoffempfindliche Arten aus diesen Seen verschwanden und anspruchsloseren Arten Platz machten (LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975, MELZER 1981).

Gleichwohl muss festgehalten werden, dass derartige Angaben für die Aufdeckung qualitativer Veränderungen in der aquatischen Flora große Bedeutung haben, quantitative Aussagen können daraus in den meisten Fällen jedoch nicht abgeleitet werden. Die Beschreibung des Leitbildzustandes von Gewässern aufgrund der floristischen Angaben aus früheren Werken stößt daher oftmals auf Schwierigkeiten. Die wesentlichen Gründe dafür liegen in der häufig unzureichenden Determination der Arten und der Schwierigkeit, aus oftmals nur schlaglichtartigen Aufnahmen der submersen Vegetation eine konkrete Beschreibung des Leitbildzustandes der Gewässer zu formulieren.

Im Folgenden wird eine Methode erläutert, wie die submerse Vegetation von Seen erfasst und daraus konkrete und nachvollziehbare Aussagen zur Nährstoffbelastung im Uferbereich getroffen werden können.

## 2 Kartierungsmethode

Um eine Gewässerbeurteilung auf der Grundlage der Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen durchführen zu können, stellt die möglichst lückenlose und exakte Kartierung der Pflanzenbestände eine wichtige Voraussetzung dar. Eine Erfassung der submersen Vegetation vom Ufer oder vom Boot aus, unter Zuhilfenahme von Sichtkästen oder mechanischen Entnahmegeräten, kann nur an kleinen und flachen Gewässern zu ausreichend genauen Ergebnissen führen.

Die Verwendung von Luftbildern stellt in manchen Fällen eine unerlässliche Kartierungshilfe dar, vor allem wenn eine exakte flächenmäßige Abgrenzung größerer Pflanzenbestände notwendig ist. Die Erfassung und Auswertung der Daten in einem Geographischen Informationssystem (GIS) ermöglicht in Kombination mit z.B. Flurkarten oder Höhenmodellen eine flächenscharfe Erfassung der submersen Vegetation (SCHMIEDER 1997). Auch ein Vergleich und eine Überlagerung mit anderen digitalen Datensätzen ist in einem GIS problemlos möglich. Zusätzlich zu den Luftbildern ist jedoch im Regelfall eine begleitende Vor-Ort-Kartierung notwendig. In diesen Fällen wird z.B. eine gezielte Tauchkartierung von auf dem Luftbild sichtbaren Makrophytenbeständen oder eine gezielte Entnahme von Pflanzenproben mit Hilfe eines Rechens vom Boot aus durchgeführt. Dies ist notwendig, da bestimmte, z.B. sehr kleinwüchsige und selten vorkommende Arten auf dem Luftbild nicht erkannt werden können. Auch Mischbestände morphologisch sehr ähnlicher Arten können nur vor Ort sicher voneinander abgegrenzt werden.

Die genaueste Beschreibung der submersen Vegetation wird mit Hilfe der Tauchkartierung erhalten. Dabei erfassen ein Schnorchler und drei Gerätetaucher die Wasserpflanzenbestände im gesamten Uferbereich eines Sees. Bei der Kartierung von ca. 100 kalkreichen Seen Bayerns bewährte sich eine Unterteilung in folgende Tiefenbereiche:

- 0 – 1 m
- 1 – 2 m
- 2 – 4 m
- 4 m bis untere Grenze der Vegetation.

Die submerse Vegetation wird in jeder der genannten Tiefenstufen getrennt erfasst. Der Flachwasserbereich wird vom Schnorchler abgedeckt, während für die Kartierung der unteren Tiefenstufen Gerätetaucher zum Einsatz kommen. Die Unterteilung des Ufers in Kartierabschnitte ermöglicht eine ausreichend exakte Beschreibung der submersen Vegetation eines Sees. Die Länge der Kartierabschnitte ist dabei nicht a priori festgelegt, sondern richtet sich nach

- der Einheitlichkeit des Bewuchsbildes
- der Sedimentzusammensetzung
- dem Vorhandensein von Zuflüssen
- der Morphologie der Uferbank sowie
- der Nutzung, der Belastung und Beschaffenheit des Umlandes.

Innerhalb dieser Kartierabschnitte wird das Vorkommen jeder Art nach der folgenden fünfstufigen Skala bewertet:

- 1 = sehr selten, vereinzelt
- 2 = selten
- 3 = verbreitet
- 4 = häufig
- 5 = sehr häufig, massenhaft

Dabei wird keine reine Abundanzschätzung vorgenommen, sondern die sog. „Pflanzenmenge“ bewertet. Dieser Begriff wurde von TÜXEN & PREISING (1942) für die pflanzensoziologische Aufnahme von Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften beschrieben und kombiniert die Abundanz mit dem Deckungsgrad der Organismen. Diese Methode findet auch bei der Kartierung der submersen Vegetation von Fließgewässern Verwendung (KÖHLER et al. 1971, SCHNEIDER 2000). Ihre Vorteile liegen in der einfachen Anwendung, raschen Erlernbarkeit und guten Reproduzierbarkeit.

## 3 Der Makrophytenindex

### 3.1 Berechnung des Makrophytenindex

Für die Berechnung des Makrophytenindex werden nur solche Arten herangezogen, die eine enge Bindung an die Nährstoffverhältnisse des Gewässers aufweisen. Bei der Erstellung des Indikatorkataloges, der auf den Erfahrungen aus der Kartierung von ca. 100 Seen beruht, stellte zusätzlich die Verbreitungshäufigkeit in den untersuchten Gewässern ein Auswahlkriterium dar. Arten, die lediglich in einem Gewässer oder solche, die zwar in mehreren Gewässern aber stets in sehr geringer Menge auftraten, fanden keine Berücksichtigung.

Insgesamt wurden 45 Arten in 9 Indikatorgruppen eingeteilt (Tab. 1). Der Indikatorgruppe 1,0 gehören Arten an, die geringste Nährstoffbelastung anzeigen, in Gruppe 5,0 wurden solche Arten zusammengefasst, die eine strenge Bindung an Standorte mit hohen Nährstoffkonzentrationen aufweisen. Die übrigen Gruppen stellen Übergänge zwischen diesen Extremen dar.

Wie erwähnt, wurde als Kriterium für die Aufteilung der Arten in die 9 Indikatorgruppen deren Nährstoffanspruch bzw. -toleranz herangezogen. Diese Zuordnungen basieren zum Teil auf Literaturangaben, wie sie etwa SCHMIDT et al. (1995) hinsichtlich der Nährstofftoleranz von Characeen zu entnehmen sind. Berücksichtigt wurden auch Zusammenhänge, die im Verlauf der Kartierung zahlreicher Seen zwischen dem Vorkommen bestimmter Arten und dem Chemismus der jeweiligen Siedlungsgewässer ermittelt werden konnten (MELZER 1976, MELZER & REDSLOB 1981, MELZER et al. 1987 sowie weitere, unpublizierte Daten). Schließlich wurden auch Beobachtungen über die kleinräumige Abfolge und Verteilung von Arten in unterschiedlich belasteten Uferabschnitten von Seen in die Einteilung mit eingearbeitet.

In die Berechnung des Makrophytenindex geht nicht nur der Indikatorgruppenwert der einzelnen, in einem Gewässerabschnitt auftretenden Arten ein, sondern auch der Wert der jeweils ermittelten Pflanzenmenge. Wie oben beschrieben, erfolgt die Aufnahme der Pflanzenmenge nach einer fünfstufigen Skala. Zwischen den Schätzstufen für die Pflanzenmenge und der tatsächlichen quantitativen Verbreitung der Arten im See besteht allerdings kein linearer Zusammenhang, wie ihn die Zahlen 1–5 andeuten. Vielmehr liegt eine exponentielle Zunahme der quantitativen Verbrei-

Tabelle 1: Einstufung der indikativen Makrophytenarten in die Indikatorgruppen

<b>Gruppe 1,0</b>	<b>Gruppe 1,5</b>	<b>Gruppe 2,0</b>
<i>Chara hispida</i> <i>Chara polyacantha</i> <i>Chara strigosa</i> <i>Potamogeton coloratus</i> <i>Utricularia stygia</i>	<i>Chara aspera</i> <i>Chara intermedia</i> <i>Utricularia minor</i>	<i>Chara delicatula</i> <i>Chara tomentosa</i> <i>Potamogeton alpinus</i>
<b>Gruppe 2,5</b>	<b>Gruppe 3,0</b>	<b>Gruppe 3,5</b>
<i>Chara contraria</i> <i>Chara fragilis</i> <i>Nitella opaca</i> <i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Potamogeton gramineus</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Potamogeton x zizii</i>	<i>Chara vulgaris</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Potamogeton filiformis</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Utricularia australis</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton praelongus</i> <i>Potamogeton pusillus</i>
<b>Gruppe 4,0</b>	<b>Gruppe 4,5</b>	<b>Gruppe 5,0</b>
<i>Hippuris vulgaris</i> <i>Lagarosiphon major</i> <i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Elodea canadensis</i> <i>Elodea nuttallii</i> <i>Potamogeton compressus</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Potamogeton obtusifolius</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Ranunculus trichophyllus</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Lemna minor</i> <i>Potamogeton mucronatus</i> <i>Potamogeton nodosus</i> <i>Sagittaria sagittifolia</i> <i>Spirodela polyrbiza</i> <i>Zannichellia palustris</i>

tung mit steigender Schätzstufe vor, wobei eine Funktion  $y = x^3$  der Realität am nächsten kommt (MELZER et al. 1986). Die sich dadurch ergebenden Zahlen werden Quantitätsstufen genannt (Tab. 2).

Tabelle 2: Zusammenhang zwischen geschätzter Pflanzenmenge und Quantitätsstufe

Pflanzenmenge	Quantitätsstufe
1	1
2	8
3	27
4	64
5	125

In Anlehnung an den Saprobienindex von PANTLE & BUCK (1955) wird der Makrophytenindex wie folgt berechnet:

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i * Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

- MI = Makrophytenindex
- $I_i$  = Indikatorwert des i-ten indikativen Taxons
- $Q_i$  = Quantitätsstufe des i-ten indikativen Taxons
- n = Gesamtzahl der Taxa

Dabei werden die Indikatorgruppenwerte und Quantitätsstufen aller Indikatorarten in allen Tiefenstufen eines Ab-

schnitts in einem Schritt verrechnet. Wenn also Indikatorarten in mehreren Tiefenstufen eines Abschnitts vorkommen, so gehen diese auch mehrmals in die Berechnung des Makrophytenindex des betreffenden Abschnitts ein. Eine getrennte Berechnung des Makrophytenindex für jede Tiefenstufe und anschließende Bildung des Mittelwertes kann zu stark abweichenden und unrealistischen Ergebnissen führen. Die Berechnung des Makrophytenindex als Zahlenwert erfordert geeignete Mittel, mit deren Hilfe eine Aussage zur Indikationsgenauigkeit getroffen werden kann. Um eine gesicherte Berechnung des Makrophytenindex für einen Uferabschnitt eines Sees vornehmen zu können, müssen nach den bisherigen Erfahrungen folgende Forderungen erfüllt sein:

- Die Kartierung der submersen Makrophyten muss während der Hauptvegetationszeit erfolgen. Erfahrungsgemäß eignen sich die Monate Juli und August am besten, um ein vollständiges und repräsentatives Ergebnis zu erhalten.
- Im untersuchten Uferabschnitt muss die Summe der Quantitäten der vorkommenden indikativen Arten  $\geq 64$  sein. Dies entspricht einer Minimalforderung von z.B. einer Art mit der Schätzstufe 4 oder drei Arten mit der Schätzstufe 3. Dabei werden die Werte in den einzelnen Tiefenstufen addiert, sodass im Extremfall eine indikative Art, die in drei Tiefenstufen mit der Häufigkeit 3 auftritt, für eine gesicherte Berechnung des Makrophytenindex ausreicht. In Kleinseen kann unter Umständen auch eine Quantitätssumme von 55 ausreichend für eine gesicherte Berechnung des Index sein (vgl. SEELE 2000). Dies muss jedoch im Einzelfall diskutiert werden.
- Da Makrophyten erfahrungsgemäß erst nach mehreren Jahren auf geänderte Standortbedingungen reagieren können, kann der Makrophytenindex bei Seen, die eine

rasche Änderung ihres Wasserchemismus erfahren, nicht oder nur bedingt angewandt werden. Dies kann insbesondere für solche Seen gelten, die einer Sanierung mittels Phosphatfällung unterworfen werden.

- Eine Übertragung des Makrophytenindex auf periodische Gewässer oder auf Fließgewässer kann nicht vorgenommen werden. Für Fließgewässer wurde von SCHNEIDER (2000) ein Trophieindex Makrophyten (TIM) entwickelt, mit dessen Hilfe eine Trophieklassifikation makrophytendominierter Fließgewässer vorgenommen werden kann.

### 3.2 Der mittlere Makrophytenindex eines Sees

Um einen Überblick über den durchschnittlichen Trophiegrad im Uferbereich eines Sees zu erhalten und um verschiedene Seen miteinander vergleichen zu können, kann der mittlere Makrophytenindex eines Sees berechnet werden. Bei der Bildung des Mittelwertes muss berücksichtigt werden, wie groß der prozentuale Anteil jedes Einzelabschnittes an der Gesamtuferlänge eines Sees ist.

$$\overline{MI} = \frac{\sum_{i=1}^n MI_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n L_i}$$

$\overline{MI}$  = mittlerer Makrophytenindex  
 $MI_i$  = Makrophytenindex des  $i$ -ten Abschnitts  
 $L_i$  = Länge des  $i$ -ten Abschnitts  
 $n$  = Anzahl der Abschnitte

Die Werte des mittleren Makrophytenindex korrelieren mit den Gesamt-Phosphor-Konzentrationen zur Frühjahrsvollzirkulation des jeweiligen Sees. Folgende Funktion konnte berechnet werden (vgl. MELZER 1988):

$$y = 11,82x^2 - 44,66x + 49,30 \quad n = 25, r = 0,965$$

$y$  = TP-Gehalt zur Vollzirkulation [ $\mu\text{g P/l}$ ]  
 $x$  = Makrophytenindexwerte

Dabei beträgt die Streubreite um die Regressionskurve  $\leq 4,8 \mu\text{g P/l}$ . Die Gleichung weist bei  $x = 1,89$  ein Minimum auf. Eine unterhalb dieses Wertes wieder ansteigende TP-Konzentration, die sich aus mathematischen Gründen ergeben würde, erscheint jedoch limnologisch nicht plausibel. Ein mittlerer Makrophytenindex unterhalb von 1,89 darf daher nicht zur Schätzung des Phosphorgehaltes eines Sees herangezogen werden. Der tatsächliche TP-Gehalt zur Vollzirkulation liegt in diesen Fällen mit hoher Wahrscheinlichkeit bei  $\leq 10 \mu\text{g P/l}$ . Oberhalb eines mittleren Makrophytenindex von 1,89 kann die Gesamt-Phosphor-Konzentration zum Zeitpunkt der Frühjahrsvollzirkulation eines Sees mit der angegebenen Genauigkeit aus den Werten des Makrophytenindex geschätzt werden. Berechnungen dieser Art sind insbesondere für solche Gewässer interessant, die keiner regelmäßigen chemisch-physikalischen Kontrolle unterliegen. An kleineren Seen beträgt der Zeitaufwand für die Kartierung der submersen Vegetation lediglich einen oder einige wenige Tage, während eine sichere Ermittlung des Trophiegrades mit den gewöhnlich angewandten limnologischen Methoden ungleich zeitaufwändiger ist (vgl. LAWA 1998).

### 3.3 Einteilung des Makrophytenindex in Indexklassen

Zur graphischen Darstellung wurden die Werte des Makrophytenindex in 7 Indexklassen unterteilt. Die Einteilung der Klassen beruht auf folgenden Überlegungen: Auf der einen Seite soll berücksichtigt werden, dass die Trophieskala nicht linear ist. Die Spannen der Konzentrationsbereiche für Gesamt-Phosphor nehmen für die verschiedenen Trophiegrade annähernd exponentiell zu (LAWA 1998). Daher sollte mit steigender Trophie eine Vergrößerung der Klassenbreite erreicht werden.

Auf der anderen Seite sollen die in der Wasserwirtschaft relevanten Kenngrenzen von dem System abgegrenzt werden (BAYSTMLU 1996). Die Zuordnung der TP-Gehalte in [ $\mu\text{g/l}$ ] zu den Einteilungen des Belastungsgrades, der Trophie und dem zugeordneten Farbwert für die Darstellung sind in Tab. 3 wiedergegeben.

### 3.4 Beispiel Chiemsee

Der durch Glazialerosion entstandene Chiemsee, mit 80 km<sup>2</sup> Fläche oft als „Bayerisches Meer“ bezeichnet, liegt rund 65 km von München entfernt im äußersten Südosten Bayerns. Durch den kräftigen, geröll- und schwebstoffreichen Zustrom der Tiroler Ache wurde im Laufe der Jahrhunderte die minerogene Verlandung des Sees erheblich gefördert. Der langgestreckte Schwemmkegel im Bereich der Hirschauer Bucht, der sich in den Bereich des Chiemsees vorschob und heute ein großflächiges Delta aufbaut, beweist dies (WILHELM 1972). Während der Chiemsee früher für die Fischerei von besonderer wirtschaftlicher Bedeutung war, trat in der jüngsten Vergangenheit der Tourismus an erste Stelle. Seit 1967 stehen der gesamte See und seine Uferbereiche unter Landschaftsschutz. Das Mündungsdelta der Tiroler Ache wurde bereits 1954 zum Naturschutzgebiet erklärt (MELZER et al. 2000).

Wie in vielen anderen Seen führten auch am Chiemsee anthropogene Einflüsse, vor allem die Zufuhr von Nährstoffen aus Abwässern und aus diffusen landwirtschaftlichen Quellen, zu einer Beschleunigung der trophischen Entwicklung. Trotz dimiktischen Mischungsverhaltens mit guter Sauerstoffversorgung des Hypolimnions musste eine Entwicklung von Mesotrophie hin zu Eutrophie festgestellt werden (SCHAUMBURG 1992). Der mit den Daten der 1985 durchgeführten Kartierung der Makrophytenvegetation errechnete Makrophytenindex (Abb. 1) weist auf starke bis sehr starke Nährstoffbelastungen im Uferbereich hin. Dies war vor allem im Mündungsbereich der Tiroler Ache, an den Mündungen der größeren Zuflüsse sowie im Bereich der Anliegergemeinden der Fall.

Anfang der sechziger Jahre führten hygienische Missstände zu Badeverboten und damit zu Forderungen nach einer örtlichen, abwassertechnischen Sanierung des Chiemsees. Die Folge war der Bau einiger Kläranlagen, die jedoch auf Dauer nicht die nötige Reinigungsleistung erbringen konnten, um den ganzen See dauerhaft in einen akzeptablen Zustand zu versetzen. Um die nach wie vor bestehenden Missstände abzustellen, wurde 1989 eine Ringkanalisation in Betrieb genommen, welche die Abwässer der Anliegergemeinden in einer teils see-, teils landseits verlegten Druckleitung erfasst und einem Sammelklärwerk zuführt. Von dort wird das geklärte Wasser über einen Stollen in den Inn geleitet

Tabelle 3: Klassenverteilung des Makrophytenindex sowie zugehörige Beschreibungen, TP-Gehalte und farbliche Darstellung

TP [ $\mu\text{g/l}$ ]	Makrophytenindex	Belastungsgrad	Trophie	Farbe
$x < 10$	$1,00 \leq x < 2,40$	sehr gering	oligotroph	dunkelblau
$10 \leq x < 15$	$2,40 \leq x < 2,70$	gering	oligo-mesotroph	hellblau
$15 \leq x < 20$	$2,70 \leq x < 2,95$	mäßig	mesotroph 1	dunkelgrün
$20 \leq x < 30$	$2,95 \leq x < 3,30$	mäßig-erheblich	mesotroph 2	hellgrün
$30 \leq x < 40$	$3,30 \leq x < 3,55$	erheblich	eutroph 1	gelb
$40 \leq x < 55$	$3,55 \leq x < 3,90$	stark	eutroph 2	orange
$x \geq 55$	$3,90 \leq x \leq 5,00$	sehr stark	eutroph 3	rot

(BUCKSTEEG 1990). Außerdem wurden im Einzugsgebiet enorme Anstrengungen zur abwassertechnischen Sanierung der Tiroler Ache unternommen (HAMM et al. 1997). Zahlreiche Kläranlagen wurden mit Phosphatfällungsanlagen ausgestattet. Als Folge dieser Maßnahmen konnte eine Abnahme der Phosphorkonzentrationen im Pelagial festgestellt werden. Um zu überprüfen, ob diese Nährstoffentlastungen auch Auswirkungen im Uferbereich des Chiemsees zeigen, wurde 1998 eine erneute Makrophytenkartierung durchgeführt. Ein Vergleich der beiden Karten (Abb. 1) lässt die Verbesserung der Nährstoffsituation im Uferbereich des Chiemsees deutlich werden. Es überwiegen in der Karte von 1998 im Gegensatz zu 1985 die Abschnitte mit sehr geringer, geringer und mäßiger Belastung. Ganz eindeutig haben die Bereiche mit mäßig-erheblicher, erheblicher und starker Nährstoffbelastung abgenommen. Dieser Eindruck wird durch den Mittleren Makrophytenindex bestätigt. Gegenüber 1985, als der Mittlere Makrophytenindex noch 3,26 betrug, hat die Nährstoffbelastung des gesamten Chiemseelitorals deutlich abgenommen. Für 1998 wurde der Mittlere Makrophytenindex mit 2,89 berechnet. Die Nährstoffsituation im gesamten Litoral des Sees verringerte sich damit von „mäßig-erheblich“ (mesotroph 2) auf „mäßig“ (mesotroph 1). Mit Hilfe der weiter oben angegebenen Formel errechnen sich aus dem mittleren Makrophytenindex Gesamt-P-Gehalte zur Vollzirkulation von 29,3  $\mu\text{g P/l}$  (1985) und 18,9  $\mu\text{g P/l}$  (1998). Diese Prognose stimmt mit den tatsächlich gemessenen Konzentrationen (Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, s.a. MELZER et al. 2000) gut überein.

Neben vielen Uferbereichen, in denen die Verringerung des Belastungsgrads besonders deutlich zu sehen ist (wie z.B. dem Ostufer zwischen Sebruck und Gstadt oder dem Ufer der Insel Frauenchiemsee), weist das Chiemsee-Litoral 1998 aber auch Bereiche auf, in denen der Makrophytenindex unverändert hoch ist. An erster Stelle sind hier die Mündungsbereiche beinahe aller größeren Zuflüsse zu nennen. Auch die Tatsache, dass die beiden nährstoffmeidenden Armleuchteralgen *Chara aspera* und *Ch. contraria*, die beinahe im gesamten Litoral zu finden sind, in vielen Mündungsgebieten fehlen oder nur geringe Individuendichten aufweisen, deutet auf erhöhte Nährstoffgehalte in diesen Bereichen hin.

Unter den Zuflüssen nimmt die Tiroler Ache zweifellos eine Sonderstellung ein. Wie bereits 1985 zeigt der Makrophytenindex an ihrem Mündungsdelta hohe Werte. Ob dies jedoch tatsächlich auf eine hohe Nährstofffracht des Hauptzuflusses

zurückzuführen ist, ist zweifelhaft. Vor allem vor dem Hintergrund, dass der Phosphatgehalt in der Tiroler Ache aufgrund der verbesserten Abwasserreinigung in den Kläranlagen des Einzugsgebiets seit einigen Jahren rückläufig ist, kommen auch andere Gründe für die hohen Indexwerte in Betracht:

- Im Bereich der Hauptmündungsarme sind aufgrund der Strömung nur wenige submerse Wasserpflanzen vorhanden. Im Gegensatz zu 1985 konnten hier 1998 zwar einige Pflanzen gefunden und daher für diese Litoralabschnitte Indexwerte errechnet werden. Jedoch war die Anzahl der indikativen Individuen zu gering, um eine gesicherte Aussage treffen zu können.
- Das Mündungsdelta und die angrenzende Hirschauer Bucht erhalten von der Tiroler Ache und dem Rothgraben eine ständige hohe Schwebstoffzufuhr. Mit den Schwebstoffen können sich auch Nährstoffe im Sediment ansammeln. Da submerse Makrophyten in der Lage sind, zumindest einen Teil dieser Nährstoffe aufzunehmen und zu nutzen, kann eine verringerte Phosphorkonzentration des Freiwassers unter Umständen ohne Auswirkung auf die submerse Vegetation bleiben.
- Der Makrophytenindex wirkt als Langzeitindikator, der die Nährstoffsituation über einen längeren Zeitraum integriert. Möglicherweise reagiert die submerse Flora zu träge, um die verringerten Phosphatgehalte der Tiroler Ache bereits anzuzeigen.

In vier Kartierungsabschnitten (32, 34, 76, 116) muss der Makrophytenindex von 1998 als nicht gesichert betrachtet werden. Hier lagen die Summen der Häufigkeiten der indikativen Arten unter 64. Damit ist die Voraussetzung für gesicherte Indexwerte nicht erfüllt.

### 3.5 Beispiel Starnberger See

Der Starnberger See liegt etwa 20 km südwestlich von München und ist mit einer Fläche von 56 km<sup>2</sup> der zweitgrößte See Bayerns. Sein Becken erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung und ist ca. 20 km lang und zwischen 3 und 5 km breit. Seit dem Bau der Eisenbahnverbindung von München nach Starnberg im Jahr 1854 wird der See intensiv für Tourismus und Naherholung genutzt. Aber auch die Fischerei ist nach wie vor von großer wirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung.

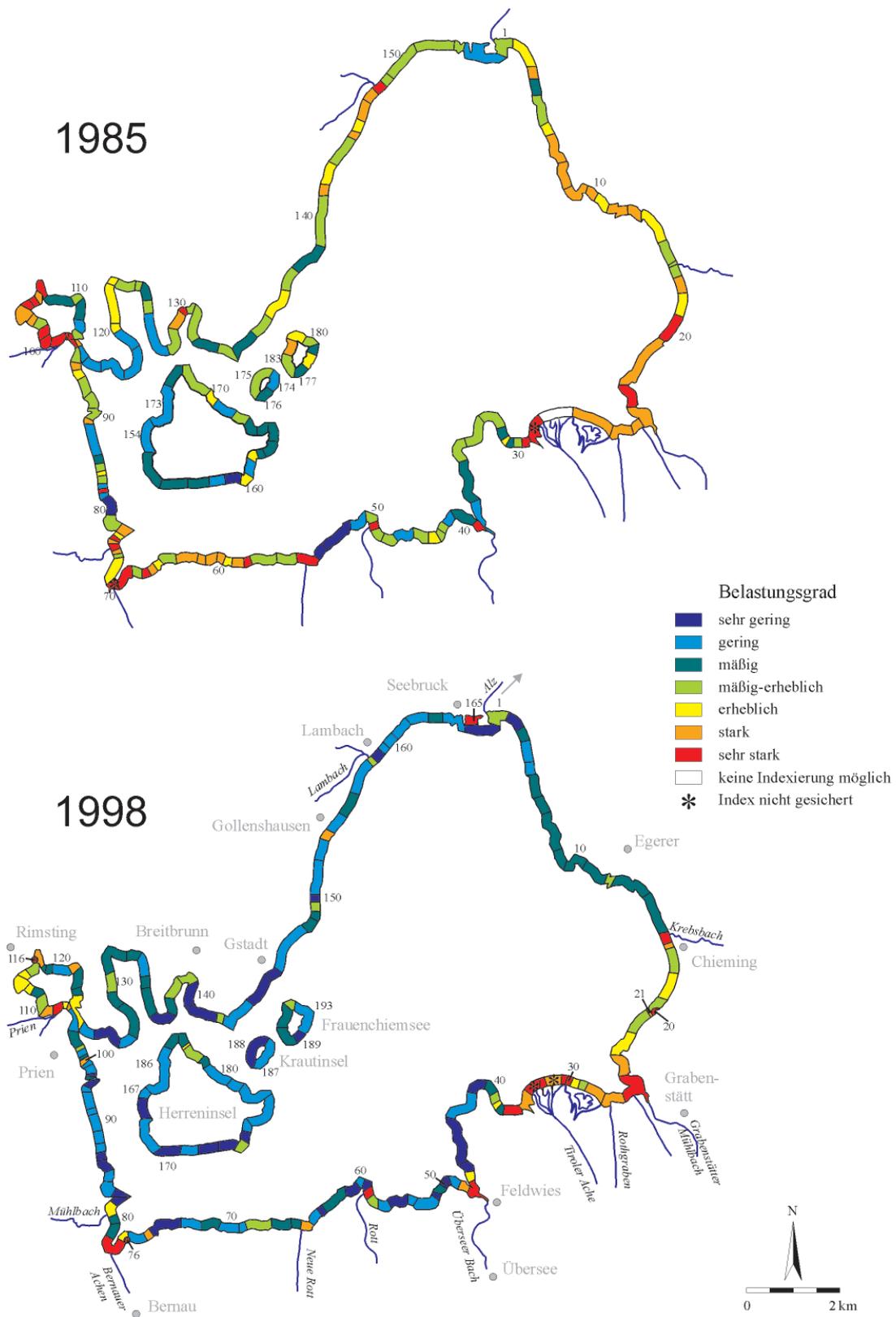


Abb. 1: Die Nährstoffbelastung im Uferbereich des Chiemsees 1998 im Vergleich zu 1985, berechnet nach dem Makrophytenindex.

Der Seespiegel des Starnberger Sees liegt rund 20 m höher als die beiden Fließgewässer Loisach und Isar im Osten und ca. 50 m höher als der Ammersee im Westen. Daraus ergibt sich die außergewöhnliche Situation, dass der See keinen direkten Zufluss aus den Alpen besitzt. Nur eine geringe Anzahl kleinerer Bäche führen dem See Oberflächenwasser zu. Der Bodenbach im Süden des Starnberger Sees führt mit einer Mittelwassermenge von 1,65 m<sup>3</sup>/s (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1987) dem See am meisten Wasser zu. Darüber hinaus wird der See von einem nicht näher bestimmten Anteil an Grundwasser gespeist und von Niederschlagswasser, das direkt auf die Seeoberfläche fällt. Über den Seeabfluss Würm im Norden des Sees verlassen durchschnittlich 4,5 m<sup>3</sup>/s des See. Daraus errechnet sich die sehr lange theoretische Wassererneuerungszeit von 21 Jahren (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1996).

Die Analyse der Kieselalgen in einem Sedimentkern des Starnberger Sees brachte das Ergebnis, dass der See um die Jahrhundertwende und bis zum Jahr 1942 in einem oligotrophen Zustand war. In der Nachkriegszeit setzte eine Eutrophierung ein, deren Höhepunkt Ende der sechziger Jahre erreicht wurde. Die zwischen 1964 und 1976 errichtete Ringkanalisation setzte einen Reoligotrophierungsprozess in Gang, der nach wie vor andauert. Die durchschnittlichen Gesamtposphorkonzentrationen im Pelagial des Starnberger Sees liegen heute unterhalb von 15 µg P/l (HENSCHEL et al. 1992).

Die Makrophytenvegetation im Starnberger See wurde in den Jahren 1979, 1989 und 2000 mit der Methode der Tauchkartierung erfasst. 1979 wurde im Gegensatz zur heute üblichen Vorgehensweise das Litoral nicht in vier Tiefenstufen unterteilt. Die hieraus berechneten Werte des Makrophytenindex sind nach den bisherigen Erfahrungen jedoch durchaus interpretierbar.

Der mittlere Makrophytenindex zeigt von 1979 bis 2000 eine kontinuierliche Abnahme. Während im Jahr 1979 ein Wert von 3,10 berechnet wurde, beträgt er 1989 nur noch 2,92 und weist im Jahr 2000 nur noch einen Wert von 2,83 auf. Damit wird der See heute der Kategorie „mesotroph 1“ zugeordnet, die Nährstoffbelastung im Uferbereich kann als „mäßig“ angegeben werden. Die vom Makrophytenindex prognostizierten Gesamt-P-Gehalte zur Vollzirkulation betragen 24,5 µg P/l für 1979 und 19,7 µg P/l für 1989. Diese Werte stimmen mit den gemessenen Konzentrationen gut überein (MELZER et al. 2001). Der für das Jahr 2000 aus dem Index errechnete Wert liegt mit 17,6 µg P/l jedoch deutlich über der gemessenen Konzentration von ca. 10 µg P/l. Ursache für diese Abweichung ist in erster Linie die Tatsache, dass die im Sediment festgehaltenen Nährstoffe meist noch über mehrere Jahre von den wurzelnden Makrophyten genutzt werden können. Eine Nährstoffreduktion im Sediment tritt erst mit mehrjähriger Verzögerung gegenüber einer Reduktion der im Freiwasser gelösten Nährstoffe auf. Da für die Makrophyten sowohl die im Freiwasser als auch die im Sediment gelösten Nährstoffe nutzbar sind, tritt eine Reaktion des Makrophytenindex auf eine Reduktion der Nährstoffzufuhr in einen See immer mit mehrjähriger Verzögerung auf.

Darüber hinaus weisen submerse Makrophyten eine artabhängig mehr oder weniger hohe Toleranz hinsichtlich der Nährstoffkonzentration des Freiwassers und des Sedimentes auf (SCHNEIDER 2000). Eine Reduktion der Nährstoffkonzentrationen kann daher zwar dazu führen, dass die für die Art optimalen Nährstoffkonzentrationen unterschritten werden, sie kann jedoch bei diesen Konzentrationen nach wie

vor existieren. Insbesondere im unteren Konzentrationsbereich beeinflussen Störungen wie z.B. die Aufwirbelung von Sediment durch Bootsverkehr und Tritt sowie Tierfraß die Besiedelung eines Gewässers durch submerse Makrophyten in hohem Maß. Gestörte Bereiche können auf diese Weise durch schnellwüchsige Arten rasch besiedelt werden, auch wenn die Nährstoffkonzentrationen für diese Art unterhalb ihres eigentlichen Optimums liegen. Arten, die sich aus einzelnen Sprossstücken regenerieren können, wie z.B. *Elodea canadensis* und *Elodea nuttallii*, können auf diese Weise häufiger auftreten, als es dem Nährstoffstatus des Gewässers entspricht.

In weiten Teilen des Ostufers zeigt sich eine Verbesserung des Makrophytenindex (Abb. 2). Ursache dafür ist in erster Linie eine erhebliche Ausbreitung der Armluchteralgen *Chara contraria* und *Chara globularis* in den tieferen Zonen des Litorals. Die verstärkte Besiedelung des Litorals in Tiefen > 4m ist im ganzen See zu beobachten. Da das Ostufer aufgrund der steilen Uferbank und der wind- und wellenexponierten Lage jedoch insgesamt spärlicher besiedelt ist, macht sich die Ausbreitung der Characeen im Makrophytenindex stärker bemerkbar. Die Ausbreitung der submersen Makrophyten in tiefere Uferzonen stellt eine Reaktion auf die verringerte Nährstoffkonzentration im Pelagial und die damit einhergehende Zunahme der durchlichteten Zone dar.

Die Abschnitte, die eine erhebliche Verschlechterung des Makrophytenindex aufweisen, befinden sich ausschließlich am stärker genutzten Westufer des Starnberger Sees. Der Nährstoffeintrag ist hier zumeist auf einmündende Bäche oder Gräben zurückzuführen.

#### 4 Diskussion

Das Vorkommen submerser Makrophyten in Seen wird von einer Vielzahl verschiedener Standortfaktoren beeinflusst, wobei dem Licht, dem Nährstoffgehalt des Wassers und den Eigenschaften des Sedimentes besondere Bedeutung zukommen. Die Kombination und damit die Wirksamkeit dieser Faktoren unterscheidet sich von See zu See. Als Folge davon weicht auch deren Bewuchs mit makrophytischen Wasserpflanzen voneinander ab. Unterschiede im Makrophyteninventar von Seen bestehen also auch dann, wenn keine anthropogen verursachten Veränderungen der Wasserqualität, der Gewässernutzung oder der hydrologischen Verhältnisse vorliegen. Welcher Parameter nun gerade ausschlaggebend für das Vorhandensein oder die Verdrängung einer Art ist, müsste daher von See zu See und von Abschnitt zu Abschnitt neu geklärt werden.

Trotz der vielen biotischen und abiotischen Faktoren, die auf die Verbreitung submerser Makrophyten Einfluss haben, korreliert der mittlere Makrophytenindex eines Sees mit dessen Gesamtposphorkonzentration während der Zirkulationsphase. Dieser Zusammenhang verdeutlicht die Abhängigkeit des Vorkommens makrophytischer Wasserpflanzen vom Phosphor. Neben der direkten Wirkung als Nährstoff beeinflusst Phosphor Makrophyten aber auch indirekt, da durch das Wachstum planktischer und epiphytischer Algen eine Reduzierung des Lichtgenusses eintritt. Aber auch diese Vielzahl direkter und indirekter Wirkungen beeinträchtigt die klare Abhängigkeit zwischen den

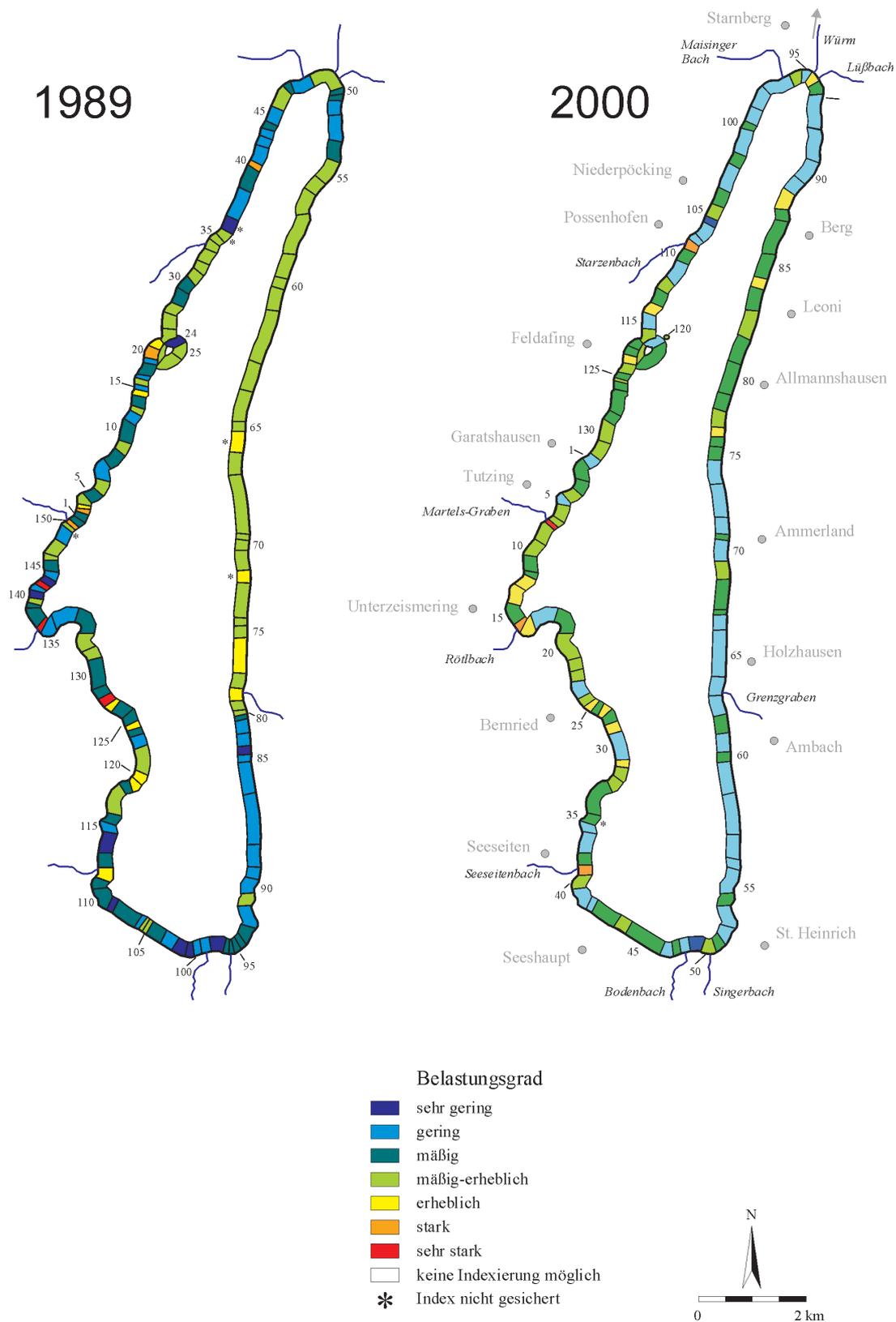


Abb. 2: Die Nährstoffbelastung im Uferbereich des Starnberger Sees 2000 im Vergleich zu 1989, berechnet nach dem Makrophytenindex.

Phosphorkonzentrationen des Wassers und dem Makrophytenindex nicht. Die Gesamtphosphorkonzentration eines Sees gilt (neben der Chlorophyll-a-Konzentration und der Sichttiefe) als Indikator für die Trophie eines Sees (LAWA 1998). Dieser Zusammenhang drückt daher die Eignung des Makrophytenindex zur Trophieindikation von Seen aus.

Eine etwas schwächere Korrelation des Makrophytenindex besteht auch mit der mittleren sommerlichen Sichttiefe (MELZER 1988). Diese kann (zusammen mit Chlorophyll-a und der Gesamtphosphor-Konzentration) ebenfalls zur Indikation der Trophie von Seen verwendet werden (LAWA 1998). Der genannte Zusammenhang unterstreicht daher die Eignung des Makrophytenindex zur Trophieindikation in Seen. Es ist jedoch damit zu rechnen, dass diese Korrelation in sehr flachen und stark makrophytendominierten Gewässern nicht mehr gegeben ist. Unter derartigen Bedingungen kann das massive Auftreten von submersen Wasserpflanzen zu einer Verarmung des freien Wasserkörpers an Nährstoffen führen. Dadurch wird das Wachstum von Phytoplanktonalgen unterdrückt, was zu einer Erhöhung der Sichttiefe führt (BLINDOW et al. 1993).

Der Makrophytenindex weist zu keinem der übrigen Faktoren, die im Zuge der Entwicklung des Index an einer Vielzahl von Seen gemessen wurden, einen signifikanten Zusammenhang auf. Hierzu gehören insbesondere auch die Ammonium- und Nitratkonzentrationen des freien Wasserkörpers. Nach den vorliegenden wasserchemischen Daten (genauere Angabe würden den Rahmen der vorliegenden Publikation sprengen, vgl. aber MELZER 1988) kann davon ausgegangen werden, dass in der Mehrzahl der untersuchten Seen keine Limitierung des Wachstums submerser Makrophyten durch Stickstoff gegeben ist. Die Ergebnisse heben die Bedeutung des Phosphors für das Wachstum submerser Makrophyten hervor, obwohl Stickstoff in einem weit größeren Umfang von den Pflanzen benötigt wird als Phosphor.

Submersen Makrophyten kommt in der aquatischen Flora eine besondere Bedeutung zu, da sie das Sediment mit dem sie umgebenden Wasserkörper verknüpfen. Bereits vor etwa drei Jahrzehnten konnte nachgewiesen werden, dass wurzelnde Makrophyten in der Lage sind, Nährstoffe sowohl über die Blätter dem freien Wasserkörper als auch über die Wurzeln dem Sediment zu entziehen (DENNY 1972). Eine P-Aufnahme über alle Teile der Pflanze konnten LITTLEFIELD & FORSBERG (1965) bei *Chara globularis* nachweisen. Untersuchungen an submersen Spermatophyta führten zu der Schlussfolgerung, dass diese zwar auch aus dem Freiwasser Nährstoffe aufnehmen können, in Seen jedoch das Sediment die bedeutendere Nährstoffquelle darstellt (BARKO & SMART 1980, 1981, RAVEN 1981, BARKO et al. 1991, RATTRAY 1995). Quantitative Angaben zum Anteil des über die Wurzeln aufgenommenen Phosphors am Gesamtbedarf der Pflanze bewegen sich von 59% für die Art *Myriophyllum spicatum* (BRISTOW & WHITCOMBE 1971) bis zu 100% für die Arten *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton zosteriformis* und *Najas flexilis* (CARIGNAN & KALFF 1980).

Diese Beobachtungen werfen die Frage auf, warum der Makrophytenindex mit der Gesamtphosphorkonzentration des Freiwassers während der Vollzirkulation korreliert, obwohl die Makrophyten den Großteil ihres P-Bedarfs aus dem Sediment decken. An den dynamischen Umsetzungen des Phosphors im See ist eine Vielzahl äußerst komplexer Vorgänge beteiligt (GRANELI 1999). Während der sommerlichen Stagnation werden auf unterschiedlichen Wegen Phosphor-

verbindungen aus dem Sediment rückgelöst (SONDERGAARD et al. 1993). Da der unter anaeroben Bedingungen gelöste Phosphor unter aeroben Bedingungen oxidiert und wieder ausgefällt werden kann, ist auch die Vollzirkulation keineswegs in der Lage, den während der Stagnation gelösten Phosphor vollständig im ganzen See zu verteilen (SCHWOERBEL 1999). Dennoch gilt die während der Zirkulationsphase gemessene Phosphorkonzentration als eine wesentliche, den Trophiezustand eines Sees anzeigende Größe (LAWA 1998). Durchmischungsprozesse haben eine wichtige Bedeutung für die Höhe des relativen Fluxes von P aus dem Sediment. Unter vollständig durchmischten Bedingungen konnte eine relativ schnelle Freisetzung von Phosphor sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen beobachtet werden (LEE 1973). Die Phosphorkonzentration im Freiwasser während der Zirkulationsphase beinhaltet also auch einen rücklösbaren Anteil des Sediment-Phosphors. Darüber hinaus kann der während der Vegetationszeit von Makrophyten aufgenommene Phosphor zu einem großen Teil während des herbstlichen Absterbens wieder freigesetzt werden. Die Höhe des freigesetzten Phosphors hängt u.a. vom P-Gehalt der Pflanze ab (BOSTON & PERKINS 1982). Auch ein Teil des während des Wachstums aus dem Sediment entnommenen Phosphors taucht also in der Gesamt-P-Konzentration während der Zirkulationsphase auf. Aufgrund dieser Überlegungen überrascht es nicht, dass der Makrophytenindex mit den Phosphorgehalten des Wassers während der Zirkulationsphase korreliert, auch wenn sich die Pflanzen zum überwiegenden Teil nicht direkt aus den Phosphorvorräten des Freiwassers ernähren.

In die Erstellung des Indikatorkataloges gingen ausschließlich die Ergebnisse aus Seen des nördlichen Alpenvorlandes und der nördlichen Kalkalpen ein. Die Flora dieser gut gepufferten, hydrogencarbonatreichen Seen weicht von der hydrogencarbonatarmer Seen in charakteristischer Weise ab (z.B. LOHAMMAR 1938, SPENCE 1967). Darüber hinaus können Abweichungen in Klima, Seen-Morphologie, Geologie u.ä. zu Veränderungen in den Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten führen. So kann z.B. *Ceratophyllum demersum*, eine Art, die in den Gewässern des Alpen- und Voralpengebietes sehr hohe Nährstoffbelastungen indiziert (Indikatorgruppe 5, s. Tab. 1), in Norddeutschland auch in nährstoffarmen Seen vorkommen (KRAUSCH 1964). Als Konsequenz aus dieser Tatsache ergibt sich, dass der Makrophytenindex nur auf solche Gewässer angewendet werden kann, die dem Typ der hydrogencarbonatreichen Gewässer des Alpenvorlandes und der nördlichen Kalkalpen entsprechen.

Trotz der Wechselwirkungen zwischen Makrophyten und den biotischen und abiotischen Standortfaktoren kann das Vorkommen von Makrophyten in einem See als vergleichsweise konstant bezeichnet werden. Dieses Verhalten unterscheidet Makrophyten deutlich vom Phytoplankton, bei dem es im Verlauf eines Jahres üblicherweise zu einer charakteristischen Umstellung der dominierenden Algentaxa kommt (ROUND 1971, WETZEL 1983). Diatomeen sind aufgrund ihrer relativ kurzen Generationszeit in der Lage, innerhalb weniger Wochen auf geänderte Umweltbedingungen zu reagieren. HÜRLIMANN & SCHANZ (1993) geben als Reaktionszeit auf Veränderungen der chemischen Umwelt von Kieselalgen einen Zeitraum von zwei bis vier Wochen an. Von Extremsituationen abgesehen reagieren Makrophyten im Gegensatz zu planktischen oder epiphytischen Algen auf

kurzfristige Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen nicht oder nur unwesentlich. Zudem unterliegen sie keinem vergleichbaren Fraßdruck durch tierische Organismen. Damit eignen sich Wasserpflanzen besonders gut, einen Gütezustand zu indizieren, der für einen längeren Zeitraum zutrifft und der damit als mehrjähriges Integral der wirksamen Standortfaktoren anzusehen ist.

## 5 Literaturverzeichnis

- BARKO, J. W. & SMART, R. M. (1980): Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 10: 229–238.
- BARKO, J. W. & SMART, R. M. (1981): Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany* 10: 339–352.
- BARKO, J. W., GUNNISON, D. & CARPENTER, S. R. (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* 41: 41–65.
- BAUMANN, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 1: 1–544.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1987): Verzeichnis der Seen in Bayern, Teil 1: Text, Stand März 1987. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996): Seen in Bayern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/96.
- BAYSTMLU (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) (1996): Flüsse und Seen in Bayern – Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995. – Wasserwirtschaft in Bayern, Heft 29. 48 S.
- BLINDOW, I., ANDERSSON, G., HARGEBY, A. & JOHANSSON, S. (1993): Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30 (1): 159–167.
- BOSTON, H. L. & PERKINS, M. A. (1982): Water column impacts of macrophyte decomposition beneath fiberglass screens. *Aquatic Botany* 14: 15–27.
- BRAND, F. (1896): Über die Vegetationsverhältnisse des Würmsees und seine Grundalgen. *Bot. Centralblatt* 1: 1–13.
- BRISTOW, J. M. & WHITCOMBE, M. (1971): The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *Amer. J. Bot.* 58 (1): 8–13.
- BUCKSTEEG, K. (1990): Ringkanalisation Chiemsee in Betrieb. In: Jahresbericht 1988/89: 30–36. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- CARIGNAN, R. & KALFF, J. (1980): Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science* 207: 987–989.
- DENNY, P. (1972): Sites of Nutrient Absorption in Aquatic Macrophytes. *Journal of Ecology* 60 (3): 819–829.
- FOREL, F. A. (1901 – 1904): Le Léman, monographie limnologique. Tome 3. F. Rouge & Cie., Lausanne.
- GRANELI, W. (1999): Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* 404: 19–26.
- HAMM, A., KUCKLENTZ, V., SCHAUMBURG, J., KLEE, R., SIEBECK, O., HOLZMANN, R., MAYR, C., APPENZELLER, A., GROSSER, S. & MELZER, A. (1997): Limnologische Forschungen am Chiemsee. Informationsberichte d. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 2/97.
- HENSCHEL, T., MELZER, A., MÜLLER, J., ALEFS, J. & WINKLER, R. (1992): Die limnologische Entwicklung des Starnberger Sees im Fortgang der Abwasserfernhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. Informationsbericht Heft 3/92. Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- HÜRLIMANN, J. & SCHANZ, F. (1993): The effects of artificial ammonium enhancement on riverine periphytic diatom communities. *Aquatic sciences* 55/1: 40–64.
- KOHLER, A., VOLLRATH, H. & BEISL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). *Arch. Hydrobiol.* 69: 333–365.
- KOLKWITZ, R. (1950): Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. *Schr. Ver. Wasser-, Boden-, Lufthygiene* 4: 1–64.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 26a: 505–519.
- KRAUSCH, H.-D. (1964): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes I. Die Gesellschaften des offenen Wassers. *Limnologia* 2: 145–203.
- LACHAVANNE, J.-B. & WATTENHOFER, R. (1975): Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. *Comm. internat. pour la protection des eaux du Léman et du Rhône contre la pollution*: 1–147.
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren. *Schr. Ver. Gesch. d. Bodensees* 86: 295–319.
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees. *Internat. Gewässerschutzkomm. Bodensee* 26: 1–64.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Bearbeiter: LAWA AK Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. 74 S.
- LEE, G. F. (1973): Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. *Water Research* 7: 111–128.
- LITTLEFIELD, L. & FORSBERG, C. (1965): Absorption and Translocation of Phosphorus-32 by *Chara globularis* Thuill. *Physiologia Plantarum* 18: 291–296.
- LOHAMMAR, G. (1938): Wasserchemie und Höhere Vegetation Schwedischer Seen. *Symb. Bot. Upsal.* 3: 1–252.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. *Diss. Bot.* 34: 1–195.
- MELZER, A. (1981): Veränderungen der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung. *Limnologia (Berl.)* 13: 449–458.
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. – Habilitationsschrift der TU München: 249 S.
- MELZER, A. & REDSLOB, A. (1981): Hydrochemische und -botanische Untersuchungen an Seen und Weihern im Landkreis Ebersberg. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 52: 49–69.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R. & VOGT, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/86. München. 210 S.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K. & VOGT, E. (1987): Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in fünfzig bayerischen Seen. *Berichte ANL, Beih.* 6: 5–144.
- MELZER, A., ZIMMERMANN, S., GOOS, F.-M. & SCHOLZE, C. (2000): Untersuchung der langjährigen Entwicklung der Makrophytenvegetation zur Bewertung der ufernahen Nährstoffbelastung des Chiemsees. Schlussbericht an das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft. 81 S.
- MELZER, A., ZIMMERMANN, S. & SCHORER, A. (2001): Die langjährige Entwicklung der Makrophytenvegetation zur Bewertung der ufernahen Nährstoffbelastung des Starnberger Sees. Schlussbericht an das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.
- PANTLE, K. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Bes. Mitt. Z. Dt. Gewässerkundl. Jb.* 12: 135–143.
- RATRAY, M. R. (1995): The relationship between P, Fe and Mn uptakes by submersed rooted angiosperms. *Hydrobiologia* 308: 107–120.
- RAVEN, J. A. (1981): Nutritional Strategies of submerged benthic Plants: The Acquisition of C, N, and P by Rhizophytes and Haptophytes. *New Phytol.* 88: 1–30.
- ROUND, F. E. (1971): The growth and succession of algal populations in freshwaters. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 19: 70–99.

- SCHAUMBURG, J. (1992): Zur Limnologie des Chiemsees. Informationsberichte d. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 2/92.
- SCHMIDT, D., VAN DE WEYER, K., KRAUSE, W., KIES, L., GARNIEL, A., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A., SAMIETZ, R., SCHÜTZ, W., VAHLE, H.-CH., VÖGE, M., WOLFF, P. & MELZER, A. (1995): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskde. H. 28: 547–566.
- SCHMIEDER, K. (1997): Littoral zone – GIS of Lake Constance: a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes. *Aquatic Botany* 58: 333–346.
- SCHNEIDER, S., 2000. Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 S.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Auflage. Gustav Fischer Verlag, 465 S.
- SEELE, J. (2000): Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihrer Einzugsgebiete. Dissertation an der TU München. 185 S.
- SONDERGAARD, M., KRISTENSEN, P. & JEPPESEN, E. (1993): Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Sobygaard, Denmark. *Hydrobiologia* 253: 345–356.
- SPENCE, D. H. N. (1967): Factors controlling the distribution of freshwater macrophytes with particular reference to the Lochs of Scotland. *J. Ecol.* 55: 147–170.
- TÜXEN, R. & PREISING, E. (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. *Deutsche Wasserwirtschaft* 37: 10–17 und 57–69.
- WETZEL, R. G. (1983): *Limnology*. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- WILHELM, F. (1972): Verbreitung und Entstehung von Seen in den Bayerischen Alpen und im Alpenvorland. *GWF-Wasser/Abwasser*, 113. Jahrgang, Heft 9: 393–444.



**International Review of Hydrobiology 90(2), 2005, in press**

Doris Stelzer\*, Susanne Schneider\*\* and Arnulf Melzer\*\*

\*Tegernseer Landstraße 204, D-81549 München, Germany

\*\* Limnologische Station der Technischen Universität München, Hofmark 1-3, D-82393 Iffeldorf, Germany

**Macrophyte-based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany**

*Key words:* submersed aquatic vegetation, bioassessment, lake typology, ecological status, water quality, Chiemsee

**Abstract**

The European Water Framework Directive requires ecological status classification and monitoring of surface and ground water bodies using biological indicators. To fulfill the demands of the Directive, a macrophyte-based assessment system was developed for application on four lake site types in Germany. Biological lake site types were established using differences in characteristic macrophyte communities, reflecting ecoregion, Ca<sup>2+</sup> content, mixis and morphology. Ecological status classification of lake sites is based on macrophyte abundance along 275 transects in 95 natural German lakes and the calculation of a reference index value, in some cases supplemented by submerged vegetation data. The reference index quantifies the deviation of species composition and abundance from reference conditions and classifies sites to one of the five ecological quality classes specified in the Directive. Based on an example of Lake Chiemsee, Germany, the possibilities for a whole-lake assessment are discussed.

**1 Introduction**

The European Water Framework Directive (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) is an innovative piece of legislation emphasising ecological monitoring and evaluation of water quality instead of exclusively relying on chemical measurements. The Directive creates a uniform legislation-base for water protection in Europe by replacing various national laws and guiding lines. The main goal of the Directive is to achieve at least “good” ecological status for all surface water and ground water bodies by 2015, based on a five class scale ranging from “high”, “good”, “moderate”, “poor” to “bad”.

Following the Directive, phytoplankton, benthic invertebrate fauna, fish, phytobenthos and aquatic macrophytes supported by measurements of physico-chemistry and hydrology are to be used for a typological assessment of ecological quality of lakes. The quality elements of the macrophyte community are taxonomic composition and abundance (EUROPEAN UNION 2000).

Methods exist for indicating trophic status and surface waters acidification using aquatic macrophytes (MELZER 1976, 1999, TREMP and KOHLER 1995, HOESCH and BUHLE 1996, SCHNEIDER and MELZER 2003), but do not fulfill the demands of the Directive. The existing systems describe ecological conditions (e.g. trophic status), but do not evaluate them by comparison with type specific reference conditions.

This paper describes a macrophyte-based assessment system which can be applied to natural lakes throughout Germany. In order to compare lakes of different types, i.e. alpine lakes versus lowland lakes, a biological lake site typology is established to group sites with similar characteristics, that are important to macrophytes. For each of these types, macrophyte reference index values are related to ecological status classification based on the deviations from reference conditions.

## 2 Material and Methods

### 2.1 Study Sites

A series of 172 transects from 71 lakes was surveyed during 2000 - 2001 to develop a macrophyte-based assessment system. Data from 103 sites in 24 lakes from previous studies during 1988 - 2001 were also included, resulting in a total of 275 sites from 95 lakes. Most of the sampling sites are located in southern and north-eastern Germany, the remaining few in the central region, corresponding to the distribution of natural lakes with an area of at least 0.5 km<sup>2</sup> (Fig. 1), according to the suggestion in annex II of the Directive. The range of natural variation in lake morphology, trophic state, sediment type, etc. and human impact (intensity and quality) was included in these 95 lakes.

### 2.2 Macrophyte Abundance

Submerged and free floating aquatic macrophyte (charophytes, bryophytes and tracheophytes) abundance was estimated once during late June to early August. At each lake, 1-15 sites were investigated depending on lake size and possible reference conditions. Site locations at least 50 m away from inlets and outlets were chosen, based on structural characteristics (e.g. surrounding vegetation and land use, sediment and slope).

In previous studies during 1988 - 2001, aquatic vegetation was surveyed by scuba diving following MELZER (1999), in 2000 and 2001 by boat/wading according to STELZER and SCHNEIDER (2001). The latter method comprises any combination of the following devices as appropriate:

- water viewer, used in shallow and transparent water,
- weighted, double-headed rake on a rope (59 cm head width, 2 cm space between teeth, modified after DEPPE and LATHROP (1993)) for high vegetation at any depth, and
- Ekman-Birge-grab sampler for low vegetation at any depth.

A minimum of 20 m of homogeneous shoreline was investigated, with each site being divided into 0-1 m, 1-2 m, 2-4 m and > 4 m depth zones (MELZER 1999). Where increased turbidity prevented aquatic vegetation survey by using the water viewer, at least five samples were taken in each depth zone by pulling the rake across the lake bottom for several meters, in the direction of deep to shallow water. Additionally, a grab sampler was used repeatedly until no additional species were found in the rake/sampler. Structural characteristics such as bottom type, degree of shading, slope and anthropogenic usage were recorded (STELZER 2003). The quantity of species was estimated based on a 5 degree scale where 1 = very rare, 2 = rare, 3 = common, 4 = frequent and 5 = abundant/predominant (KÖHLER 1978, MELZER 1992). With the exception of *Bryophyta* (without *Fontinalis antipyretica*), macrophyte identification was done to the species level. According to lake morphology, water transparency, macrophyte biomass and diversity, the survey takes about 30 to 90 minutes per site not

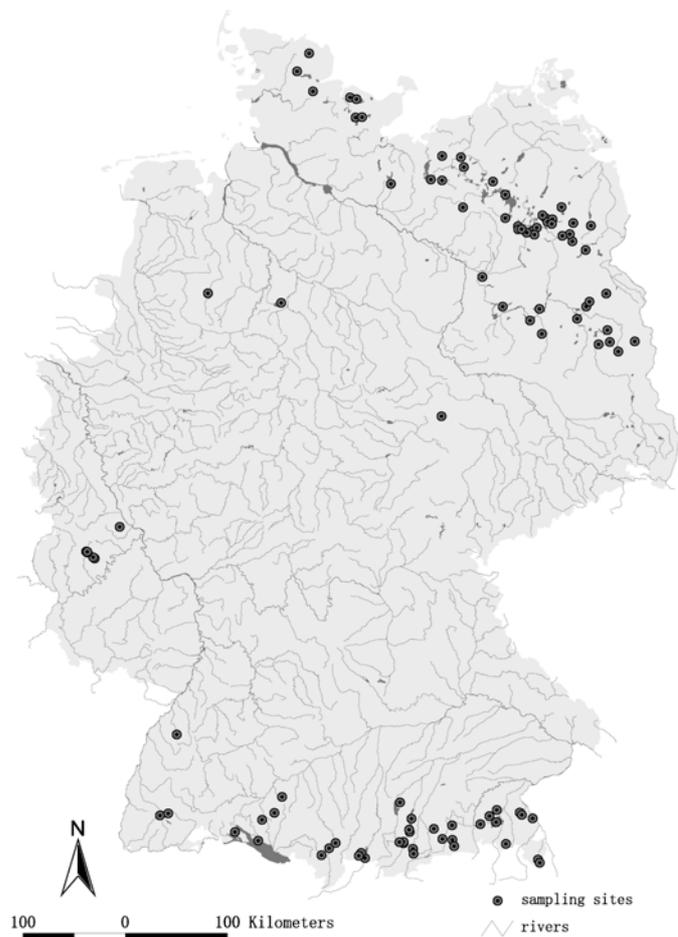


Figure 1: Map showing the sampling sites in Germany

including travel time and time for microscopic identification of critical taxonomic groups. For data analyses (see below), the macrophyte abundance data were transformed into “plant quantity” using the function  $y=x^3$  (MELZER 1999).

### 2.3 Water Analyses

Concentrations of ammonium, nitrate, nitrite, total nitrogen, soluble reactive phosphorus, total phosphorus, chloride, calcium, pH and conductivity (20°C) were determined by local German water management authorities, following the DIN-standard methods. For each lake, data of the year corresponding to the macrophyte surveys was used. In most cases a minimum of four water samples were taken per year (once during spring mixis and three times during summer stagnation). Trophic state was calculated according to LAWA (1999).

### 2.4 Development of the Biological Lake Site Typology

For developing the lake site typology, only reference sites, which are “undisturbed” and show no or only “very minor” human impacts (WALLIN et al. 2003), were used. In this study only sites showing near undisturbed physico-chemical (trophic state, pH, salinity), hydromorphological (stratification, bank fixation) and biological (no stocking with non native herbivore fish) conditions were chosen, resulting in a total of 32 reference sites.

For similarity tests between reference sites, taxa occurring “very rare” or “rare” in two or less sites were excluded, as uncommon species are not useful in showing typological similarities between sites and complex statistical analysis (OBERDORFF et al. 2001). Taxa found in differing depth zones were treated as different taxa (e.g. taxon A in 0-1m, taxon A in 1-2m,..). To determine natural lake site types, Correspondence Analysis (CA; MVSP 3.12f) was performed. The Hill algorithm was used to ordinate sample scores. The number of axes to extract was identified by Kaiser’s rule (STOYAN et al. 1997).

### 2.5 Development of the Ecological Status Classification

For each lake site type, a unique ecological status classification system was developed. Reference sites as well as non-reference sites were evaluated to determine ecological status. In order to include endangered species, rare taxa were incorporated into the assessment.

By arranging plant species and lake sites in vegetation tables (species-by-site matrix) for each lake site type separately, reference biocoenoses were identified and the shift in vegetation with increasing degradation was shown. An example is given in SCHAUMBURG et al. (in press).

Based on the vegetation tables, for each lake site type three species groups with the following ecological qualities were identified: In **Species group A** all taxa are listed, which are abundant under reference conditions and uncommon under non-reference conditions. These taxa belong to the type-specific reference biocoenoses. **Species group C** are taxa rarely found under reference conditions, and usually occur at sites with very few or no group A taxa. **Species group B** taxa show no preference for reference or non-reference conditions. They occur together with taxa from species groups A and C. The ecological information contained in species groups A, B and C is consistent with existing macrophyte autecology (STELZER 2003). Macrophytes described in the literature but not found in our transects, were incorporated into the relevant species group. A list of taxa for each species group for each lake type is found in appendix 1.

The following formula was used to calculate the Reference Index (RI) to determine the ecological status:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI	=	Reference Index
$Q_{Ai}$	=	“Plant quantity” of the i-th taxon of species group A
$Q_{Ci}$	=	“Plant quantity” of the i-th taxon of species group C
$Q_{gi}$	=	“Plant quantity of the i-th taxon of all groups
$n_A$	=	Total number of taxa of species group A
$n_C$	=	Total number of taxa of species group C
$n_g$	=	Total number of taxa

The RI is an expression of the “plant quantity” ratio of type-specific sensitive taxa, dominating at reference conditions, compared to the “plant quantity” of insensitive taxa and is therefore a tool for estimating the deviation of observed macrophyte communities from reference communities. The resulting index values range from +100 (only species group A taxa) to –100 (only species group C taxa). The classification of the RI values into the categories of ecological status is based on the definitions for ecological status, given by Annex V of the Water Framework Directive (Table 1).

**Table 1: Classification of the RI values into the categories of ecological status**

<b>ecological status</b>	<b>Definition given by the WFD</b>	<b>Interpretation</b>
High	“The taxonomic composition corresponds totally or nearly totally to undisturbed conditions. There are no detectable changes in the average macrophytic [...] abundance. [...]”	RI values lie within the range of reference sites.
Good	“There are slight changes in the composition and abundance of macrophytic [...] taxa compared to the type-specific communities. [...]”	RI values are slightly below high status and always positive (taxa of species group A have higher abundances than species group C taxa).
Moderate	“The composition of macrophytic [...] taxa differ moderately from the type-specific communities and are significantly more distorted than those observed at good quality. Moderate changes in the average macrophytic [...] abundance are evident. [...]”	RI values are around zero or negative (species group C taxa equal or slightly outweigh species group A taxa).
Poor	Macrophyte “communities deviate substantially from those normally associated with the surface water body type under undisturbed conditions”.	RI values are very low (species group A taxa are nearly replaced by species group C taxa).
Bad	“Large portions of the relevant biological communities normally associated with the surface water body type under undisturbed conditions are absent”.	Very low macrophyte abundances without natural reasons. (Calculation of RI is often not possible)

## 2.6 Requirements

The following criteria need to be met to reliably classify ecological status:

- macrophyte abundance estimation using one of the methods described above,
- the lake site has to be assignable to one of the types listed in Table 2,
- a minimum of 75 % of the total „plant quantity“ (see 3.2) are macrophytes contained in species groups A, B and C (see appendix 1),
- total “plant quantity” of macrophytes contained in species groups A, B and C must exceed 55 for type AK, MTS and TKg sites, and 34 for type TKp sites (definitions of lake sites types are given below).

If one of these requirements is not met, the ecological status must be denoted as inconclusive and should not be included when integrating macrophyte and phytobenthos assessments for lakes (SCHAUMBURG et al. in press).

### 3 Results

#### 3.1 Biological Lake Site Typology

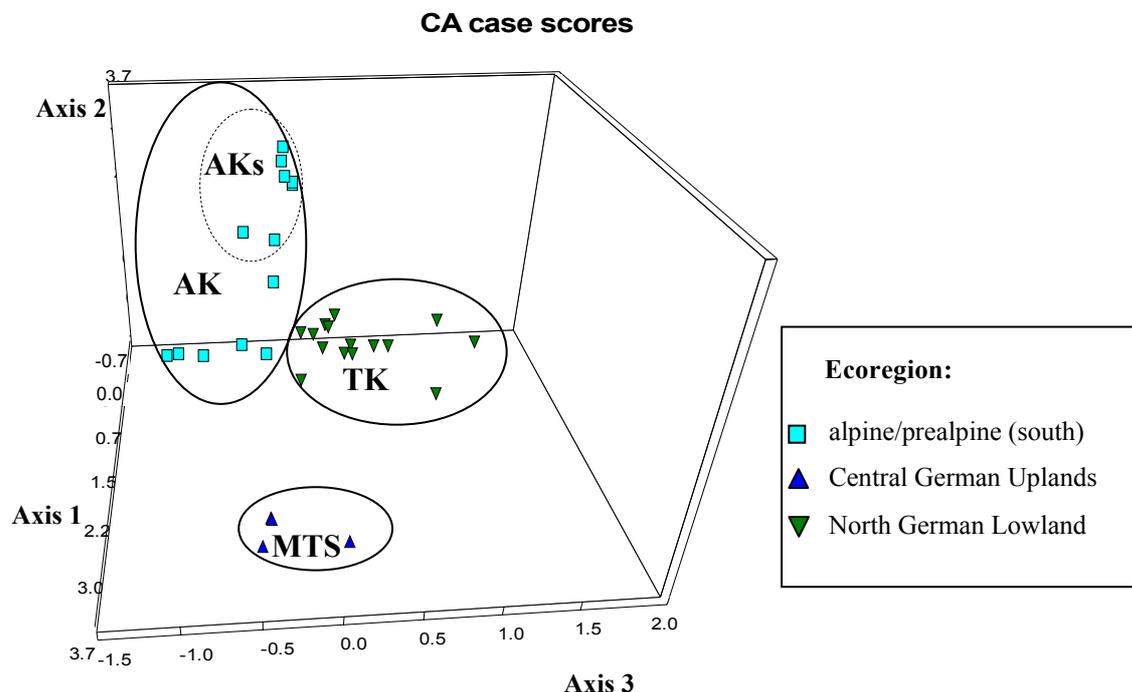


Figure 1: First three axes of the Correspondence Analysis (MVSP) based on macrophyte species composition and abundance of reference sites; ecoregions follow MATHES et al. (2002)

The first three CA axes of the macrophyte species-by-sites array represented a prominent part of the total variability, 13.5 % is contained in the first axis, 11.1% in the second and 8.5% in the third axis. Lake sites were separated along these axes into three groups matching the German ecoregions (Fig. 2). Along axis one, the sites in Central German Uplands soft water lakes (group MTS) were isolated from the sites in calcareous lakes of the other regions. The sites in alpine/prealpine lakes in southern Germany (group AK) were separated from those in the North German Lowland (group TK). A subset of some alpine lake sites (group AKs) is characterized by low species richness and abundance, as well as extremely steep morphology and coarse sediment.

**Table 2: Biological lake site types**

Type	Characterisation	Macrophyte communities at reference conditions
MTS	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lakes of the Central German Uplands or the North German Lowland</li> <li>• <math>\text{Ca}^{2+} &lt; 15 \text{ mg/l}</math> (annual maximum)</li> </ul>	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> and <i>isoëtides</i> ( <i>Isoëtes lacustris</i> , <i>Lobelia dortmanna</i> , <i>Littorella uniflora</i> )
AK(s)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• alpine/prealpine lakes</li> <li>• <math>\text{Ca}^{2+} \geq 15 \text{ mg/l}</math> (annual maximum)</li> </ul> Aks in addition: <ul style="list-style-type: none"> <li>• extremely steep slopes</li> <li>• coarse sediment (at least 50% bedrock, boulders or rocks)</li> </ul>	dominated by charophytes only sparse vegetation
TKg	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lakes of the North German Lowland</li> <li>• <math>\text{Ca}^{2+} \geq 15 \text{ mg/l}</math> (annual maximum)</li> <li>• stratified water bodies</li> </ul>	dominated by charophytes
TKp	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lakes of the North German Lowland</li> <li>• <math>\text{Ca}^{2+} \geq 15 \text{ mg/l}</math> (annual maximum)</li> <li>• polymictic water bodies</li> </ul>	besides charophytes, nutrient tolerant species like <i>Potamogeton spp.</i> and <i>Stratiotes aloides</i> occur

In addition to the three lake types identified using CA, a supplemental division was established for the group of North German Lowland sites (TK). Shallow polymictic lakes (TKp) and deep stratified lakes (TKg) were separated based on their differences in natural trophic status and reaction to nutrient enrichment (SCHEFFER 1998, LAWA 1999). This division is not shown in the CA because reference sites were found in only two of the polymictic lakes.

To assign lake typology to disturbed sites, the types are defined by characteristics that are nearly unaffected by human impact (ecoregion,  $\text{Ca}^{2+}$  content, mixis and morphology; Table 2).

### 3.2 Ecological Status Classification

#### *Lake site type MTS*

The classification of the RI into categories of ecological status for lake site type MTS is given in Table 3.

**Table 3: Classification of the RI into categories of ecological status (type MTS)**

value of the RI	ecological status	restrictions
RI = 100	High status	
$100 > \text{RI} \geq 40$	Good status	
$40 > \text{RI} \geq (-40)$	Moderate status	
$(-40) > \text{RI} \geq (-100)$	Poor status	
	Bad status	Depopulation of submerged macrophytes → bad status (“inconclusive”)

#### *Lake site type AK(s)*

Lake site type AK and subtype AKs are similar in macrophyte vegetation and therefore were treated as one type for classification purposes, with the exception that low macrophyte abundance at sites belonging to subtype AKs is not a sign for ecological degradation (Table 4).

**Table 4: Classification of the RI into categories of ecological status (type AK(s))**

value of the RI	ecological status	restrictions
$100 \geq \text{RI} \geq 75$	High status	if species group C > 10% → good status
$75 > \text{RI} > 0$	Good status	
$0 \geq \text{RI} \geq (-45)$	Moderate status	
$(-45) > \text{RI} \geq (-100)$	Poor status	
	Bad status	Depopulation of submerged macrophytes → bad status (“inconclusive”) Not valid for sites of subtype AKs

#### *Lake site type TKg*

RI division into ecological status categories for lake site type TKg is given in Table 5. As an additional criterion, dominant stands of *Potamogeton pectinatus* or *Ceratophyllum demersum* indicate poor ecological status. These two taxa were assigned in species group B (see Appendix I) because of their wide ecological range on type TKg sites. Dominant stands of these species are characteristic of nutrient-enriched lakes of the North German Lowland (KRAUSCH 1964, TGL 27885/01 1982, DOLL 1991).

**Table 5: Classification of the RI into categories of ecological status (type TKg)**

value of the RI	ecological status	restrictions
$100 \geq RI \geq 40$	High status	if species group C > 10% → good status
$40 > RI > 0$	Good status	
$0 \geq RI \geq (-10)$	Moderate status	if macrophyte community is dominated by <i>Potamogeton pectinatus</i> or <i>Ceratophyllum demersum</i> ( $\geq 80\%$ ) → poor status
$(-10) > RI \geq (-100)$	Poor status	
	Bad status	Depopulation of submerged macrophytes → bad status (“inconclusive”)

### Lake site type TKp

Reference conditions were determined from existing sites, historic data and palaeolimnological reconstructions (PFAFFENBERG and DIENEMANN 1964, KÖRNER 2001, 2003). These data showed a wide range of macrophyte communities at reference conditions. Polymictic lakes are naturally mesotrophic or slightly eutrophic, and therefore have macrophyte communities similar to slightly nutrient-polluted sites of lake site type TKg. The high natural variability of type TKp only allowed the differentiation into sensitive taxa (species group A) and indifferent taxa (species group B). The determination of ecological status is based on the percentage of group A taxa quantity. The classification into categories of ecological status for lake site type TKp is given in Table 6. Dominant stands with at least 80% of total “plant quantity” represented by *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum* and *Ceratophyllum submersum*, or the summed quantity of *Elodea canadensis* and *E. nuttallii*, indicate moderate ecological status.

**Table 6: Classification of the percentage of species group A taxa into categories of ecological status (type TKp)**

% species group A (SGA)	ecological status	restrictions
$100 \geq SGA \geq 60$	High status	
$60 > SGA > 0$	Good status	if macrophyte community is dominated by <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>C. submersum</i> or <i>Elodea canadensis/nuttallii</i> ( $\geq 80\%$ ) → moderate status
SGA = 0	Moderate status	
	Poor or bad status	Depopulation of submerged macrophytes → bad status (“inconclusive”)

### 3.3 Ecological Quality of Lake Chiemsee, Bavaria, Germany

Aquatic vegetation of Lake Chiemsee (all sites are in type AK) was mapped in 1998 by scuba diving (MELZER and SCHNEIDER 2001). The ecological quality of the surveyed mapping sections was classified as described above and varies from “good” to “poor” (Fig. 3). Most parts of lake shoreline (58 % of the number of sections, i.e. 57 % of shoreline length) are classified in good ecological status.

## 4 Discussion

### 4.1 Possibilities and Limits of the Lake Site Typology

The developed typology is valid for sites in natural German lakes with a minimum surface area of 0.5 km<sup>2</sup>. With the establishment of the four lake site types (MTS, AK, TKg and TKp) based on macrophyte composition of reference sites, determining typology is now a simple and manageable first step for routine monitoring of ecological quality. It is not meant to replace basic lake typologies (THIENEMANN 1921, MATHES et al. 2002), as the scheme is not necessarily relevant for other organism groups.

It is entirely possible that there are sites belonging to different (sub-) types within one lake, e.g. sites situated in different basins that differ in morphology and mixis. The system takes into account the recommendation for the “sub-division of lakes on the basis of significant ... characteristics” that differ in reference conditions and vulnerability to human impact, ascribed by REFCOND (WALLIN et al. 2003), one of the European working groups launched to create a common implementation strategy for the Directive.

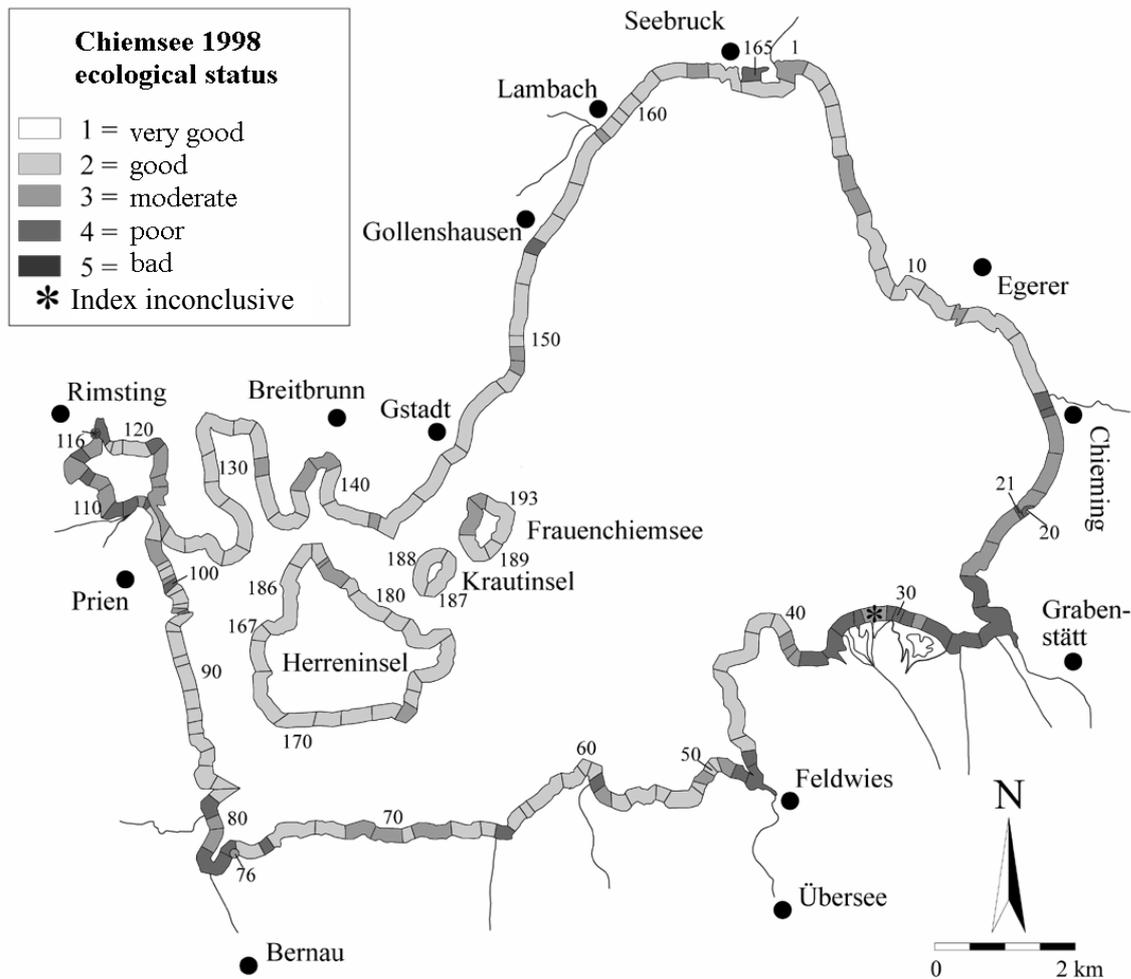


Figure 3: Ecological status of Lake Chiemsee based on submerged aquatic vegetation, including three islands (dots: towns, numbers: shoreline sections).

Although the typology is based on a wide variety of surveyed sites throughout Germany, CA identified only three different groups of reference sites. Extensive past human influence has led to a loss of reference sites (KÖRNER 2002, MOSS et al. 2003). Thus, lake site type TKp was established based upon historic data and expert judgement, assuming a difference in the natural trophic state of shallow (polymictic) lakes from deep (stratified) lakes. This division agrees with other authors implementing the directive (WALLIN et al. 2003; MOSS et al. 2003), as well as with the suggestion to use depth as one component of typologies, given in annex II of the Directive.

Additional lake site types exist, representing characteristic natural macrophyte habitats, such as saline lakes (HALLER et al. 1974, MELACK 1988), polymictic (pre-) alpine lakes (SCHAUMBURG 1996), or bog lakes (DUARTE et al. 1986, STEWART and FREEDMAN 1989). These conditions seldom occur in natural lakes in Germany with more than 0.5 km<sup>2</sup> surface area (MATHES et al. 2002) and were therefore not included in our sampling program.

Although natural calcareous Central German Uplands lakes of sufficient size are relatively rare, our sampling program included sites in Lakes Laacher See, Süßer See, and Federsee. Due to nonexisting reference sites, this possible type could not be identified using CA. The possibility of assigning these lakes to the calcareous (pre-) alpine or North German Lowland sites for ecological status classification is discussed in STELZER (2003). Sites in softwater lakes within the North German Lowland can be classified as softwater lakes of the Central German Uplands (lake site type MTS) due to similar past macrophyte communities (VÖGE 1992 and unpublished data of the German water management authorities).

#### **4.2 Possibilities and Limits of the Ecological Status Classification**

The reliability of the methods used for macrophyte mapping is essential for accurately assessing ecological quality. Although the two sampling techniques referred to in this paper lead to comparable ecological classification of sites (STELZER 2003), scuba diving is recommended for better accuracy concerning rare taxa (RASCHKE and RUSANOWSKI 1984, CAPERS 2000, MELZER and SCHNEIDER 2001).

The European Water Framework Directive demands “type-specific” classification of ecological quality with respect to “composition and abundance of aquatic flora” and to the “ecological quality ratios” that “shall represent the relationship between the values of the biological parameters observed” and “the values for these parameters in the reference conditions” (EUROPEAN UNION 2000). The calculated reference index (RI) is an expression of the ratio of abundance of type-specific sensitive taxa, dominating at reference conditions, compared to the abundance of insensitive taxa and is therefore a tool for estimating the deviation of observed macrophyte communities from reference communities. Plant communities are neither defined in the deterministic, phytosociological way, nor based on growth forms, as done by WEYER (2003), but are based on type-specific species groups. Contrary to the opinions of other authors who developed an ecological status determination system for shallow lakes in Europe (MOSS et al 2003), the RI is an appropriate means to describe changes in macrophyte community, as local extinction and colonization by new species occurs, reflecting anthropogenic impact. Emergent macrophytes are not considered appropriate for ecological quality assessment due to their high natural variability (STELZER 2003).

Using species groups also provides flexibility to the system by allowing the addition of new species. The system can be easily adapted to new findings e.g. by reconstruction of historic plant communities from sediment cores (KÖRNER 2003), or to integrate the effect of acidification, so far hardly occurring in natural German lakes with an surface area more than 0.5 km<sup>2</sup> (MATHES et al. 2002). Applications and modifications of the system should be centrally managed by the German Authorities of Water Management.

Ecological status classification using aquatic macrophytes is restricted to sites with sufficient macrophyte cover and therefore fails to indicate extreme eutrophication leading to depopulation of submerged macrophytes. This system integrates these extreme impacts by assigning sites with very low or missing vegetation to bad status (inconclusive), if natural reasons for low macrophyte abundance such as coarse substrate, a high degree of shading, wave action or high DOM can be excluded.

For general application to German lake sites, the classification system provides simple yet reliable assessment of ecological quality using aquatic vegetation, superseding trophic status as an indicator of water quality.

#### **4.3 Implementation of the Ecological Status Classification System in Lake Chiemsee**

Although macrophyte abundance data of 15 of the 193 shore line sections of Lake Chiemsee have been used for the development of the assessment system, we justify the application of the method as an example of whole-lake assessment.

The basic classification in good ecological status of the mesotrophic prealpine lake (SCHAUMBURG 1996) appears to be reasonable, however, the ecological classification of areas near inlets (e.g. section 1, 58 and 65) often indicate moderate to poor ecological conditions. In some cases this assessment may correspond to local impacts, e.g. nutrient input by runoff from agricultural areas, but it is likely that these regions represent the ecological influence of the inlet, rather than in-lake conditions. The

current velocity of these areas provides habitat conditions different from those of lentic systems, e.g. in nutrient supply and mechanical stress (SCHNEIDER and MELZER 2003) and therefore leads to macrophyte communities that differ from those at lentic reference conditions. As degradation is defined as deviation from reference conditions, it is not possible to classify sites that show different communities for natural reasons. Therefore, we recommend excluding the areas near inlets during ecological assessment. Without the sections containing inlets, 65% of the sections (64% of shoreline length) of Lake Chiemsee show good ecological conditions.

An anomaly is identified in the ecological assessment of the shallow bay in the western part of the Lake Chiemsee (sections 106 to 124). The classification of all but two sections as moderate or poor can not be explained by known impacts (MELZER et al. 2000) but is likely a result of the shallow morphology of the bay, leading to different ecological conditions and likely to higher natural trophic status than the rest of the lake. Further investigations are planned to determine whether the establishment of an additional lake site type of polymictic (pre-) alpine lakes is possible.

The classification of an entire lake is ideally based on a complete mapping of submerged vegetation using scuba diving and assessment of ecological quality of all sections, excluding inlets, weighted by length. This method ensures that local changes in ecological quality can be detected (KÖHLER 1975, MELZER 1999) and appropriate recommendations for restoration can be given.

The calculation of one quality class for the entire lake by weighted-mean of reference index values is only possible if the classification is not inconclusive and no additional criteria need to be used. In all cases however, indicating the percentage of sections in the different quality classes is possible.

If a complete survey of aquatic vegetation is not possible, a number of sites can be selected, depending on lake size and heterogeneity, including the variability of morphology, exposition, substrate, land use, etc. in a manner representative for the lake. The example from Lake Chiemsee shows that appropriate selection of sites is essential for the accurate assessment of ecological quality. In this case, the selection of only few sites can lead to a classification of the ecological quality as “good”, “moderate” or even “poor”. A practice application of this system is anticipated in 2004 and 2005 to provide exact criteria for site selection for whole-lake assessment.

## 5 Acknowledgements

We are grateful to the Bavarian State Office for Water Management and the Limnologische Station Iffeldorf for providing water chemistry and macrophyte abundance data. The project was funded by LAWA (German Working Group of the Federal States on water issues) and BMBF (German Ministry for Education and Research). We thank GERHARD WELZL, GSF - National Research Center for Environment and Health, for help in statistics. MARKUS HEINRICHS is gratefully acknowledged for reviewing the English and helpful comments on the paper.

## 6 References

- CAPERS, R.S., 2000: A comparison of two sampling techniques in the study of submersed macrophyte richness and abundance. – *Aquat. Bot.* **68**: 87-92.
- DEPPE, E. and R. LATHROP, 1993: Recent changes in the aquatic macrophyte community of Lake Mendota. – *Transans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.* **81**: 89-94.
- DOLL, R., 1991: Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Teil I.3. Potamogetonetea Tx. et Prsg. 42 - Laichkrautgesellschaften. - *Fed. Rep.* **102**/(3-4): 217-317.
- DUARTE, C. M., J. KALFF and R. H. PETERS, 1986: Patterns in biomass and cover of aquatic macrophytes in lakes. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**/10: 1900-1908.
- EUROPEAN UNION, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Communities in the field of water policy, *Official Journal of the European Communities*, L 327/1, 22.12.2000.
- HALLER, W. T., D. L. SUTTON and W.C. BARLOWE, 1974: Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. – *Ecology.* **55**/4: 891-894.
- HOESCH, A. and M. BUHLE, 1996: Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL. In: MIETZ, O., D. KNUTH, R. KOSCHEL, and J. MATHES, [Hrsg.]: *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* **2**: 84-101.

- KOHLER, A., 1975: Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. - Beitr. naturk. Forsch. Süd.-Dtl. **34**: 149-159.
- KOHLER, A., 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - Landschaft und Stadt **10/2**: 73-85.
- KÖRNER, S., 2001: Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. - Arch. Hydrobiol. **152**: 395-409.
- KÖRNER, S., 2002: Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in north-eastern Germany. - Internat. Rev. Hydrobiol. **87**: 377-386.
- KÖRNER, S., 2003: Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mit Hilfe makrofossiler Reste. - Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Tagung in Braunschweig, Werder: 68-73.
- KRAUSCH, H.-D., 1964: Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes, 1. Die Gesellschaften des offenen Wassers. - Limnologica (Berlin) **2/2**: 145-203.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1999: Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. - Kulturbuch Verlag, Berlin, 74 pp.
- MATHES, J., G. PLAMBECK and J. SCHAUMBURG, 2002: Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km<sup>2</sup> zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. - In: R. Deneke and B. Nixdorf (ed.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15-23.
- MELACK, J. M., 1988: Saline lakes. Dordrecht Boston Lancaster, Dr. W. Junk Publishers, 316 pp.
- MELZER, A., 1976: Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen, dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an den Osterseen und den Eggstätt-Hemhofer Seen (Oberbayern). - Dissert. Bot. 34, Vaduz, 195 pp.
- MELZER, A., 1992: Submersed macrophytes. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **38**: 223-237.
- MELZER, A., 1999: Aquatic macrophytes as tools for lake management. - Hydrobiologia **396**: 181-190.
- MELZER, A. and S. SCHNEIDER, 2001: Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. - In: STEINBERG, C.E.W.; CALMANO; KLAPPER, H.; WILKEN [Hrsg.]: Handbuch Angewandte Limnologie. - Verlag Ecomed. Kap. **VIII-1.2.1**: 1-13.
- MOSS, B., D. STEPHEN, C. ALVAREZ, E. BECARES, W. VAN DE BUND, S.E. COLLINGS, E. VAN DONK, E. DE EYTO, T. FELDMANN, C. FERNANDEZ-ALAEZ, R.J.M. FRANKEN, F. GARCIA-CRIADO, E.M. GROSS, M. GYLLSTRÖM, L.-A. HANSSON, K. IRVINE, A. JÄRVALT, J.-P. JENSEN, E. JEPPESEN, T. KAIRESAALO, R. KORNIJOW, T. KRAUSE, H. KÜNNAP, A. LAAS, E. LILL, B. LORENS, H. LUUP, M.R. MIRACLE, P. NÖGES, T. NÖGES, M. NYKÄNEN, I. OTT, W. PECZULA, E.T.H.M. PEETERS, G. PHILLIPS, S. ROMO, V. RUSSEL, J.SALUJÖE, M. SCHEFFER, K. SIEWARTSEN, H. SMAL, C. TESCH, H. TIMM, L. TUVIKENE, I. TONNO, T. VIRRO, E. VICENTE and D. WILSON, 2003: The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. - Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. **13**: 507-549.
- OBERDORFF, T., D. PONT, B. HUGUENY and D. CHESSEL, 2001: A probabilistic model characterising fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. - Freshwater Biol. **46**: 399-415.
- PAFFENBERG, K. and W. DIENEMANN, 1964: Das Dümmerbecken – Beiträge zur Geologie und Botanik. - Veröffentlichungen des Niedersächsischen Instituts für Landeskunde und Landesentwicklung an der Universität Göttingen. Reihe A: Forschungen zur Landes- und Volkskunde. Band 78.
- RASCHKE, R. L. and P. L. RUSANOWSKI, 1984: Aquatic macrophyton field collection methods and laboratory analyses. - In: Dennis, W. M.; Isom, B. G. [Hrsg.]: Ecological Assessment of Macrophyton: Collection, Use and Meaning of Data. ASTM STP 843, - American Society for testing and Materials. S. 16-27.
- SCHAUMBURG, J., 1996: Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. - In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft [Hrsg.]: Informationsberichte 1/96. München, 211 pp.
- SCHAUMBURG, J., CH. SCHRANZ, G. HOFMANN, D. STELZER and S. SCHNEIDER, accepted: Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. Limnologica, in press.
- SCHEFFER, M., 1998: Ecology of Shallow Lakes. - Chapman and Hall, London, 357 pp.
- SCHNEIDER, S. and A. MELZER, 2003: The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. - Int. Rev. Hydrobiol. **88**: 49-67.
- STELZER, D., 2003: Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung – Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. - Dissertation an der TU München, <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/stelzer.pdf>
- STELZER, D. and S. SCHNEIDER, 2001: Ökologische Bewertung mit Makrophyten – Kartierungsmethoden für Seen. - Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Tagung in Magdeburg, Tutzing: 91-95.
- STEWART, C. C. and B. FREEDMAN, 1989: Comparison of the macrophyte communities of a clearwater and a brownwater oligotrophic lake in Kejimikujik National Park, Nova Scotia.- Water, Air and Soil Pollution. **46**: 335-342.

- STOYAN, D., H. STOYAN, and U. JANSEN, 1997: Umweltstatistik – Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. - In: Bahadir, M.; Collins, H.-J.; Hock, B. [Hrsg.]: Teubner-Reihe Umwelt, Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig, 348 pp.
- TGL 27885/01, 1982: Fachbereichsstandard: Nutzung und Schutz der Gewässer – Stehende Gewässer – Klassifizierung. - Verlag für Standardisierung, Leipzig.
- THIENEMANN, A., 1921: Seetypen. *Naturwissenschaften* 9: 343-346.
- TREMP, H. and A. KOHLER, 1995: The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. - *Acta bot. Gallica*. **142**: 541-550.
- VÖGE, M., 1992: Tauchuntersuchungen an der submersen Vegetation in 13 Seen Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung der Isoëtiden-Vegetation. *Limnologica* 22/1: 82-96.
- WALLIN, M., T. WIEDERHOLM and R.K. JOHNSON, 2003: Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. - Produced by CIS Working Group 2.3 - REFCOND. 86 pp.
- WEYER, K. VAN DE, 2003: Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in NRW gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie.- In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [ed.], Merkblätter 39, Essen.

**Corresponding author:**

Dr. Susanne Schneider  
Limnologische Station der Technischen Universität München  
Hofmark 1-3  
D-82393 Iffeldorf, Germany  
mail: susi.schneider@wzw.tum.de

## Appendix I

## List of taxa for each species group (genera with „sp“ are exclusively species listed)

Art	AK(s)	MTS	TKg	TKp
<i>Bryophyta</i>	B	B	B	B
<i>Callitriche palustris</i> L.		A		
<i>Callitriche</i> sp.	B	B	B	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	C	C	B	B
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.			C	B
<i>Chara aspera</i> Detharding ex Willdenow	A	B	A	A
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kützing	B	B	B	A
<i>Chara delicatula</i> Agardh	A	A	A	A
<i>Chara denudata</i> A. Braun	B			
<i>Chara filiformis</i> Hertzsch			A	
<i>Chara globularis</i> Thuillier	B	B	B	A
<i>Chara hispida</i> L.	A		A	A
<i>Chara intermedia</i> A. Braun	A		A	A
<i>Chara polyacantha</i> A. Braun	A		A	
<i>Chara rudis</i> A. Braun ex Leonhardi	A		A	A
<i>Chara strigosa</i> A. Braun	A			
<i>Chara tomentosa</i> L.	A		A	A
<i>Chara vulgaris</i> L.	B		B	A
<i>Elatine hexandra</i> (Lapierre) DeCandolle		A		
<i>Elatine hydropiper</i> L. em. Oeder		A		
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roemer et Schultes	B	A	B	
<i>Elodea canadensis</i> Michaux fil.	C	C	C	B
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) Caspary	C	C	C	B
<i>Groenlandia densa</i> (Linne) Fourreau	C	C		
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	C		B	
<i>Isoëtes echinospora</i> Durieu		A		
<i>Isoëtes lacustris</i> L.		A		
<i>Juncus bulbosus</i> L. f. fluitans		B		
<i>Lagarosiphon major</i> (Ridley) Moss	C			
<i>Lemna minor</i> L.	C	C	C	B
<i>Lemna trisulca</i> L.	C	C	C	B
<i>Littorella uniflora</i> (L.) Ascherson	A	A	A	
<i>Lobelia dortmanna</i> L.		A		
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DeCandolle ex Lamarck et DeCandolle		A	A	A
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	B	C	B	B
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	B	C	B	A
<i>Najas flexilis</i> (Willdenow) Rostkovius et J.K. Schmidt	B			
<i>Najas marina</i> L.	B		B	B
<i>Nitella flexilis</i> (L.) Agardh	B	B	A	A
<i>Nitella gracilis</i> (Smith) Agardh		A		
<i>Nitella mucronata</i> (A. Braun) Miquel	B	C	B	
<i>Nitella opaca</i> (Bruzelius) Agardh	A	A	A	A
<i>Nitella syncarpa</i> (Thuillier) Chevallier	A	A	A	
<i>Nitella translucens</i> (Persoon) Agardh		A		
<i>Nitellopsis obtusa</i> (Desvaux ex Loiseleur-Deslongchamps) J. Groves	B		A	A
<i>Potamogeton acutifolius</i> Link ex Roemer et Schultes			C	A
<i>Potamogeton alpinus</i> Balbis	A		A	
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber ex Berchtold et Opiz	B	B	B	A
<i>Potamogeton coloratus</i> Hornemann	A			
<i>Potamogeton compressus</i> L.	C		C	A
<i>Potamogeton crispus</i> L.	C	C	C	B

Art	AK(s)	MTS	TKg	TKp
<i>Potamogeton crispus x perfoliatus</i>	B	C	C	B
<i>Potamogeton filiformis</i> Persoon	A	B	A	A
<i>Potamogeton friesii</i> Ruprecht	C	C	C	B
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	A	A	A	A
<i>Potamogeton lucens</i> L.	C	B	B	A
<i>Potamogeton nodosus</i> Poir.	C		C	B
<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mertens et Koch	C		B	B
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	C	C	B	B
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	B		B	B
<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourret de Figeac		A		
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	B	B	A	A
<i>Potamogeton pusillus</i> L. em. Fries	C	C	B	B
<i>Potamogeton rutilus</i> Wolfgang			A	A
<i>Potamogeton trichoides</i> Chamisso et Schlechten			A	
<i>Potamogeton x decipiens</i> Nolte ex Koch	B			
<i>Potamogeton x nitens</i> Weber	B		A	A
<i>Potamogeton x zizii</i> Koch ex Roth	A		A	A
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank		B		
<i>Ranunculus reptans</i> L.	B			
<i>Ranunculus sp.</i> (Subgenus <i>Batrachium</i> )	C	C	C	B
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	C	C	C	B
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleiden	C	C	C	B
<i>Stratiotes aloides</i> L. f. <i>submersa</i> Glück	B		A	A
<i>Tolypella glomerata</i> (Desvaux ex Loiseleur-Deslongchamps) Leonhardi	B		A	A
<i>Utricularia australis</i> R. Brown	A	B	B	A
<i>Utricularia intermedia</i> Hayne	A	A	A	A
<i>Utricularia minor</i> L.	A	A	A	A
<i>Utricularia ochroleuca</i> Hartman	A	A		
<i>Utricularia vulgaris</i> L.		B	A	A
<i>Utricularia stygia</i> Thor.	A			
<i>Zannichellia palustris</i> L.	C	C	C	B

## 4 Eigene Publikationen zur Bioindikation in Fließgewässern

- 4.1 Schneider, S., Schranz, C. & Melzer, A. (2000): Indicating the trophic state of running waters by submersed macrophytes and epilithic diatoms – exemplary implementation of a new classification of taxa into trophic classes.- *Limnologia* 30: 1-8.
- 4.2 Schorer, A., Schneider, S. & Melzer, A. (2000): The Importance of Submerged Macrophytes as Indicators for the Nutrient Concentration in a Small Stream (Rotbach, Bavaria). *Limnologia* 30 (4): 351-358.
- 4.3 Passauer, B., Meilinger, P., Melzer, A. & Schneider, S. (2002): Beeinflusst die Strukturgüte von Fließgewässern das Vorkommen von Makrophyten? *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 30(4): 197-206.
- 4.4 Schneider, S. & Melzer, A. (2003): The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *International Review of Hydrobiology* 88: 49-67.
- 4.5 Schneider, S. & Melzer, A. (2004): Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters. *Hydrobiologia* 527: 195-207.
- 4.6 Meilinger, P. Schneider, S. & Melzer, A.: The Reference Index method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology*. Submitted.



Limnologische Station der Technischen Universität München, Iffeldorf, Germany  
homepage: <http://www.limno.biologie.tu-muenchen.de>

## Indicating the Trophic State of Running Waters by Submersed Macrophytes and Epilithic Diatoms

### Exemplary Implementation of a New Classification of Taxa into Trophic Classes

SUSANNE SCHNEIDER, CHRISTINE SCHRANZ &amp; ARNULF MELZER

With 3 Figures and 2 Tables

Key words: Submerged macrophytes, diatoms, water quality, trophic state, running water, nutrients

#### Abstract

The macrophyte vegetation, the epilithic diatoms and the physico-chemical characteristics of the stream Lauterbach, a small calcareous stream in Bavaria (Germany) were studied. The stream Lauterbach was divided into 20 mapping sections. In each section the quantity of macrophyte species was estimated according to a five degree scale. A sample of epilithic diatoms was taken and the physico-chemical characteristics were measured in each section. The distribution of "trophic points" was calculated according to a new classification of species in trophic classes developed in Bavaria. The comparison of the results of the macrophytes and the diatoms showed various differences, but according to both systematic groups the stream Lauterbach can be classified as oligotrophic. The chemical and physical parameters support this classification. The physico-chemical differences between the 20 mapping sections were too small to give a clear picture of differences in the trophic situation on a smaller scale. Regardless of the overall characterisation of the stream Lauterbach as clearly oligotrophic the macrophytes showed three typical declines in the proportion of "oligotrophic plus oligomesotrophic points". Two of these declines are clearly associated with the observation of massive growth of green algae in those areas. They are possibly caused by the influence of a golf court and an inflow into the stream Lauterbach. The third one can be linked to a noticeable amount of waste in the stream.

#### 1. Introduction

A common method in monitoring running waters is to examine the saprobic loading. KOLKOWITZ & MARSSON (1909) developed the system of saprobity to indicate the amount of organic biodegradable substances. At the beginning of the century communal waste water was the worst charge to open

water bodies. Today various factors cause different nuisances to lotic systems. Besides acidification (MELZER & ROTHMEYER 1983; ROELOFS 1983; FARMER 1990; TREMP & KOHLER 1995), toxic substances (BEST 1982; GARG & CHANDRA 1990; GUPTA et al. 1996; VAN DEN BRINK et al. 1997) and structural degradation (MAUCH 1992; WILD & KUNZ 1992) the nutrient input becomes increasingly important. The nutrients originate from distinct as well as from diffuse sources, often from agricultural areas. The biodegradation of organic substances today mostly takes place in wastewater treatment plants. In case of nonexisting phosphate elimination and denitrification nutrients like nitrate, ammonia and phosphate reach the lotic systems. There they cause increased primary production and after the decomposition of the plant biomass also an increase in secondary loading.

The trophic situation indicates the loading of a water body with inorganic nutrients and the accelerated growth of plants. According to CASPERS & KARBE (1966) trophy is defined as the intensity of the phototrophic primary production. Eutrophication is the increased trophy caused by increased availability and utilization of nutrients (see also DIN 4049). The map of the trophic situation of Bavarian water bodies dating from 1995 separates the trophy from the saprobity (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen 1996). In different types of running waters eutrophication causes different reactions. Therefore the lotic systems have been subdivided in plankton-, periphyton- and macrophyte-dominated running waters (MAUCH et al. 1998). The Bavarian project "Mapping of the trophic state in running waters" resulted in a new scheme to classify the trophic

situation of periphyton- and macrophyte-dominated running waters (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1998).

In the present publication the two different systems based on macrophytes and diatoms both were tested at the same time. The question is to what extent the two systems complement each other or can be regarded as equivalent.

## 2. Study Area

The stream Lauterbach is situated in Bavaria (Germany) between the towns Farchant (671 m above sea level) and Eschenlohe (639 m above sea level). It runs through an area where drinking water for the city of Munich is gained. The total length of the stream is about 5 km. About 100 m before the inflow of the stream Lauterbach into the river Loisach an average discharge of 1.36 m<sup>3</sup>/s [average discharge of the years 1954 to 1982, BRAUN & HEINZMANN (1988)] was measured. The stream Lauterbach is a typical groundwater creek. It has its source at the margin of a valley near a golf court through which the stream flows in the mapping sections 3 to 5. In the further course it flows through litter meadows and reed.

## 3. Materials and Methods

### 3.1 Macrophyte mapping

The stream Lauterbach was divided into 20 mapping sections of different lengths, based on uniformity of morphological characteristics, substrate conditions, flowing velocity and homogeneity of vegetation (for details see KOHLER & SCHIELE 1985; MELZER 1993). In August 1998 in each section the quantity of species was estimated based on a five degree scale (1 = very rare; 2 = infrequent; 3 = common; 4 = frequent; 5 = abundant, predominant).

### 3.2 Diatom sampling

In November 1997, February and May 1998 a sample of epilithic diatoms was taken at the beginning of each macrophyte mapping section. The samples were prepared according to VAN DER WERFF (1955, cit. in KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986). At least 400 frustules were identified in each sample.

### 3.3 Calculation of "trophic points"

The calculation of trophic points in each section of the stream Lauterbach was based on the "distribution of trophic points", described in Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1998). The authors described the presence of certain species based on the distribution of 20 points in the trophic categories oligotrophic to hypertrophic (diatoms) and oligotrophic to polytrophic (macrophytes) (Table 1). The different subdivisions of the trophic categories for macrophytes and diatoms are due to methodical reasons (see Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1998).

For each sampling site the average abundance of every diatom species was multiplied with the points in each trophic category. In order to calculate the relative amount of points per sampling site the

**Table 1.** Example of the distribution of 20 points according to Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1998) (o = oligotrophic, m = mesotrophic, eu = eutrophic, p = polytrophic, h = hypertrophic).

Species	Trophic categories						
	o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p
<b>Macrophytes:</b>							
<i>Chara intermedia</i>	13	5	2	0	0	0	0
	o	m	eu	eu-p	p	p-h	h
<b>Diatoms:</b>							
<i>Amphora pediculus</i>	1	2	6	6	5	0	0

**Table 2.** Connection between the five-degree-scale and the quantity of submerged macrophytes.

Five-degree-scale	Plant quantity
1	1
2	8
3	27
4	64
5	125

points of all species present were summed up. The calculation for the diatoms is based on a comparison of abundances, which is the relative quantitative distribution of species. The standing crop of macrophytes however is estimated on a five-degree-scale which has to be related to a quantitative number. The cubed five-degree-scale gives a good estimation of the biomass of submerged macrophytes (MELZER 1988) (Table 2).

The plant quantity was multiplied with the points in each trophic category to calculate the relative amount of points per mapping section. Assuming that every species has a trophic categorization the amount of points theoretically achievable is calculated from the sum of valves (diatoms) respectively the sum of plant quantities (macrophytes) multiplied by 20. To obtain the figures the relative amount of points in each trophic category plus the non-indicating proportion was calculated (Fig. 2).

### 3.4 Water chemistry and physics

From September 1997 to August 1998 water samples were taken monthly from the beginning of every mapping section. Conductivity, pH, oxygen and temperature were measured with portable measuring devices (WTW). The following parameters were determined on the sampling day. All samples were filtered (0.45 µm) except those for the determination of total phosphorus.

#### Parameter and method:

Total phosphorus: Nanocolor 300D, Macherey & Nagel  
 SRP: MURPHY & RILEY (1962)  
 Ammonia: DIN 38 406 E5-1 (DEV 1996)  
 Nitrate: HPLC [column 302 IC 4.6 (VYDAC), UV/VIS-detector, wavelength 200 nm, eluent 35mM KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, pH 3.6] (the filtered samples were deep-frozen until measuring, only the samples from August 1997 to February 1998 were analysed)

For the figures the median was calculated from the 12 samples as well as the 10%- and 90%-percentile.

## 4. Results

### 4.1 Water chemistry and physics (Fig. 1)

The water temperature (median 7.5 °C) and the conductivity (median 435 µS/cm) of the stream Lauterbach had a nearly constant value. The only exception is site 5, where temperature (median 8.2 °C) as well as conductivity (median 459 µS/cm) have a slightly enhanced value. At this site a small creek flows into the stream Lauterbach. The temperature fluctuations increase from the spring to the mouth, whereas the conductivity fluctuations decrease. The pH-value shows a slight increase downstream from 7.65 to 7.82, as well as the amount of oxygen (from 68% = 7.5 mg/l to 98% = 10.6 mg/l). Site 5 shows a minimum pH value of 7.55. The silicate concentrations show a decreasing tendency from site 1 to site 5 (from 1.3 mg/l to 1.2 mg/l). For all other sites up to the mouth of the stream Lauterbach the silicate concentrations fluctuated around 1.2 mg Si/l. Ammonia concentrations stay on a low level but show a decreasing tendency from the spring to the mouth of the creek from 7.5 µg/l to 4 µg/l NH<sub>4</sub>-N. The nitrate-concentrations are also slightly decreasing downstream from 1.1 to 0.97 mg NO<sub>3</sub>-N/l. The SRP-concentration however shows a constant value below the detection limit (median lower than 2 µg/l P). The total phosphorus concentration is at a barely measurable level and slightly increases downstream (from 1 µg/l to 6 µg/l P at site 19, at site 20 the total phosphorus concentration has a somewhat lower level of 3.3 µg/l P).

In general the nutrient concentrations in the stream Lauterbach are at a very low level.

### 4.2 Macrophytes

A total of 28 taxa of submerged macrophytes was found in the stream Lauterbach. Seven of them were Bryophytes and four Characeae. The taxa dominating and occurring in every mapping section are *Agrostis stolonifera* and *Mentha aquatica* (Spermatophyta), *Chara hispida* (Charales) and *Cratoneuron commutatum* (Bryophyta). In approximately half of the mapping sections *Chara aspera* and *Chara intermedia* occur in significant frequencies. Other important species are *Chara delicatula*, *Juncus articulatus* and *Juncus subnodulosus*. Overall the vegetation of the creek is dominated by the Characeae. Of the species mentioned all of the Characeae, *Juncus subnodulosus* and *Cratoneuron commutatum* are classified according to the 20-points-system (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1998). All of them mainly occur in the oligotrophic and oligo-mesotrophic categories.

For the macrophytes there is an overall high proportion of non-indicating points (Fig. 2). The proportion of points in

the oligotrophic plus oligo-mesotrophic category increases from the spring to the mouth of the stream Lauterbach from about 40% to 60–70% (Fig. 3). In the last section (number 20) the proportion decreases to 35%, caused by the high proportion of non-indicating species (59% of the points theoretically achievable could not be classed in trophic categories). Local minima of the points in the oligo- plus oligo-mesotrophic categories are in the sections 5 and 11 (Fig. 3). They are also accompanied by high proportions of non-indicating points. Over the whole stretch of the stream Lauterbach the proportion of points in the meso- to polytrophic category remains at a more or less constant level of about 8% of the theoretically achievable points. The maxima of 18% are situated in the sections 2 and 19. This is caused by the presence of the tolerant species *Fontinalis antipyretica* in section 2 and by the occurrence of the more eutrophic species *Zannichellia palustris* and *Elodea canadensis* in section 19.

### 4.3 Diatoms

A total of 164 taxa was found in the 60 samples. Dominating species (i.e. missing in less than 5 of 20 samples in each of the 3 sampling occasions) are *Achnanthes minutissima* KÜTZING, *Achnanthes minutissima* var. *gracillima* (MEISTER) LANGE-BERTALOT, *Amphora pediculus* (KÜTZING) GRUNOW, *Cocconeis placentula* EHRENBERG, *Cymbella microcephala* GRUNOW, *Denticula tenuis* KÜTZING, *Diatoma moniliformis* KÜTZING and *Gomphonema lateripunctatum* REICHARDT & LANGE-BERTALOT. Each of these taxa shows a more or less constant distribution over the whole stretch of the stream Lauterbach and is classified according to the 20-points-system (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1998). Of the taxa mentioned above only *Achnanthes minutissima* var. *gracillima* has its trophic location exclusively in the oligotrophic category, whereas *Cymbella microcephala* and *Gomphonema lateripunctatum* are most prevalent in the oligotrophic category. The other species are more or less nutrient tolerant, *Diatoma moniliformis* has its main distribution in the eu-polytrophic category.

Furthermore the occurrence of *Epithemia goeppertiana* HILSE is striking. Directly at the spring of the stream Lauterbach (site 1) this species has an abundance of up to 34%, whereas the taxon is missing or very rare at the other sites. This species could not yet be classified in trophic categories for running waters.

With the exception of the spring (site 1) the distribution of points for the diatoms shows a quite small proportion of non-indicating points, i.e. a value below 10% (Fig. 2). The proportion of points in the oligotrophic category slightly increases from the spring to the mouth of the stream Lauterbach (from 33% at site 1 to approx. 64% at site 18, the last two sites 19 and 20 however have a proportion of approx. 40%) (Fig. 3). The maximum of points in the oligotrophic category (67%) is situated at site 16. The points in the meso- to hypertrophic categories remain almost constant. Minima

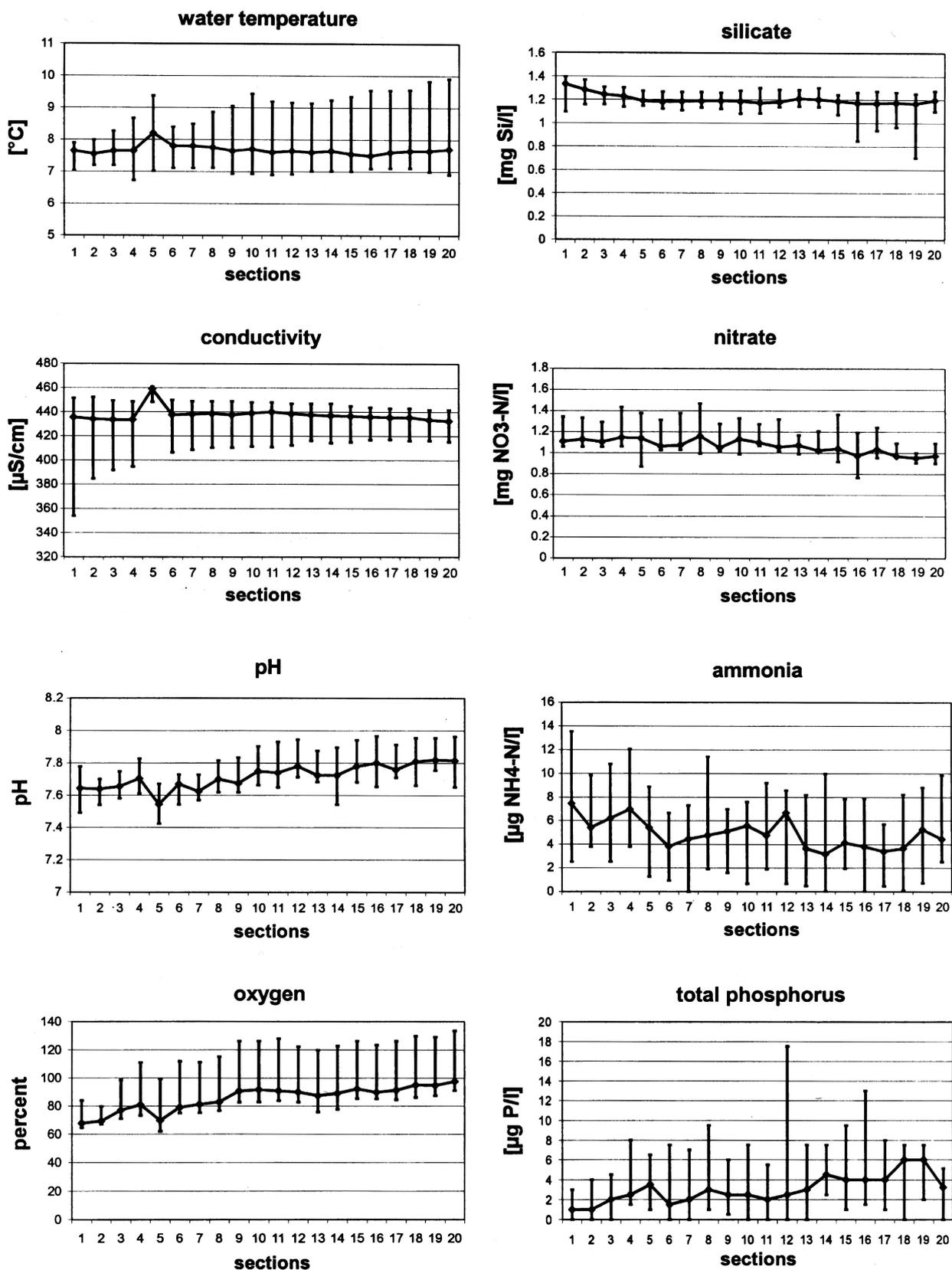


Fig. 1. Water chemical and physical parameters in the stream Lauterbach (displayed are the median, 90%- and 10%-percentile).

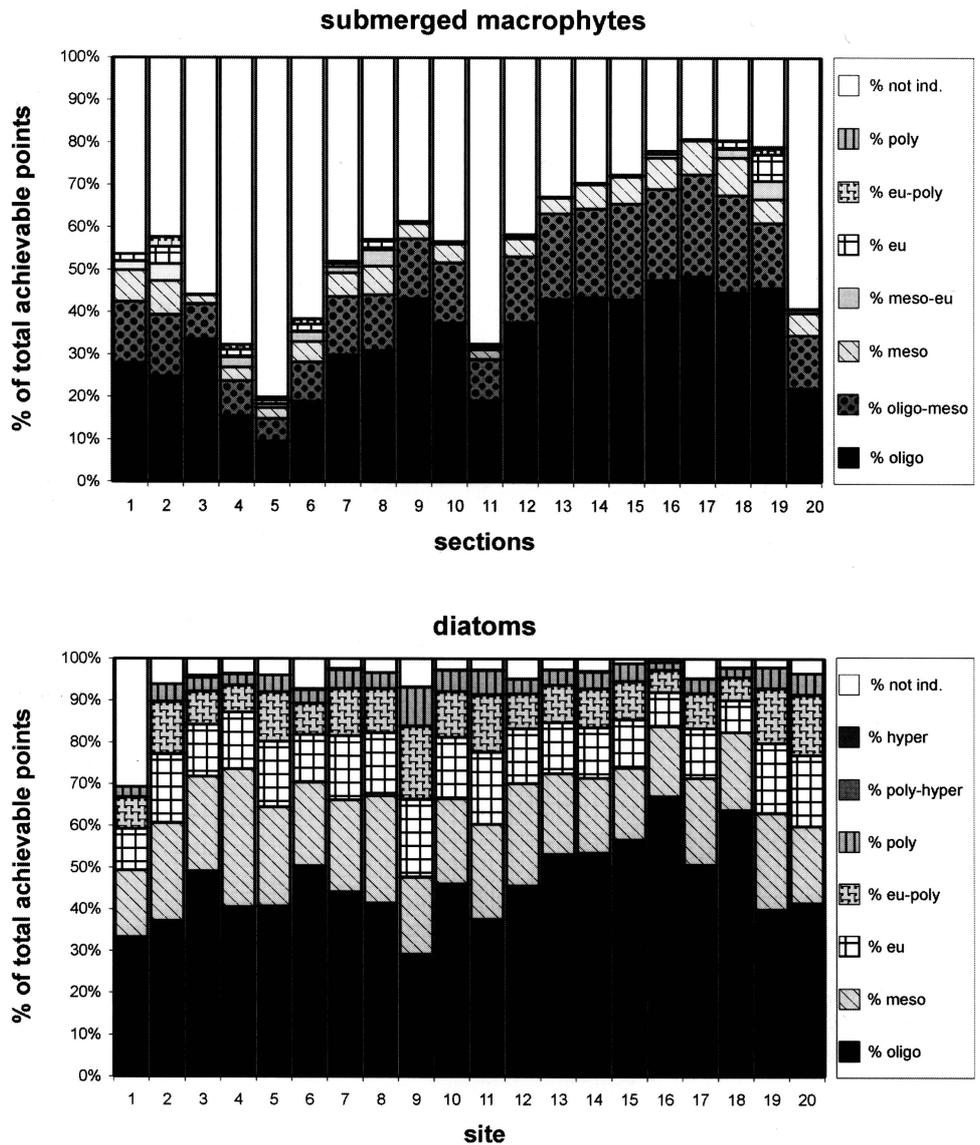


Fig. 2. Trophic points in the sections (macrophytes) resp. sampling sites (diatoms) in the stream Lauterbach.

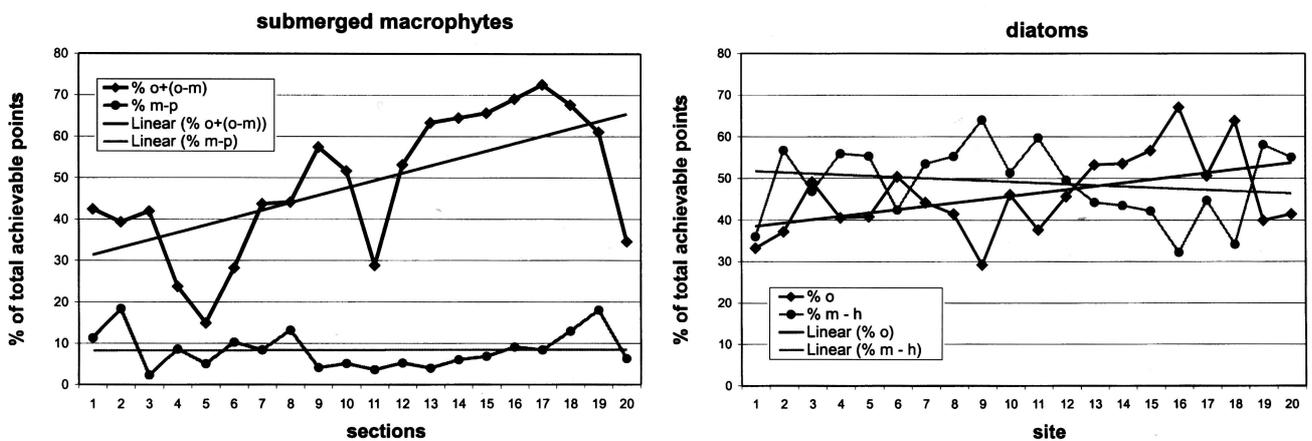


Fig. 3. Sum of trophic points in the oligotrophic (diatoms) resp. the oligo- plus oligo-mesotrophic (macrophytes) categories and the meso-trophic category plus those of higher nutrient loading in the stream Lauterbach.

in the oligotrophic category parallel maxima in the meso-hypertrophic category and vice versa. The only exception is site 1, caused by the presence of the non-indicating *Epithemia goeppertiana*.

## 5. Discussion

The categorization of the trophic points for the diatoms ranges from oligotrophic to hypertrophic without any transitional categories between oligo-, meso- and eutrophic. In contrast the system for the macrophytes ranges from oligotrophic to polytrophic, including every transitional category. Therefore in analyzing the data the problem of allocating the transitional categories arises. For this reason setting up a mathematical equation is a problem. Since the 20-points-distribution is still in its testing phase, a suitable system to calculate a trophic index for individual sections or study sites needs to be developed. The construction of any new calculation method would have to take into consideration different types of running waters as well as different trophic loadings.

Of the 4 dominating macrophyte species *Chara hispida* and *Cratoneuron commutatum* are classified in trophic categories for running waters (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1998). *Chara hispida* (18 points in the oligotrophic category, 2 in the oligo-mesotrophic) is widely accepted as an indicator for nutrient poor conditions (MELZER 1993; BORNETTE et al. 1996; CARBIENER et al. 1990; KOHLER et al. 1994). However there are hardly any publications on the nutrient preferences and tolerances of *Cratoneuron commutatum* available. The species *Agrostis stolonifera* and *Mentha aquatica* have to be regarded as nutrient tolerant (HASLAM 1987; ROBACH et al. 1996), even if *Mentha aquatica* sometimes grows in a community with *Chara hispida* (BORNETTE et al. 1996). The five remaining dominant macrophyte species (*Chara intermedia*, *Chara aspera*, *Chara delicatula*, *Juncus articulatus* and *Juncus subnodulosus*) mostly occur under nutrient poor conditions.

In contrast to the macrophytes only *Achnanthes minutissima* var. *gracillima* of the 8 dominating diatom species is considered as strictly oligotrophic (HOFMANN 1994; LANGE-BERTALOT 1996). *Cymbella microcephala* and *Gomphonema lateripunctatum* are regarded as nutrient tolerant but have their ecological optimum in the oligotrophic category. All other diatom species are more or less tolerant (HOFMANN 1994; LANGE-BERTALOT 1996), *Diatoma moniliformis* even shows its main distribution in the eu-polytrophic category (LANGE-BERTALOT 1996; PIPP & ROTT 1993).

The chemical measurements support the classification of the stream Lauterbach as an oligotrophic stream. The parameters measured are affected neither by the golf course in sections 3 to 5 nor by the inflow in section 18 in a definite way (Fig. 1).

Overall the proportion of points in the oligo- plus oligo-mesotrophic category of the macrophytes shows an increas-

ing tendency from the spring to the mouth of the stream Lauterbach (Fig. 3). However, in sections 3 to 5, sections 9 to 11 and sections 18 to 20 there is a noticeable decrease in that proportion. The sections 3 to 5 are situated within the golf course, and considerable amounts of green algae cover the submerged plants at times. At the beginning of section 9 a small pipe having its source in the neighbouring grass land flows into the stream Lauterbach. The same place is also used as a small resting place for hikers. Noticeable amounts of waste can be found especially in section 11. In section 18 a small, obviously nutrient enriched stream flows into the stream Lauterbach. Just below this site distinct coverings of green algae develop especially in winter. So each of the three declines in oligotrophic plus oligo-mesotrophic points is associated with a more or less obvious input of nutrients or some other perturbation influencing the stream Lauterbach, even if they are not detectable by the water chemical parameters measured. There are several reasons why those influences may not be traceable with water chemical parameters:

1. The nutrients are diluted by the water of the stream Lauterbach, so that the increase in concentration is too small to be detected.
2. The nutrient input into the creek is discontinuous, depending on the precipitation, i.e. can be detected only after certain incidents.
3. The nutrients have been retained in the sediment, so they are available for the plants but not detectable in the water.

The diatoms do not reflect this development as clearly. The samples were taken from a distinct point at the beginning of every mapping section, whereas the macrophytes were mapped along stretches of the running water. Therefore their composition represents the integrated trophic situation over whole sections. The reaction of the diatoms to nutrient input depends on whether the sampling site lies within the range of this influence. If the sampling site for example lies near a diffuse groundwater inflow the reaction may be overcast by the groundwater influence. Whereas the diatoms show no reaction to the golf course, site 9 shows the minimum of points in the oligotrophic category and sites 19 and 20 have a lower proportion of points in the oligotrophic category than the sites upstream.

For both macrophytes and diatoms the main proportion of points is generally in the oligotrophic category. In case of the diatoms the number of points in the oligotrophic category only slightly increases towards the mouth of the stream Lauterbach whereas for the macrophytes the amount of these points combined with the points in the oligo-mesotrophic category shows an obvious increase. This is due to the fact that downstream Characeae become more and more abundant. The general decrease of shading and the reduced influence of the spring with its characteristic physical conditions (low oxygen, constant and relatively cold temperature) influence the growth of submerged plants. The oligotrophic

Characeae only dominate if there is little or no shade. For this reason the abundance of shadow and nutrient tolerant species, such as *Nasturtium officinale* and *Fontinalis antipyretica*, in shaded sections (sections 1 to 7) is easily overestimated.

The proportion of points in the mesotrophic category plus those of higher nutrient loading remains for both the macrophytes and the diatoms almost constant from the spring to the mouth of the creek. For the macrophytes this proportion amounts to approx. 8% of the total proportion of points whereas it is approx. 50 % for the diatoms (from 32% at site 16 to 64 % at site 9). This can be explained by the high proportion of nutrient tolerant diatom taxa. Of the dominating diatom species mentioned only *Achnanthes minutissima* var. *gracillima* is located exclusively in the oligotrophic category. All other taxa also have points in the mesotrophic (*Gomphonema lateripunctatum*), the eutrophic (*Cymbella microcephala*, *Denticula tenuis*) and even the polytrophic category (*Achnanthes minutissima*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Diatoma moniliformis*, the latter is characterized by points exclusively in eutrophic to polytrophic categories). The high nutrient tolerance of these species is reflected by the 20-points-distribution and results in a comparatively high proportion of points in the upper trophic categories.

Summarizing the results one can conclude that particularly the macrophyte vegetation reflects both the overall oligotrophic character and the external influences caused by inflows and by the surrounding area of the stream Lauterbach. Once a suitable calculation method for a trophic index is developed it will be possible to adjust the macrophyte based and the diatom based systems to one another and to eventually use this system to indicate the trophic situation of running waters.

**Acknowledgements:** We would like to thank E. SANDMANN and A. HOLZAPFEL for critically reading the manuscript. The project was financially supported by "Bund der Freunde der TU München".

## References

- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1996): Flüsse und Seen in Bayern – Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995, Wasserwirtschaft in Bayern Heft 29.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern – Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Informationsberichte Heft 4/98.
- BEST, E. P. H. (1982): Effects of water pollution on freshwater submerged macrophytes. *Water pollution and management reviews* 1982: 28–56.
- BORNETTE, G., GUERLESQUIN, M. & HENRY, C. P. (1996): Are the Characeae able to indicate the origin of groundwater in former river channels? *Vegetatio* 125: 207–222.
- BRAUN, W. & HEINZMANN, K. (1988): Auswirkungen der Münchener Trinkwassergewinnung im Oberen Loisachtal. *GWF Wasser Abwasser* 129, Heft 3: 135–146.
- CARBIENER, R., TREMOLIERES, M., MERCIER, J. L. & ORTSCHIED, A. (1990): Aquatic communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio* 86: 71–88.
- CASPER, H. & KARBE, L. (1966): Trophie und Saprobität als stoffwechselfeldynamischer Komplex. *Arch. Hydrobiol.* 61: 453–470.
- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung) (1996): Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- DIN-Norm 4049, Teil 2 (1990): Hydrologie, Begriffe der Gewässerbeschaffenheit. Berlin.
- FARMER, A. M. (1990): The effects of lake acidification on aquatic macrophytes – a review. *Environm. Pollution* 65: 219–240.
- GARG, P. & CHANDRA, P. (1990): Toxicity and accumulation of chromium in *Ceratophyllum demersum*. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 44: 473–478.
- GUPTA, M., SINHA, S. & CHANDRA, P. (1996): Copper-induced toxicity in aquatic macrophyte, *Hydrilla verticillata*: effect of pH. *Eco-toxicology* 5: 23–33.
- HASLAM, S. M. (1987): *River Plants of Western Europe*. Cambridge University Press. 512 pp.
- HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30: 1–241.
- KOHLER, A. & SCHIELE, S. (1985): Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen. *Arch. Hydrobiol.* 103/2: 137–199.
- HEIMBERGER, K. & ZELTNER, G.-H. (1994): Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung 1973 bis 1992. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 1*.
- KOLKOWITZ, R. & MARSSON, M. (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 2: 126–152.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa 2(1). pp. 876. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- LANGE-BERTALOT, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 633–677.
- MAUCH, E. (1992): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. *Limnologie aktuell* 3, pp. 205–217. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- HAMM, A., HEUSS, K., SCHMEDTJE, U. & SCHMIDT, W. D. (1998): Hinweise zur Kartierung der Trophie in Bayern. *Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung*, Stand 22.05.1998: 1–7.
- MELZER, A. (1988): *Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen*. Habilitationsschr., Techn. Univ. München.
- (1993): Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 47: 156–172.
- & ROTHMEYER, E. (1983): Die Auswirkung der Versauerung auf die beiden Arberseen im Bayerischen Wald auf die Makrophytenvegetation. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 54: 9–18.

- MURPHY, T. P. & RILEY, J. P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Analytica Chimica Acta* **27**: 31–36.
- PIPP, E. & ROTT, E. (1993): Ökologische Wertigkeit österreichischer Fließgewässer nach dem Algenaufwuchs. Blaue Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Wien: 1–147.
- ROBACH, F., THIEBAUT, G., TREMOLIERES, M. & MULLER, S. (1996): A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in North-East France. *Hydrobiologia* **340**: 67–76.
- ROELOFS, J. G. M. (1983): Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands – I. Field observations. *Aquatic Botany* **17**: 139–155.
- TREMP, H. & KOHLER, A. (1995): The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta Bot. Gallica* **142**: 541–550.
- VAN DEN BRINK, P. J., HARTGERS, E. M., FETTWEIS, U., CRUM, S. J. H., VAN DONK, E., BROCK, T. C. M. (1997): Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide Linuron. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **38**: 13–24.
- WILD, V. & KUNZ, M. (1992): Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter Strukturparameter. *Limnologie aktuell* **3**, pp. 219–251. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

Received: May 5, 1999

**Authors' address:** SUSANNE SCHNEIDER, Limnologische Station der TU München, Hofmark 3, D - 82393 Iffeldorf; Tel.: +49 8856 81027; e-mail: susi@limno.biologie.tu-muenchen.de

Limnologische Station der Technischen Universität München, Iffeldorf, Germany

## The Importance of Submerged Macrophytes as Indicators for the Nutrient Concentration in a Small Stream (Rotbach, Bavaria)

ANGELA SCHORER, SUSANNE SCHNEIDER &amp; ARNULF MELZER

With 5 Figures and 2 Tables

Key words: Submerged macrophytes, running water, nutrient, sediment, bioindicator

### Abstract

The relationship between the macrophyte vegetation and the nutrient concentration of the water and the sediment of a stream was studied. The small stream is fed by calcareous groundwater. The alteration in the macrophyte vegetation of the stream Rotbach from oligotrophic community towards more eutrophic species is associated with an increasing concentration of nutrients in the sediment. Particularly the concentration of SRP-P in the interstitial water changes significantly.

In terms of the macrophyte vegetation the stream can be divided into 4 floristic zones, A–D. The zones are labelled in a sequence according to their sediment's nutrient content. The chemical analyses of the water and the sediment show the highest concentrations in zone D. It is characterized by the presence of *Zannichellia palustris*. The zones A–C have almost the same very low nutrient concentration in the water but show a different content of nutrients in the sediment, particularly of the SRP-P in the interstitial water. Zone A which is dominated by *Chara hispida* shows the lowest SRP-P in the interstitial water. Within zone B which is characterized by *Mentha aquatica* and *Nasturtium officinale* and even more in zone C where *Chara hispida* is less abundant and *Elodea canadensis* occurs, the SRP-P content is elevated.

The nutrient concentration in the sediment is clearly associated with changes in the macrophyte vegetation of the stream Rotbach.

### 1. Introduction

Due to nutrient enrichment the ecosystem "running waters" has frequently become an endangered environment. A new valuation system needs to be designed to enable the assessment of the extent of eutrophication as a basis for restoration and protection of running waters.

Today, the classical method for the categorisation of running waters according to KOLKWITZ & MARSSON (1908) is no longer sufficient. This method is only capable to assess the water pollution by organic biodegradable materials, but not

by anorganic nutrients. Nowadays, due to the effect of efficient waste water plants, streams and rivers are, to a large extent, no longer subject to high loads of organic waste. Consequently, the concentration of inorganic nutrients like nitrate, ammonia, and phosphate gain more and more importance. In particular, this concerns the rural areas where sewage treatment plants often do not comprise phosphorus elimination and denitrification stages.

Besides those punctual sources, the biggest part of the nutrient load in running waters originates from diffuse sources like agricultural areas (LAWA 1996). Therefore in recent years, increased efforts have been made to assess the nutrient content of running waters. The map of the trophic situation of Bavarian water bodies dating from 1995 subdivides the lotic systems in plankton-, periphyton- and macrophyte-dominated running waters (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen 1996). Within these three categories different parameters are used for the assessment of the trophic situation (MAUCH 1995, 1998). The Bavarian project "Mapping of the trophic status in running waters" resulted in a new scheme to classify the trophic situation of periphyton- and macrophyte-dominated running waters (SCHMEDTJE et al. 1998).

The present publication shall contribute to answer the following questions:

- Can a change of vegetation in a running water indicate differences in nutrient concentration?
- To which extent can the nutrient concentration of a running water be determined from the presence of certain macrophyte communities?

The stream Rotbach which shows a great variety of macrophyte communities on a length of only 2 km was chosen for the investigations. The vegetation communities are quite sharply separated without large transition zones.

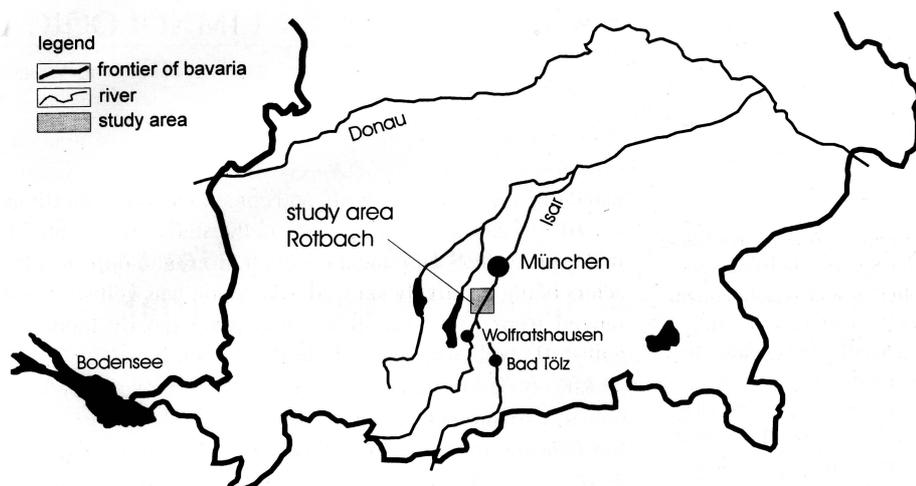


Fig. 1. Location of the study area Rotbach in Bavaria.

## 2. Study area

The stream Rotbach is situated in the so-called “Wolfratshausener Becken”, a glacial basin just in front of the Bavarian alps. Its source lies south of Munich in the water-meadows of the River Isar (Fig. 1). The total length of the stream up to the River Isar is about 3 km. Its width is rarely more than 2 m, and the average depth is 0.6 m. The stream Rotbach is a typical stream feed by groundwater. The average flow rate is 70 l/s, and the average water temperature is 9 °C, both with very small annual variations (WWA Weilheim, person. commun.).

The beginning of the stream Rotbach is surrounded with primordial woodlands. After about 1 km the Rotbach flows through a small village named Aumühle (about 50 inhabitants) and, thereafter, through a commercial fish farming plant. There is no direct drainage of waste water into the Rotbach. The study area ends 500 m downstream from the fish farming plant.

## 3. Materials and Methods

### 3.1. Vegetation survey

The stream was divided into 14 mapping sections of different length. The divisions were based on uniformity of morphological characteristics, substrate conditions, flowing velocity and homogeneity of vegetation (for details see MELZER 1993; KOHLER & JANAUER 1995). In July 1997, in each section the quantity of submerged species was estimated based on a five degree scale: 1 = very rare; 2 = rare; 3 = common; 4 = frequent; 5 = abundant, predominant.

The identification quantities “Relative Areal Length” (RAL) and “Average Mass Index” (AMI) according to KOHLER et al. (1997b) were calculated in the elaboration of the survey results.  $RAL_{(z)}$  (in percent) indicates the areal length where each species occurs in relation to the length of the zone.  $AMI_{(z)}$  shows a scaling from 1 to 5 according to the above mentioned five degree scale. It indicates the quantity distribution of the species within a zone.

$$RAL_{(z)} (\%) = \frac{\sum_{i=1}^n L_i}{L_z} \times 100 \quad AMI_z = \sqrt[3]{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \times L_i)}{L_z}}$$

Where:  $L_i$  = areal length in metres where each species occurs;  $L_z$  = length in metres of a zone;  $M_i$  = quantity 1–5 of a species in a section according to the five degree scale.

### 3.2. Water – chemical analyses

Water samples were taken every 3 weeks from May to November 1997 at 13 sampling sites. The parameters given in Table 1 were determined on each sampling day. All samples except those for the determination of total phosphorus were filtered (45 µm).

### 3.3. Analyses of the sediment

At the sampling sites sediment cores were taken within dense patches of macrophytes in June and September 1997. Two parallel sediment samples were taken on every location and every day. The upper 150 mm of the sediment were sampled with a transparent tube (polyacryl, 60 mm diameter). In order to analyze the interstitial water, 100 g of the stirred sediment were mixed with 150 ml aqua bidest, shaken and filtered. The parameters SRP, ammonia, nitrite, and nitrate were determined (for method and equipment see Table 1).

Table 1. Parameter and method of chemical water analyses.

Parameter	Method
Total phosphorus	Nanocolor 300D, MACHEREY & NAGEL
SRP	MURPHY & RILEY (1962)
Ammonia	DIN 38 406 E5-1 (DEV 1996)
Nitrite	DIN 83 405-D10 (DEV 1996)
Nitrate	Ion Chromatograph Dionex (Column: AS4A, IonPac; Measuring cell: Aniondiaphragm suppressor, AMMS-2 P/N 38019; Eluent: 1.8 mM Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> , 1.7 mM NaHCO <sub>3</sub> )

**Table 2.** Parameter and method of analyses with dry sediment.

Parameter	Method
Total nitrogen	CN-Analyser NA 1500
Total phosphorus	100 mg of the ground sediment were mixed with 1 ml of nitric acid (65%). The samples were kept in a pressure-tight container for 8 hours at 160°C. After that, the samples were filtered (0.45 µm) and filled up with aqua <sub>bidest</sub> to 100 ml. The following analysis of SPR was performed according to MURPHY & RILEY (1962).

The analyses given in Table 2 were performed with dried sediment. First it was sieved to 2 mm grain size and ground afterwards.

### 3.4. Statistics

Boxplots were used to display the results. They were calculated with the statistic program package SPSS 7.0. The box denotes the median and the interquartile range of the variables. The “whiskers” indicate maximum and minimum values. Separately shown circles denote “stray shots” (1.5–3 boxlengths apart from the median) and asterisks mark extrema (> 3 boxlengths apart from the median).

A non-parametric test method was preferred because a normal distribution of the data could not be assumed. The Kruskal-Wallis-test was used to identify distinctions among non-related samples. In case of significant distinction the Mann-Whitney-U-test was used to compare all groups two by two. The tests were performed on a significance level of  $\alpha = 0.05$ .

## 4. Results

### 4.1. Macrophyte mapping

A total of 26 taxa of submerged macrophytes were found in the stream Rotbach. Five of them were Bryophytes (Fig. 2; the Bryophytes are given summarized). In section 1 near the source *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale* and various Bryophytes dominate the aquatic vegetation. In sections 2–8 *Chara hispida*, *Juncus subnodulosus* and *Groenlandia densa* prevail. *Mentha aquatica* is still found but is less frequent. Its quantity in sections 4–8 is “very rare” to “rare”. In sections 9 and 10 the stream Rotbach flows into the village Aumühle. In these mapping sections the submerged vegetation shows a clear cut. The prevailing species of the upstream sections vanish completely and, instead, *Elodea canadensis* and *Ranunculus trichophyllus* appear “frequently”. Two species already found near the source of stream – *Nasturtium officinale* and *Mentha aquatica* – are “common” in section 9. In section 12 the Rotbach flows through the commercial fish farming plant. In this mapping section *Zannichellia palustris* is occurring for the first time. It dominates the vegetation together with *Berula erecta* and *Ranunculus*

*trichophyllus*. *Elodea canadensis* was found in a branch with reduced flowing velocity within the fish farming region.

In order to enable the comparison of the different regions of the stream Rotbach, floristic zones, so-called species groups, were defined. They are based on the predominant macrophytes. Four species groups could be differentiated:

- Species group I: *Chara hispida*, *Potamogeton coloratus*, *Juncus subnodulosus*, *Groenlandia densa*
- Species group II: *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale*
- Species group III: *Ranunculus trichophyllus*, *Elodea canadensis*
- Species group IV: *Zannichellia palustris*, *Berula erecta*.

By means of these species groups the following zones A to D in the stream Rotbach were defined (Fig. 2):

- Zone A: Characterized by the species group I. It is subsequent to the source region of the Rotbach and extends to the beginning of the village Aumühle.
- Zone B: Characterized by the species group II. It is located at the source region of the Rotbach.
- Zone C: Characterized by the species group III. It comprises the course of the stream Rotbach within the village Aumühle up to the entrance of the fish farming plant. *Elodea canadensis* and *Ranunculus trichophyllus* are appropriate, both of which are strongly represented in zones C and D. However, zone C is characterized by the absence of *Zannichellia palustris*.
- Zone D: Characterized by the species group IV. It links up with zone C and extends to the end of the study area. Zone D can clearly be separated from zone C by the presence of *Zannichellia palustris* and *Berula erecta* (species group IV).

In order to verify the differences of the macrophytic vegetation within the zones the “Relative Areal Length” and “Average Mass Index” (KOHLER et al. 1997b) were calculated for the dominating species within each zone (Fig. 3).

### 4.2. Water chemistry and sediment analyses

The results of the chemical analyses of the water body allow a clear differentiation between the zones A–C (region upstream of the fish farming plant) and zone D (region including the fish farming plant and the downstream area) (Fig. 4). The concentrations of ammonia, SRP-P and total phosphorus (TP) in zone D are significantly elevated compared to the preceding zones. Moreover, the results of the sediment analysis, particularly the SRP-P concentration in the interstitial water, clearly show differences among zones A–C (Fig. 5).

In the interstitial water of zone B the high NO<sub>3</sub>-N-content (1039 µg/l) and the high SRP-P-content (39 µg/l) are obvious (Fig. 5). They are significantly higher than downstream in zone A. Total phosphorus and ammonia are barely measurable in the interstitial water. The nutrient concentrations of the water body are generally at a very low level (Fig. 4).

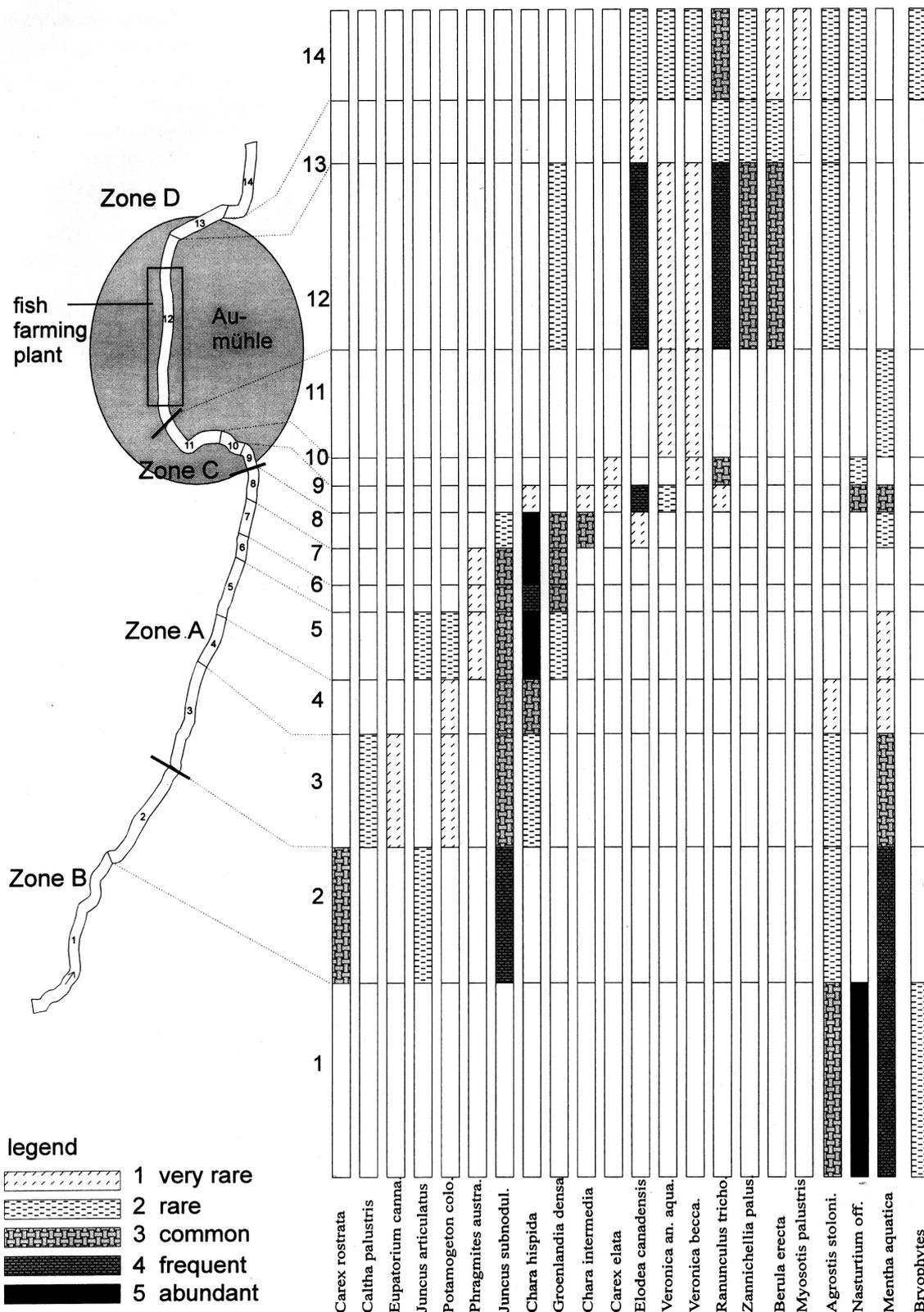


Fig. 2. Quantity of species in the mapping sections 1–14 categorized by a five degree scale.

According to the increased flow rate diffuse groundwater infiltration can be assumed in zone A. It shows extremely low nutrient concentrations within the water body as well as in the sediment. The levels of SRP-P in the water body (median < 5 µg/l) and in the interstitial water (median < 10 µg/l) are the lowest of the stream. They differ significantly from the other zones.

In general, zone C shows elevated nutrient concentration compared to zones A and B. Looking at the water body, the differences are small, although some stray shots in the TP-, the SRP-P- and the NH<sub>4</sub>-N-concentrations indicate short term afflux of nutrients (Fig. 4). Significant differences between zones A and C could be measured in the SRP-P concentration of the interstitial water (31 µg/l) and the TP content (50 mg/100 g of dry sediment). The ammonia concentration however stays at the same level as in zone A. Zone B and zone C show similar concentrations of SRP-P in the interstitial water, but NH<sub>4</sub>-N and TP are significantly higher in zone C than in zone B.

Zone D differs from all the other zones in far higher SRP-P-, TP-, and NH<sub>4</sub>-N-concentrations in the water body (Fig. 4). NH<sub>4</sub>-N (65 µg/l) shows a 6-fold and SRP-P (15 µg/l) a 3-fold increase compared to the other zones. In the sediment very high SRP-P-concentrations (up to 347 µg/l) and TP content (200 mg/100 g DS) are measured (Fig. 5).

### 5. Discussion

Macrophytes have previously been used for the evaluation of running waters (CARBIENER et al. 1990; EGLIN et al. 1997; JANAUER 1981; JUNGE et al. 1990; KOHLER et al. 1997a; KOHLER et al. 1994; KOHLER & KUTSCHER 1976; MELZER & ZIMMERMANN 1992; MONSCHAU-DUDENHAUSER 1982; SEITZ 1993; VAN DER BRINK et al. 1992). Up to now, however, it was not possible to establish a generally applicable macrophyte index to assess the trophic situation of running waters. First attempts to develop a scheme to classify the trophic situation in periphyton- and macrophyte-dominated running waters have been made by SCHMEDITJE et al. (1998) and SCHNEIDER et al. (2000). As

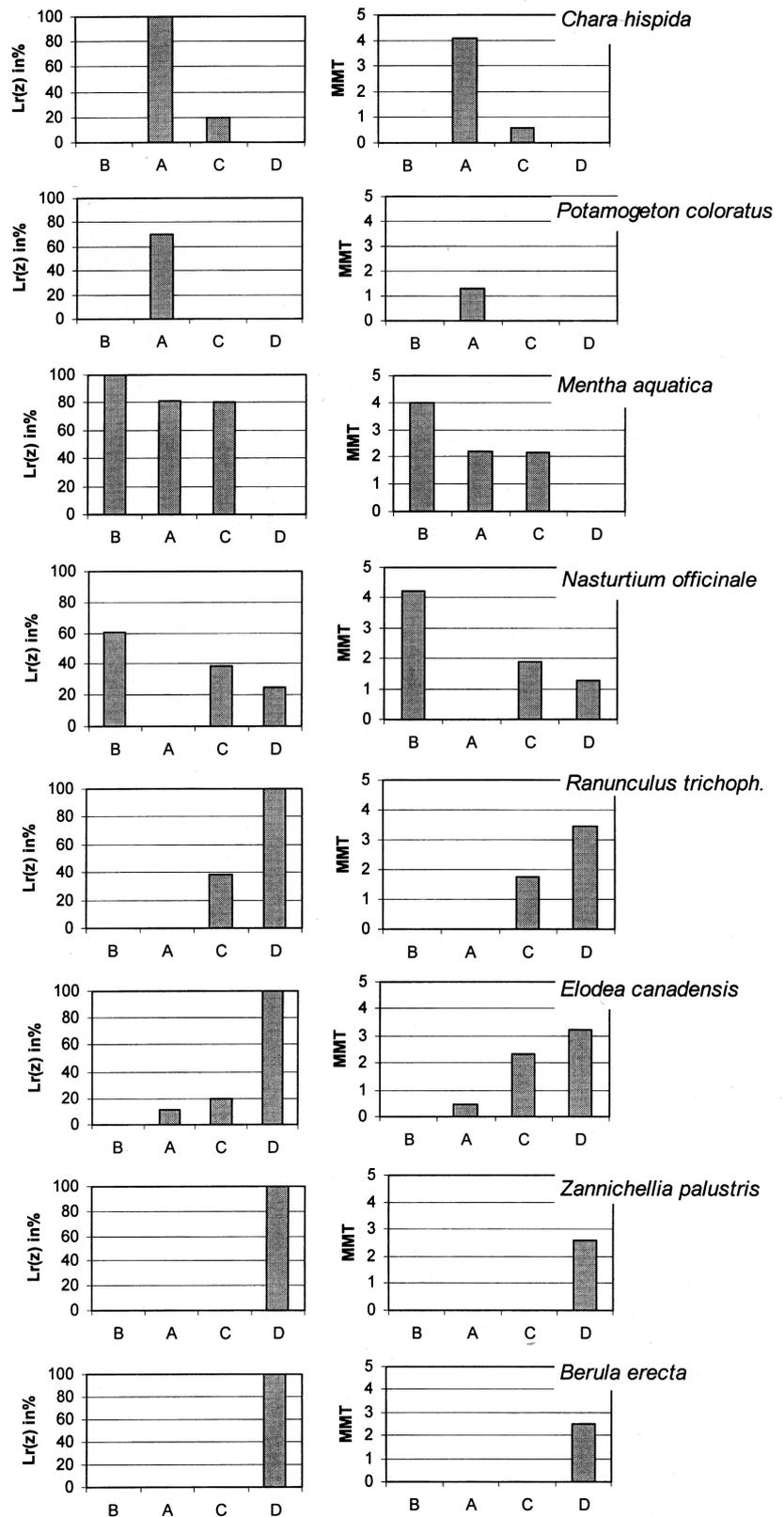


Fig. 3. "Relative Areallength" [L<sub>r(z)</sub>] and "Average Mass Index" (AMI; see MMT) of the stream Rotbach in the zones A to D.

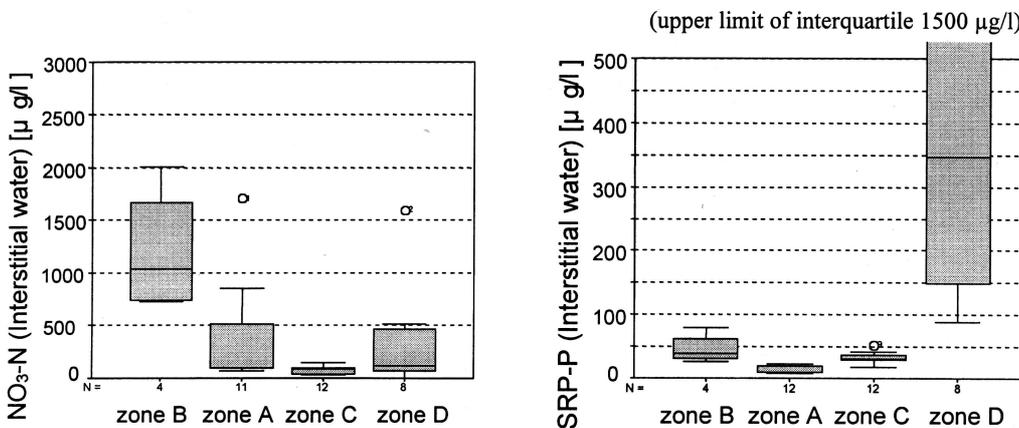
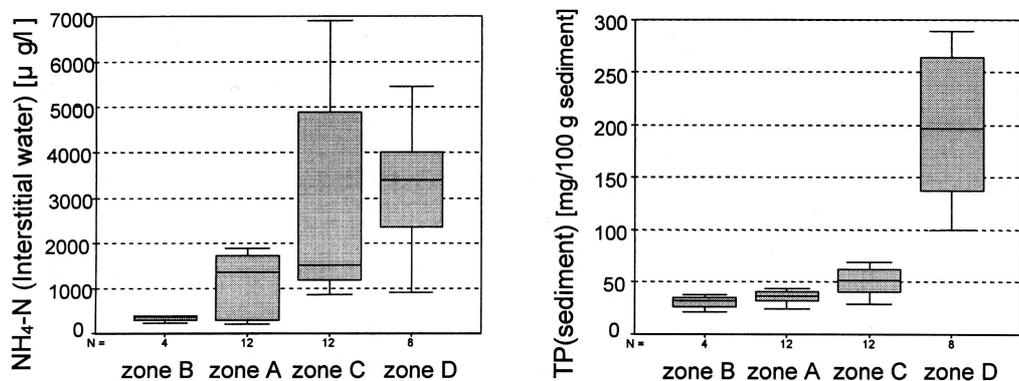
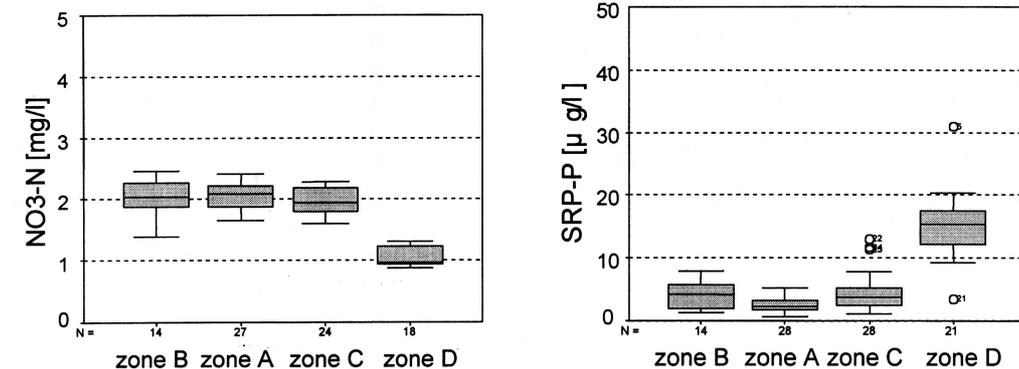
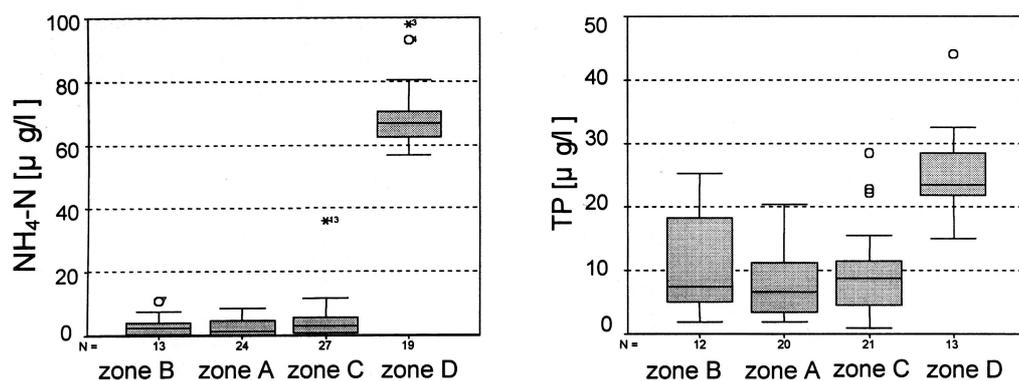


Fig. 4. Nutrient concentration in the water body of the stream Rotbach in the zones A to D.

Fig. 5. Nutrient concentration in the sediment of the stream Rotbach in the zones A to D.

shown in the present publication, macrophytes can be used to obtain a classification of a running water. It goes along with differences in the nutrient concentrations of the water and the sediment. The zoning, however, is valid only for the particular case of the running water investigated and cannot easily be transferred to other water bodies, because every stream has its individual composition of flora and fauna. Therefore, the specific species groups have to be determined for every particularly running water (KOHLER & JANAUER 1995).

*Chara hispida* and *Potamogeton coloratus* are widely accepted as indicators for calcareous waters with very little nutrients (BORNETTE et al. 1996; KOHLER et al. 1997a; CARBIENER et al. 1990). This is also true for zone A of the stream Rotbach. Zone A shows the lowest nutrient content within the stream Rotbach. Only within this zone *Chara hispida* and *Potamogeton coloratus* were able to establish themselves.

*Mentha aquatica*, which belongs to species group II that characterizes zone B, is as well strongly represented in the zones A and C. However, in zone B it occurs in a larger quantity. *Mentha aquatica* and *Nasturtium officinale* have to be regarded as nutrient tolerant (BORNETTE et al. 1996; KOHLER et al. 1997b; SCHMEDTJE et al. 1998). In comparison to zone A, zone B shows a higher concentration of  $\text{NO}_3\text{-N}$  and SRP-P in the interstitial water. The source region, zone B, is situated in the woodlands and therefore it is much more shadow influenced than the other zones of the stream Rotbach. This might be a reason for the generally low presence of macrophytes in zone B and for the absence of *Chara hispida* and *Potamogeton coloratus*. However, both species have already been observed under similarly poor light conditions (unpublished data). *Chara hispida* and *Potamogeton coloratus* are known to be clearly oligotrophic species (BORNETTE et al. 1996; KOHLER et al. 1997a; CARBIENER et al. 1990). Therefore the elevated concentration of SRP-P in the interstitial water could also be a reason for their absence in zone B.

Zone C can be characterized by the presence of *Elodea canadensis* and *Ranunculus trichophyllus*. The occurrence of *Elodea canadensis* indicates a higher concentration of nutrients either in the water body or in the sediment (KOHLER et al. 1997a; MELZER & ZIMMERMANN 1992). *Ranunculus trichophyllus* is regarded as nutrient tolerant (KOHLER et al. 1997a). Zone C of the stream Rotbach is situated near the village where a slight eutrophication can be expected. In this case, however, the disappearance of oligotrophic species like *Chara hispida* and *Potamogeton coloratus* and the occurrence of the more eutrophic *Elodea canadensis* cannot be explained by the nutrient concentrations of the waterbody. The nutrient concentrations in zone C show no significant differences to the preceding zone A. In contrast, the sediment of zone C shows a higher SRP-P concentration than zone A. Zone A and C are exposed to moderate shadow and low flowing velocity. The change in the species composition of submerged macrophytes in the stream Rotbach therefore cannot be attributed to a change in the morphological charac-

teristics. In fact, the change in vegetation from oligotrophic species in zone A towards a more eutrophic community in zone C is clearly reflected in the elevated SRP-P concentration in the interstitial water.

*Elodea canadensis* is considered to be an indicator for ammonia (JUNGE et al. 1990) because its nitrogen demand is primarily supplied by ammonia rather than by nitrate (MELZER & KAISER 1986). Although the highest concentrations of ammonia in the interstitial water were found in *Elodea canadensis* patches, no general increase of the ammonia-concentration in the sediment of zone C could be observed.

The reappearance of *Mentha aquatica* and *Nasturtium officinale* in zone C shows some resemblance to zone B which is reflected also in the similar concentrations of SRP-P in the interstitial water of the sediment.

Zone D can be clearly separated from zone C by the occurrence of *Zannichellia palustris* and *Berula erecta*. Zone D represents the most eutrophic section of the stream Rotbach. It starts at the section of the stream where it flows into the fish farming plant and extends up to the end of the study area. For all nutrient concentrations analysed the highest medians were found in zone D with the exception of nitrate in the water body. Likewise, the comparison of the sediment data reveals significantly higher concentrations of the P-fractions than in the other zones. *Zannichellia palustris* is widely accepted as an indicator for slightly to strongly polluted waters (KOHLER et al. 1994; MELZER & ZIMMERMANN 1992). For the stream Rotbach this is true for the nutrient concentrations in the water body as well as in the sediment. The flowing velocity of the stream Rotbach is at a noticeable higher level in zone D compared to the other zones. However, as *Zannichellia palustris* is found in slowly flowing waters as well as in rapidly flowing waters (KOHLER et al. 1997a; SCHÜTZ 1992), flowing velocity cannot be the crucial point for the occurrence of *Zannichellia palustris* in zone D or its absence in zone C. The changes in the submerged vegetation from zone C to zone D of the stream Rotbach clearly go along with changes in the nutrient concentrations in the water body as well as in the sediment.

The floristically determined zones of the Rotbach differ particularly in the SRP-P concentration of the interstitial water. Submerged macrophytes are capable of taking up nutrients through both roots and shoots [TWILLEY et al. (1977) in STEINBERG & MELZER (1992)]. Therefore, if a stream shows invariable morphological characteristics and chemical composition of the water body, a change in the macrophyte community can possibly be attributed to variations in the nutrient concentrations of the sediment. This is also an explanation for the occurrence of eutrophic taxa in a oligotrophic water body, as shown in zone C of the Rotbach.

**Acknowledgement:** We would like to thank EVA SANDMAN for critical reading and helpful comments on the manuscript. The project was funded by the Bavarian State Office for Water Management, Munich.

## References

- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1996): Flüsse und Seen in Bayern – Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995. – Schriftenreihe Wasserwirtschaft in Bayern **29**.
- BORNETTE, G., GUERLESQUIN, M. & HENRY, C.P. (1996): Are the Characeae able to indicate the origin of groundwater in former river channels? *Vegetatio* **125**: 207–222.
- CARBIENER, R., TREMOLIERES, M., MERCIER, J.L. & ORTSCHIED, A. (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters. *Vegetatio* **86**: 71–88.
- DEV Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1996): Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- EGLIN, I., ROECK, U., ROBACH, F. & TREMOLIERES, M. (1997): Macrophyte biological methods used in the study of the exchange between the Rhine river and the groundwater. *Water Research* **3**: 503–514.
- JANAUER, G.A. (1981): Die Zonierung submerser Wasserpflanzen und ihre Beziehung zur Gewässerbelastung am Beispiel der Fische. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* **120**: 73–98.
- JUNGE, M., MELZER, A. & ZIMMERMANN, S. (1990): Die submerse Makrophytenvegetation der Vils/Opf. Endbericht über die Untersuchungen in der Vegetationsperiode 1990. TU-München, Limnologische Station Iffeldorf.
- KOHLER, A., BLUMENTHAL, C. & ZELTNER, G.-H. (1994): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach – Ihre Entwicklung von 1972 bis 1992. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* **3**: 53–104.
- & JANAUER, G.A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, C. & BERNHARDT, H., *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed.
- & KUTSCHER, G. (1976): Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Mooses. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* **47**: 175–228.
- TREMP, H. & FRITZ, R. (1997 a): Submerse Makrophyten der südbadischen Oberrheinauen: Verbreitung, Ökologie, Bioindikation. Abschlussbericht des Forschungsvorhabens O.-Nr. U 22-95.04 im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württembergs. Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Stuttgart.
- ZELTNER, G.-H. & VEIT, U. (1997 b): Bericht des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Beiheft 4. Universität Hohenheim.
- KOLKOWITZ, R. & MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* **26a**: 505–519.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1996): Nationale Gewässerschutzkonzeption: Aktuelle Schwerpunkte. – Beschluß der 107. LAWA-Vollversammlung am 20.09.1996.
- MAUCH, E. (1998): Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* **51**: 412–431.
- HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U. & SCHMIDT, W.D. (1995): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. – Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 18.09.1995. München.
- HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U. & SCHMIDT, W.D. (1998): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. – Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 22.05.1998. München.
- MELZER, A. (1993): Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. *Münchner Beiträge zur Abwasser- Fischerei- und Flußbiologie* **47**: 156–172.
- & KAISER, R. (1986): Seasonal variation in nitrate content, total nitrogen, and nitrate reductase activities of macrophytes from a creek stream in Upper Bavaria. *Oecologia* **69**: 606–611.
- & ZIMMERMANN, S. (1992): Der Makrophytenbewuchs der Amper – Bericht über die Kartierungsaktion im Sommer 1992. TU-München, Limnologische Station Iffeldorf.
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern – dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **28**: 1–118.
- MURPHY, T.P. & RILEY, J.P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Analytica Chimica Acta* **27**: 31–36.
- SCHMEDTJE, U., GUTOWSKI, A., HOFFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern – Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg). *Informationsbericht* **4/98**.
- SCHNEIDER, S., SCHRANZ, C. & MELZER, A. (2000): Indicating the degree of trophication of flowing waters by submersed macrophytes and epilithic diatoms. *Limnologica* **30** (1): 1–8.
- SCHÜTZ, W. (1992): Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. *Dissertationes Botanicae* **192**.
- SEITZ, H.-P. (1993): Veränderungen in der submersen Makrophytenvegetation im Fließgewässersystem der Mindel (Iller-Lech-Platte) 1990 gegenüber 1976. *Bericht des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim* **2**: 171–188.
- STEINBERG, C. & MELZER, A. (1992): Stoffkreisläufe in Binnengewässern. In: BESCH, W.-K. et al., *Limnologie für die Praxis*, pp. 15–101. Landsberg.
- TWILLIEY, R.R., BRINSON, M.M. & DAVIS, G.J. (1977): Phosphorus absorption, translocation and secretion in *Nuphar luteum*. *Limnol. Oceanogr.* **22**: 1022–1032.
- VAN DER BRINK, P.J., HARTGERS, E. M., FETTWEIS, U., CRUM, S. J. H., VAN DONK, E. & BROCK, T.C. M. (1992): Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide Linuron. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **38**: 13–24.

Received: January 26, 2000

Accepted: July 20, 2000

**Authors' address:** ANGELA SCHORER, Willibaldstr.112a, 80689 München, Tel. 089/7004426, email: [Edwin.Schorer@t-online.de](mailto:Edwin.Schorer@t-online.de)

*Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206

Barbara Passauer<sup>a</sup>,  
Petra Meilinger<sup>a</sup>,  
Arnulf Melzer<sup>a</sup>,  
Susanne Schneider<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Limnologische Station der  
TU München, Hofmark 1–3,  
82393 Iffeldorf, Germany

## Beeinflusst die Strukturgüte von Fließgewässern das Vorkommen von Makrophyten?

Eine wichtige Rolle bei der integrierenden Bewertung von Fließgewässern spielt neben der Nährstoffsituation, die über die Makrophytenvegetation indiziert werden kann, die Gewässerstruktur. Die Frage nach möglicherweise bestehenden Zusammenhängen zwischen der Strukturgüte und der Makrophytenvegetation steht im Mittelpunkt der Arbeit. Im Sommer 2000 wurden in 135 Kartierabschnitten an Fließgewässern in Süddeutschland die Gewässerstruktur nach LAWA, die Makrophytenvegetation sowie ausgewählte Standortparameter kartiert. Da in Gewässern mit hoher struktureller Diversität höhere Artenzahlen zu erwarten sind als in solchen mit geringer Standortvielfalt, wurden die Artenzahlen der Makrophyten in den einzelnen Strukturgüteklassen verglichen. Bei Betrachtung aller Arten ließ sich kein statistisch signifikanter Unterschied in der Artenzahl mit sich verschlechternder Strukturgüte nachweisen. Während die Bryophyta eine signifikante Abnahme in der Artenzahl mit sich verringernder Strukturqualität zeigten, war eine leichte Zunahme bei den übrigen Lebensformgruppen erkennbar. Mit Hilfe einer Kanonischen Korrespondenzanalyse wurde die Beziehung des Parameters Gewässerstruktur zu den anderen Umweltfaktoren untersucht. Die strukturell hochwertigen Gewässer wiesen dabei eine meist hohe Fließgeschwindigkeit auf und waren stark beschattet. Diese Umweltbedingungen, die charakteristisch für die Gewässertypen höherer Lagen sind, wurden vorwiegend von den Bryophyta toleriert. Von den übrigen Lebensformgruppen bevorzugte Gewässertypen waren strukturell mehr oder weniger stark beeinträchtigt.

Ein Zusammenhang zwischen der Artenzahl von Makrophyten und der Gewässerstrukturklasse ließ sich damit bei Betrachtung aller Gewässertypen nicht nachweisen, da typspezifische ökomorphologische Parameter die Unterschiede in den Artenzahlen maskieren. Diese Einflussfaktoren werden diskutiert. Für Gefäßpflanzen und Characeen können auch beeinträchtigte Gewässer gute Lebensbedingungen bieten. Von der Strukturgütekategorie kann daher nur bei einer Differenzierung nach Gewässertyp auf die Besiedlungsbedingungen für Makrophyten geschlossen werden.

### Does the Structural Quality of Running Waters Affect the Occurrence of Macrophytes?

The morphological structure plays, besides e.g. nutrient concentration, an important role for the integrated assessment of running waters. This paper focuses on the relationship between structural quality and macrophyte vegetation. During summer 2000 structural quality according to LAWA, macrophyte vegetation, and selected habitat parameters were recorded in 135 mapping sections in running waters in Southern Germany. In streams of high structural diversity, generally higher species richness is expected than in rivers of low diversity of habitats. However, no significant differences in macrophyte species richness were detected between different classes of structural quality. In contrast, bryophytes alone showed a significant decrease in species richness with degradation of structural quality. The number of species of other macrophytes increased, respectively. The relationship between occurrence of macrophytes, structural quality, and other environmental variables was analysed using canonical correspondence analysis. Rivers of high structural quality mostly showed high flowing velocities and were heavily shaded. These environmental conditions, which characterize river types of mountainous regions, were predominantly tolerated by bryophytes. Vascular plants and charophytes generally prefer slowly flowing and unshaded habitats. River types exhibiting these environmental conditions often are more influenced by human activities and are more structurally degraded, respectively.

With respect to these fundamental differences between river types, species richness of macrophytes and class of structural quality are not correlated when all types of rivers are taken into account. Type-specific ecomorphological parameters, which conceal the differences in species richness caused by structural quality, are discussed. Structural degraded rivers can provide good environmental conditions for vascular plants and charophytes. To predict macrophyte species richness from structural quality, a differentiation of river types is essential.

**Schlagwörter:** Strukturvielfalt, Habitat, Artenzahl, Gewässertyp

**Keywords:** Structural Diversity, Habitat, Species Richness, River Type

**Correspondence:** S. Schneider, E-mail: susi.schneider@wzw.tum.de

B. Passauer et al.

## 1 Einleitung

Makrophyten (untergetaucht lebende, frei schwimmende und emerse Wasserpflanzen) sind ein bedeutender Bestandteil aquatischer Ökosysteme. Die enge ökologische Amplitude bestimmter Arten bezüglich ausgewählter Nährstoffe wurde bereits mehrfach nachgewiesen und zur Entwicklung von Indikationssystemen genutzt [1, 2].

Zur Beurteilung und Überwachung der ökologischen Qualität von Gewässern beschränkt sich die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union [3] nicht auf die Nährstoffbelastung, sondern strebt eine integrierende Bewertung dieser Ökosysteme an. Neben chemisch-physikalischen und biologischen sind dabei hydromorphologische, also die Struktur von Flussbett, Ufer und Aue betreffende Parameter, unverzichtbar.

Eine nachhaltige Beeinträchtigung der natürlichen Gewässerstrukturen und der natürlichen Dynamik des Grund- und Oberflächenwassers ist die Folge von Regulierung und Begradigung, denen die Fließgewässer in Mitteleuropa seit der Industrialisierung verstärkt unterliegen. Dabei wurden unter anderem Entwässerungen und Meliorationen durchgeführt, Nebenarme und Altwässer beseitigt sowie Ufer auf weiten Strecken befestigt [4].

Gegenstand der vorliegenden Untersuchung ist zum einen die Frage nach dem Verhalten der Makrophytenvegetation bei zunehmender struktureller Degradation. Zum anderen interessiert die Möglichkeit, von der Gewässerstruktur auf die Besiedlungsbedingungen für Makrophyten zu schließen. Falls Beziehungen zwischen Strukturparametern und dem Vorkommen von Makrophyten bestehen, so lassen sich damit möglicherweise Erkenntnisse über die Ursachen einer gegenüber dem naturnahen Referenzzustand veränderten Vegetation gewinnen.

## 2 Untersuchungsgebiet

Insgesamt wurden 135 vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft vorgeschlagene Probestellen an 70 Fließgewässern in Süddeutschland zur Datenerhebung herangezogen. Die Beprobung erfolgte einmalig während der Vegetationsperiode in den Monaten Juni bis August 2000. Die Auswahl der Messstellen verteilt sich auf 32 Gruppen der naturräumlichen Haupteinheiten [5] und gibt einen repräsentativen Überblick über das Gewässersystem in Süddeutschland.

## 3 Material und Methoden

### 3.1 Aufnahmemethoden

An den jeweils ca. 100 m langen, ökologisch möglichst homogenen Gewässerabschnitten wurden die Makrophytenvege-

*Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206

tation, die Kriterien zur Bestimmung der Strukturgüte sowie die Ausprägungen ausgewählter Standortfaktoren aufgenommen. Zur Aufnahme der Makrophyten wurde das Kartierprotokoll nach Meilinger und Schneider [6] verwendet. Alle im untersuchten Gewässerabschnitt vorhandenen sowohl submersen als auch emersen Makrophyten wurden, mit Ausnahme der Bryophyta und Vertretern der Gattung *Callitriche*, bis zur Art determiniert.

**Tab. 1:** Skala zur Mengenschätzung von Makrophyten (nach [7]).

Classification of macrophyte quantity (according to [7]).

Nr.	Bezeichnung der Pflanzenmenge
I	sehr selten
II	selten
III	verbreitet
IV	häufig
V	massenhaft

Zur Erfassung der Pflanzenmenge wurde auf die fünfstufige Ordinal-Skala nach Kohler ([7], Tab. 1) zurückgegriffen. Diese Art der Mengenschätzung wurde bereits mehrfach sowohl in Still- [1, 8] als auch in Fließgewässern [9–11] zur Mengenschätzung aquatischer Makrophyten verwendet. Das Verfahren erlaubt die Erfassung von Wasserpflanzenbeständen in ihrer räumlichen Ausdehnung und hat sich als ausreichend genau und reproduzierbar erwiesen [12].

Die Kartierung der Strukturgüte des Gewässers erfolgte mit Hilfe des bundeseinheitlich anwendbaren Erhebungsbogens, der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, [13]) 1998 herausgegeben wurde. Der Maßstab, auf den sich die Bewertung stützt, ist der heutige potentiell natürliche Gewässerzustand gemäß LAWA [13], der als Leitbild fungiert. Im Gelände wird der Zustand der Gewässerstruktur mit Hilfe des Kartierprotokolls, auf dem die Ausprägungen von 25 verschiedenen Strukturelementen festgehalten werden, erfasst. Sie sind die Indikatoren für die ökologische Funktionsfähigkeit des Fließgewässers und werden als Einzelparameter bezeichnet. Insgesamt werden auf diese Weise sechs nach ihren Indikatoreigenschaften gruppierte Bereiche beschrieben (Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld, [13]).

Bewertet wird nach dem Grad der Abweichung vom Leitbild. Differenziert nach dem Gewässertyp, der in diesem Fall der Talform entspricht (Kerb- und Klammalgebwasser, Sohlenkerbtalgebwasser, Mäandertalgebwasser, Aue- und Muldentalgebwasser (allgemein), Auetalgebwasser mit kiesigem Sedi-

*Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206

ment und Flachlandgewässer), und der Gewässergröße werden unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe angelegt. Das Ergebnis ist die Einordnung des Gewässers in eine von sieben Strukturgüteklassen, wobei die erste den Zustand „unverändert“, die siebte den Zustand „vollständig verändert“ darstellt [13, 14]. Durch die Standardisierung des Strukturgüte-Kartierprotokolls kann mit den aufgenommenen Daten eine direkte Bewertung des Gewässers hinsichtlich der Strukturqualität vorgenommen werden.

Neben der Strukturgüteklasse als Gesamtergebnis fanden die Einzelparameter Strömungsdiversität und Substratdiversität Eingang in die Auswertung. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich ein großer Teil der übrigen Einzelparameter auf diese Faktoren auswirkt und sie einen Einfluss auf die makrophytische Besiedlung haben.

**Tab. 2:** Schätzklassen der Beschattung (nach [15]).

Classification of the degree of shading (according to [15]).

Nr.	Bezeichnung	Beschreibung
1	vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
2	sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
3	absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
4	halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
5	schattig	voller Schatten unter Bäumen

**Tab. 3:** Schätzklassen der Strömungsgeschwindigkeit (nach [16]).

Classification of the flowing velocity (according to [16]).

Nr.	Bezeichnung	Fließgeschwindigkeit	Beschreibung
I	nicht erkennbar fließend	< 0.03 m s <sup>-1</sup>	fast stehend oder Kehrströmungen
II	träge fließend	0.03...0.1 m s <sup>-1</sup>	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
III	langsam fließend	> 0.1...0.3 m s <sup>-1</sup>	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
IV	schnell fließend	> 0.3...1 m s <sup>-1</sup>	Strömung mit mäßiger Turbulenz
V	reißend	> 1 m s <sup>-1</sup>	turbulente Wasserbewegung
VI	stürzend	> 1 m s <sup>-1</sup>	äußerst turbulent, laut rauschend

Einfluss der Strukturgüte auf Makrophyten

Zusätzlich wurden die Standortfaktoren aufgenommen, von denen ein Einfluss auf die Besiedlung des Gewässers durch Makrophyten angenommen wird:

- Die mittlere Tiefe (0...30 cm, 30...100 cm, >100 cm),
- der aktuelle Wasserstand (niedrig, mittel, hoch) und
- die Trübung (ungetrübt, leicht getrübt und stark getrübt)

wurden jeweils in einer dreistufigen Skala aufgenommen und für die Auswertung ordinal klassifiziert. Die mittlere Breite des Gewässers wurde als Entfernung zwischen den Oberkanten beider Ufer betrachtet und in Metern geschätzt. Die Einordnung der Beschattungsverhältnisse erfolgte nach der Skala von Würlein ([15], Tab. 2).

Die Fließgeschwindigkeit wurde nach dem „Kartierschlüssel der Gewässerstruktur“ ([16], Tab. 3) aufgenommen. Bei Abschnitten mit variierenden Fließgeschwindigkeiten wurde ein mittlerer Wert geschätzt.

Die Einordnung der Sedimentbeschaffenheit erfolgte über die Schätzung der einzelnen Fraktionen (Schlamm, Ton/Lehm, Sand, Kies, Steine, Blöcke; verändert nach Scheffer [17]) in 5-%-Schritten als Deckungsanteile des Gesamtsediments. Das an einer Probestelle vorherrschende Sediment ging in die Auswertung ein. Die Länge des verbauten Uferbereichs im untersuchten Gewässerabschnitt wurde in Metern festgehalten und für die Auswertung in einen %-Anteil umgewandelt.

Die vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft vorläufig ermittelte Einstufung der Gewässer hinsichtlich ihres Zustandes gemäß Wasserrahmenrichtlinie wurde übernommen. Die Einstufung in eine der fünf vorläufigen Klassen (Klasse 1 entspricht dem Referenzzustand, Klasse 5 einem schlechten Zustand) wurde nach der Erfahrung der zuständigen Behördenvertreter unter Zuhilfenahme der Kriterien Saprobie, Trophie, Struktur sowie der Zusatzinformationen

B. Passauer et al.

Versalzung, Versauerung und Schwermetallbelastung des Gewässers vorgenommen.

### 3.2 Auswertungsmethoden

Die Auswertung der Daten erfolgte mittels der Programme Excel 2002 (Microsoft), Access 2002 (Microsoft), SPSS 10.0 für Windows (SPSS Inc.) sowie MVSP 3.12f (Multi-Variate Statistical Package, Kovach Computing Services, 2001).

#### 3.2.1 Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA)

Mit Hilfe des Programms MVSP wurde eine Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA, Bild 1) durchgeführt. Mit dieser ist es, im Gegensatz zur einfachen Korrespondenzanalyse, möglich, gemessene oder geschätzte Umweltvariable von Vegetationsaufnahmen in das Ordinationsdiagramm einzubauen. Der Algorithmus der CCA sucht nach dem Variationsmuster innerhalb der Vegetation, welches sich am besten auf Grund einer linearen Kombination dieser Umweltvariablen erklären lässt. Die Ordinationsachsen sind demnach nicht nur dem Muster der Vegetationsdifferenzierung angepasst, sondern auch den Umweltvariablen. Die Eigenwerte der Achsen stehen für die Varianz (als Anteil an der Gesamtvarianz innerhalb der Datenstruktur), die von jeder Achse erklärt wird [18]. Seltene Arten wurden bei der Analyse geringer gewichtet, die Anzahl der zu extrahierenden Achsen wurde nach der Kaiser-Regel berechnet.

Die ordinal skalierten Umweltvariablen sind als Vektorpfeile dargestellt. Die Richtung der Pfeile zeigt die Richtung der maximalen Änderung dieser Umweltvariablen an, ihre Länge spiegelt die Bedeutung des Merkmals für die Vegetationsdifferenzierung wider. Die Klassen der nominal skalierten Parameter (Sediment, Gewässertyp) sind durch Sterne abgebildet. Diese liegen jeweils im Schwerpunkt der Probestellen, die dieser Klasse angehören [19, 18].

Die Rauten stehen für die Arten. Von jedem Artenpunkt lässt sich eine Senkrechte auf jeden Vektorpfeil ziehen. Je weiter der Schnittpunkt in Richtung der Pfeilspitze liegt, desto größer ist die Präferenz der betreffenden Art für die korrespondierende Variable [18]. Die Bryophyta wurden bei der Analyse, mit Ausnahme der beiden *Fontinalis*-Arten, zu einer Gruppe zusammengefasst und sind durch einen Artenpunkt dargestellt. Die Pflanzenmenge für diese Gruppe an einer Probestelle entspricht der Gesamtpflanzenmenge aller Moosarten (ausgenommen die beiden *Fontinalis*-Arten) an dieser Stelle. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in Bild 1 nur einige Arten namentlich gekennzeichnet.

*Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206

#### 3.2.2 Artenzahlen

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt mit Hilfe von Boxplots. Sie stellen den Median (im Gegensatz zum Mittelwert stabil gegen Ausreißer) sowie die Quartilsgrenzen der Verteilung einer Variablen dar. Ausreißer sind 1.5 bis 3, Extremwerte mehr als 3 Boxlängen vom Ende der Box entfernt und werden im Diagramm als Kreise bzw. Sterne dargestellt. Die den Boxplots zu Grunde liegende Fallzahl wird im Diagramm angegeben [20]. Üblicherweise werden nur metrische Daten mit Hilfe von Boxplots aufgeschlüsselt. Im vorliegenden Fall handelt es sich jedoch beim Parameter „Strukturgüteklasse“ um eine ordinale Datenreihe. Nach mündlicher Auskunft von Herrn Dr. Welzl [21] ist es aber vertretbar, diese Daten mit Hilfe von Boxplots darzustellen.

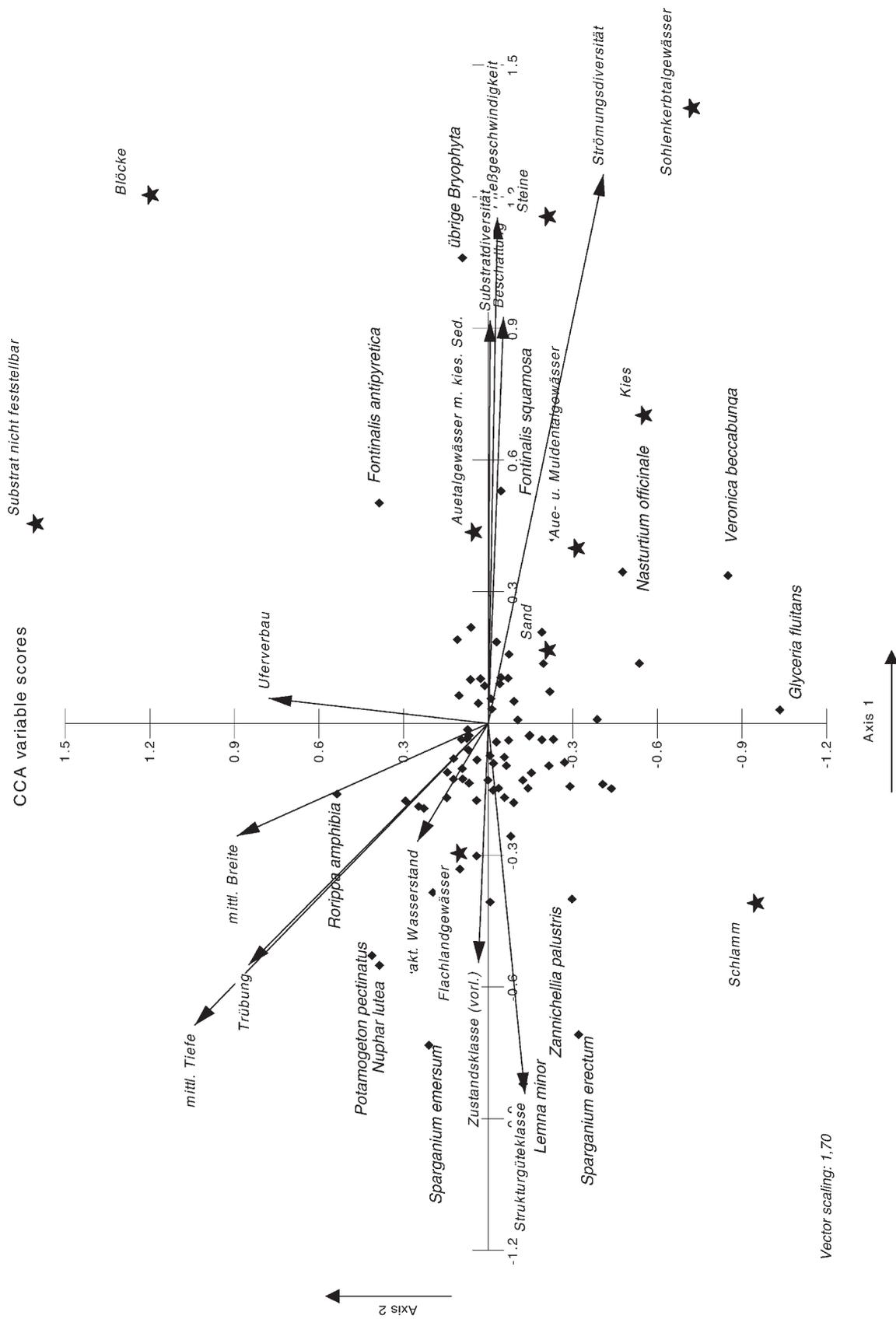
Zum Nachweis von Unterschieden der Artenzahlen zwischen mehreren unverbundenen Stichproben wurde der Kruskal-Wallis-Test angewandt. Der Test wurde auf einem Niveau von  $\alpha = 0.05$  durchgeführt, das heißt Unterschiede werden als signifikant betrachtet, wenn für den ermittelten Wahrscheinlichkeitswert  $p < 0.05$  gilt [22, 23].

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Kanonische Korrespondenzanalyse

Bild 1 zeigt die erste und zweite Achse der Ordination von Makrophyten mittels CCA. Die Eigenwerte der ersten drei Achsen (0.255; 0.110 und 0.090) lassen erkennen, dass Achse 1 mit 10% erklärter Varianz am meisten Bedeutung zukommt. Die ersten beiden (dargestellten) Achsen erklären 14.5%, die insgesamt abgeleiteten 9 Achsen etwa 28% der Varianz in den Arten-Umwelt-Beziehungen. Es muss demnach noch andere Faktoren geben, wie z. B. die Nährstoffkonzentrationen, die die Datenstruktur beeinflussen, im Rahmen der vorliegenden Arbeit jedoch nicht ausgewertet wurden. Gemäß der Länge der Vektorpfeile haben von den dargestellten Faktoren die vorläufige Zustandsklasse und der aktuelle Wasserstand den geringsten Einfluss auf die Vegetationsdifferenzierung.

Die erste Achse korreliert stark positiv mit den Variablen Beschattung, Fließgeschwindigkeit sowie Substrat- und Strömungsdiversität, negativ mit der Strukturgüteklasse und der vorläufigen Zustandsklasse. Sie kann als Achse eines Gradienten von gut belichteten zu beschatteten, von langsam und gleichmäßig fließenden zu schnell fließenden Gewässern mit hoher Strömungsdiversität und von strukturell beeinträchtigten (bzw. von einem Referenzzustand stark abweichenden) zu unbeeinträchtigten Gewässern mit hoher Substratdiversität interpretiert werden. Über die erste Achse lassen sich die



**Bild 1:** Kanonische Korrespondenzanalyse von Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation.

Canonical correspondence analysis of environmental parameters and macrophyte vegetation.

B. Passauer et al.

Arten demnach folgendermaßen differenzieren: Links sind die Spezies angesiedelt, die vorwiegend in gut belichteten, langsam und gleichmäßig fließenden sowie strukturell und insgesamt beeinträchtigten Gewässern mit geringer Substratvielfalt gefunden wurden (z. B. *Lemna minor*, *Sparganium emersum*, *Sparganium erectum*, *Potamogeton pectinatus*). Rechts stehen die Arten, die hauptsächlich die schnell fließenden, stärker beschatteten und strukturell wenig beeinträchtigten Gewässer meist guter Zustandsklassen besiedeln, die durch eine hohe Substrat- und Strömungsvielfalt gekennzeichnet sind. Diese Standorte kennzeichnen die Bryophyta, wobei die beiden *Fontinalis*-Arten, im Gegensatz zur Gruppe der übrigen Bryophyta, eine deutlich schwächere Korrelation zu den Faktoren Beschattung, Fließgeschwindigkeit, Substrat- und Strömungsdiversität aufweisen. Durch ihre Lage am äußersten rechten Rand des Gradienten nehmen die übrigen Bryophyta eine Sonderstellung innerhalb der Arten ein.

Die zweite Achse korreliert positiv mit der mittleren Tiefe, der mittleren Breite, der Trübung und dem Uferverbau. Oberhalb der ersten Achse liegende Arten werden demnach in größeren, mehr oder weniger getrübten Gewässern mit verbauten Ufern gefunden (z. B. *Rorippa amphibia*, *Potamogeton pectinatus*, *Fontinalis antipyretica*). Gewässer mit gegenteiligen Eigenschaften werden von unterhalb dargestellten Spezies besiedelt (z. B. *Glyceria fluitans*, *Veronica beccabunga*). Arten, die um den Nullpunkt des Koordinatensystems verteilt sind, verhalten sich entweder bezüglich der abgebildeten Faktoren indifferent oder sie haben in diesem Bereich ihr Optimum. Da die Verteilung der Arten bei der vorliegenden Untersuchung nicht im Vordergrund steht, wird auf einen Nachweis zur Unterscheidung verzichtet.

In Korrelation mit der ersten Ordinationsachse, also mit ansteigender Fließgeschwindigkeit, Beschattung, Substrat- und Strömungsdiversität, lässt sich ein zunehmend gröberes Hauptsubstrat an der Probestelle beobachten. Zieht man die Beziehung zur zweiten Achse heran, stehen Blöcke dabei nicht nur in positivem Zusammenhang mit hoher Fließgeschwindigkeit, sondern auch mit den Parametern Uferverbau und Breite.

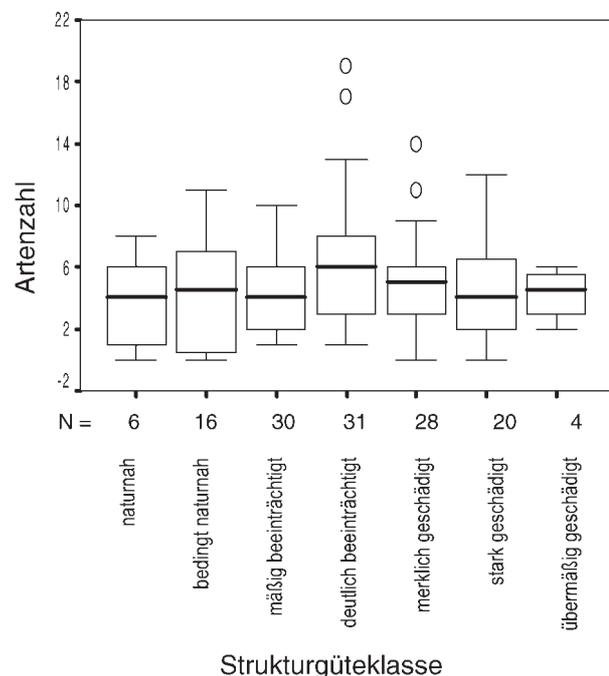
Ebenfalls nominal skaliert ist der Parameter Gewässertyp. In Bezug zur ersten Achse lassen sich die Flachlandgewässer als strukturell bzw. insgesamt beeinträchtigt charakterisieren. Auertalgewässer mit kiesigem Sediment sowie Aue- und Muldentalgewässer liegen bezüglich der ersten Achse deutlich weiter rechts, wobei erstere eine stärkere Beziehung zum Faktor Uferverbau erkennen lassen. Der im Diagramm extrem weit rechts liegende und deshalb nicht mehr abgebildete Gewässertyp Kerb- und Klammalgewässer (Koordinaten 3.428/–0.099) ist, ebenso wie der Typ Sohlenkerbtalgewässer, strukturell erheblich weniger beeinträchtigt. Vor allem ersterer ist durch hohe Fließgeschwindigkeiten, starke Be-

*Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206

schattung sowie eine große Vielfalt in Substrat und Strömung gekennzeichnet.

## 4.2 Artenzahlen

Bild 2 zeigt die Anzahl aller gefundenen Arten an jeder Probestelle, aufgegliedert nach Strukturgüteklassen. Dabei lässt sich kein statistisch signifikanter Unterschied in der Artenzahl nachweisen ( $p = 0.415$ ). Der Median schwankt zwischen vier und sechs Arten.

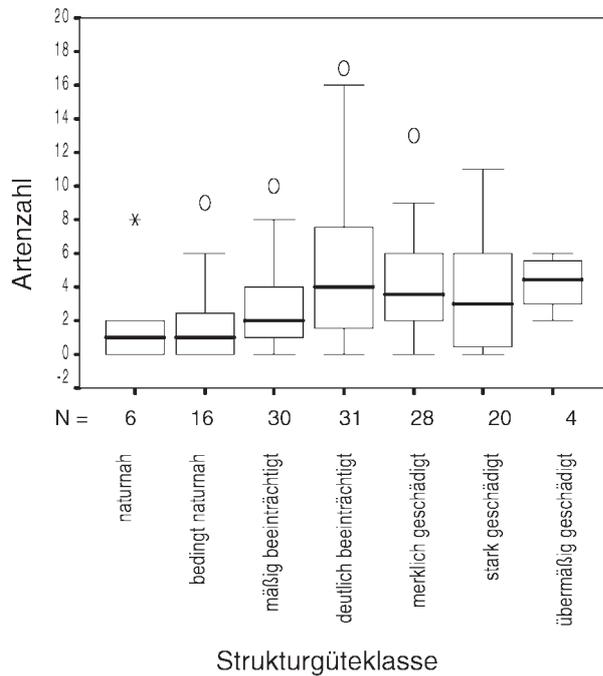


**Bild 2:** Artenzahl von Makrophyten in den Strukturgüteklassen.

Number of macrophyte species in classes of structural quality.

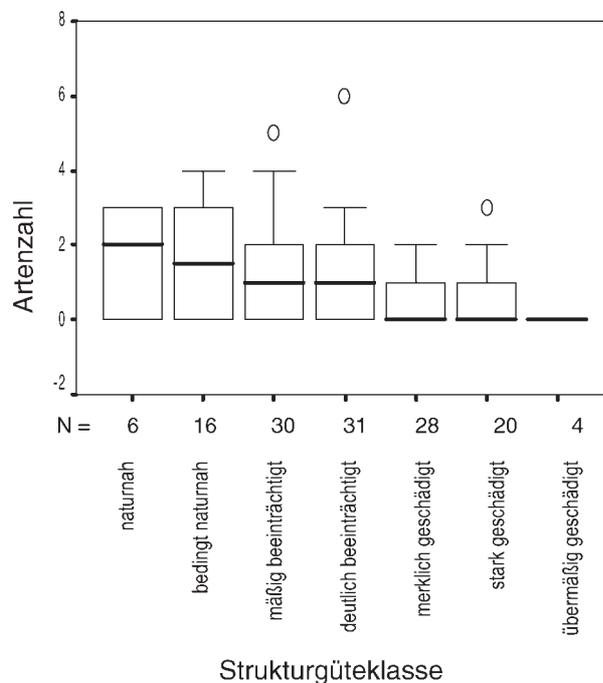
Die Anzahl aller gefundenen Arten ohne die Bryophyta zeigt Bild 3. Im Vergleich zur Gesamtartenzahl zeigt die Gruppe, die somit die Spermatophyta, Pteridophyta und Charophyta umfasst, einen leichten Anstieg in der Artenzahl bei mittleren bis schlechten Strukturgüteklassen. Ein signifikanter Unterschied lässt sich statistisch belegen ( $p = 0.016$ ).

Obwohl die übrigen Bryophyta nicht bis zur Art determiniert wurden, konnten unterschiedliche Spezies voneinander abgegrenzt werden. Die Angabe der Artenzahl pro Probestelle ist daher möglich. Greift man die Gruppe heraus (Bild 4), ist



**Bild 3:** Artenzahl von Makrophyten ohne Bryophyta in den Strukturgüteklassen.

Number of macrophyte species without bryophytes in classes of structural quality.



**Bild 4:** Artenzahl der Bryophyta in den Strukturgüteklassen.

Number of bryophyte species in classes of structural quality.

eine deutliche Abnahme der Artenzahl erkennbar, wobei auch hier ein statistisch signifikanter Unterschied nachweisbar ist ( $p = 0.013$ ). Da sich die beiden *Fontinalis*-Arten in ihrer Stellung im Diagramm der CCA von der Gruppe der übrigen Bryophyta unterscheiden, wurden sie in diese Berechnung nicht mit einbezogen.

## 5 Diskussion

Makrophyten besiedeln nicht alle Bereiche eines Fließgewässers gleichmäßig, sondern beschränken sich auf Zonen, die eine von der jeweiligen Art tolerierbare Kombination an Standortfaktoren aufweisen. Ein Beispiel sind Arten, die in größeren Tiefen wegen des zu geringen Lichtangebotes nicht vorkommen können. Sie besiedeln vorwiegend die in naturnahen Gewässern durch die Strömung hervorgerufenen subaquatischen Sand- und Kiesbänke [24]. Je größer der Reichtum eines Gewässers hinsichtlich solcher unterschiedlicher Nischen ist, desto größer sind die Besiedelungschancen für unterschiedliche Spezies [24–28]. In ausgebauten Bereichen sinken diese Chancen, da das Mosaik von Strömungsgeschwindigkeiten, Tiefenzonen und Substraten weniger stark ausgeprägt ist oder völlig fehlt. „Die Regulierung und Begründung von Fließgewässern schwächen eine natürliche Standortdiversität ab und fördern den Prozess der Vegetationsverarmung“ [29]. Die negativen Auswirkungen von wasserbaulichen Maßnahmen auf die Vielfalt der Makrophytenvegetation, häufig einhergehend mit Veränderungen des Wasserchemismus, beschreiben auch Kohler et al. [27], Wiegand [30], Konold [31] und Krausch [4]. Die Maßnahmen führen dabei nicht nur zur Verringerung der strukturellen Diversität, sondern auch zu Änderungen der Fließgeschwindigkeit und der Lichtverhältnisse sowie indirekt zur Verringerung der Selbstreinigungskraft der Gewässer.

Um die Vielfalt der Makrophytenvegetation im Zusammenhang mit der Habitatvielfalt zu beschreiben, erscheint die Artenzahl als der am besten geeignete Parameter. Auch Konold [31] verwendete sie als Bewertungskriterium bei der Untersuchung der Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die bachnahe Flora und Fauna der Gronach. Über den naturschutzfachlichen Wert bzw. die Qualität der Biozönosen kann damit allerdings keine Aussage getroffen werden.

Für die Diversität der Standorte ist die morphologische, das heißt die strukturelle Ausstattung des Gewässerbettes und der Ufer, wie sie über die Gewässerstruktur beschrieben wird, wesentlich verantwortlich. Eine Änderung der Strukturqualität müsste daher, obigen Ausführungen zufolge, Auswirkungen auf die Artenzahlen erkennen lassen.

Im Gegensatz zu dieser theoretischen Überlegung zeigt sich bei Betrachtung aller beobachteten Spezies keine signifikan-

B. Passauer et al.

te Änderung in der Artenzahl mit Verschlechterung der Strukturgüte. Die Gruppe der Spermato-, Pterido- und Charophyta lässt hingegen eine leichte Zunahme der Artenzahl bei mittleren bis schlechten Strukturgüteklassen erkennen. Die geringsten Artenzahlen weisen hier die naturnahen bis mäßig beeinträchtigten Gewässerabschnitte auf.

Die Ergebnisse der CCA (Bild 1) zeigen, dass die Parameter Beschattung und Fließgeschwindigkeit mit der Strukturgüte gegenläufig sind – bei den beprobten Gewässern mit hoher struktureller Qualität handelt es sich demnach um solche mit starker Beschattung und hoher Fließgeschwindigkeit. Die Gewässertypen, die auf der ersten Ordinationsachse am weitesten rechts stehen, d. h. am stärksten durch hohe Fließgeschwindigkeiten und starke Beschattung gekennzeichnet sind, sind die Kerb- und Klammalgtalgewässer sowie die Sohlenkerbtalgewässer. Zwar stehen auch die Mäandertalgewässer sehr weit rechts auf der ersten Achse (1.395), sie zeigen aber, im Gegensatz zu beiden ersteren, gleichzeitig eine starke Korrelation zum Parameter Uferverbau (1.742 auf Achse 2). Die aufgrund des starken Gefälles vergleichsweise stark eingetieften Kerb- und Klammalgtalgewässer sowie Sohlenkerbtalgewässer sind erfahrungsgemäß die charakteristischen Talformtypen der Gebirgs- und Mittelgebirgslagen. Damit spiegelt sich in den dargestellten Ergebnissen die Tatsache wider, dass vorwiegend die Gewässer des unzugänglichen Berglandes schon seit jeher nicht in direkter Reichweite für Nutzungen sind. Flachlandbäche und -flüsse sind dagegen oft durch wasserbauliche Maßnahmen in ihrer Gestalt verändert [25].

Gerade die Oberläufe der Fließgewässer sind jedoch für bestimmte Makrophytengruppen natürlicherweise nur schwer besiedelbar. Die vom Gefälle abhängige Strömung ist dabei die wesentliche Ursache für Art und Umfang der Besiedelbarkeit durch Hydrophyten [32]. Die durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit von Bächen und kleineren Flüssen des Flachlandes schwankt im Tiefland zwischen 0.05 und 0.5 m s<sup>-1</sup>, in Mittelgebirgslagen zwischen 0.4 und 1.1 m s<sup>-1</sup>. Im Stromstrich erreicht die Fließgeschwindigkeit bis zu 1.4 m s<sup>-1</sup>. Die Beanspruchung der Wasserpflanzen durch die strömungsbedingten Zug- und Scherkräfte sowie die Abrasion gelten als die Gründe dafür, dass strömungsreiche Fließgewässerabschnitte meist artenärmer und durch geringere Vegetationsbedeckung gekennzeichnet sind als strömungsärmere Bereiche [24]. Dies bestätigen im Rahmen der vorliegenden Arbeit erhobene, jedoch nicht publizierte Daten. Die höchste mittlere Artenzahl konnte in der Kategorie „langsam fließend“ beobachtet werden, was einer Strömungsgeschwindigkeit von 0.1...0.3 m s<sup>-1</sup> entspricht. Bei höheren Fließgeschwindigkeiten sinkt die mittlere Artenzahl.

Beschattung als exogener Faktor vermindert die für die Photosynthese wesentliche Lichtversorgung. Die Struktur, also die Höhe und Dichte der Ufervegetation ruft durch wechsell-

*Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206

de Intensität der Beschattung allgemein einen unterschiedlich dichten oder fehlenden Besatz mit Wasser- und Röhrichtpflanzen hervor. Mit zunehmender Beschattungsintensität konnte ein deutlicher Rückgang der Anteile von Hydro-, Pleusto- und Helophyten an der Gesamtzahl aller Funde beobachtet werden. Eine Beeinträchtigung der Strukturgüte, die unter anderem durch fehlende Ufergehölze bedingt wird, kann daher durch die Verbesserung der Belichtungsverhältnisse eine Besiedlung des Gewässers durch Makrophyten fördern.

Demgegenüber bevorzugen die Moose rasch fließendes Wasser [32] und können, den Ergebnissen der oben genannten Auswertung zufolge, auch Gewässer besiedeln, in denen die durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit einen Wert von 1 m s<sup>-1</sup> deutlich übersteigt. Sie tolerieren auch stärker beschattete Standorte [33]. Die Bedingungen, die in strukturell nicht bis wenig beeinträchtigten Gewässerabschnitten vorherrschen, können also, bezogen auf den vorliegenden Datensatz, nur von den Bryophyta toleriert werden.

Darüber hinaus besteht ein Zusammenhang mit der meist geringen Nährstoffversorgung der Oberläufe, die hier jedoch nicht weiter diskutiert werden soll. Allgemein zeichnen sich sehr nährstoffarme oligotrophe Gewässer durch artenarme bis sehr artenarme Pflanzengesellschaften aus, während maximale Artenzahlen in den mäßig eutrophen bis eutrophen Gewässern erreicht werden [24]. Die meist geringe Wassertiefe der Oberläufe kann ebenfalls einen Grund für die spärliche Besiedlung durch Hydrophyten darstellen.

Ein Zusammenhang zwischen der Strukturgüte von Fließgewässern und der Makrophytenvegetation besteht demnach nicht, wenn die Artenzahlen aller Gewässertypen, die jeweils von bestimmten Lebensformgruppen dominiert werden können, insgesamt betrachtet werden. Die Strukturgütekategorie eines Gewässers muss immer in Zusammenhang mit dem Gewässertyp, also der Talform gesehen werden. Bei einem als sehr gut bewerteten Gewässer kann es sich gleichermaßen um ein von Bryophyta dominiertes Klammalgtalgewässer wie um ein Flachlandgewässer handeln, das für Helo- und Hydrophyten bessere Lebensbedingungen bietet. Demzufolge können auch die als stark beeinträchtigt eingestuften Gewässer unter Umständen die sein, die für bestimmte Lebensformgruppen die besseren Lebensbedingungen bieten.

Dies schließt jedoch nicht aus, dass innerhalb eines Gewässertyps nicht doch die vermutete Beziehung – die Abnahme der Artenzahl mit zunehmender struktureller Degradation – existiert. Sie wurde von verschiedenen Autoren bereits in anderem Zusammenhang als mit der Gewässerstruktur vermutet [4, 30] bzw. für regional benachbarte Bäche, allerdings ohne rechnerische Beweisführung, beschrieben [31]. Einen Einfluss einzelner Strukturparameter wie der Tiefenvariabili-

*Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206

tät auf die Verbreitung und Menge von Makrophyten wiesen Kohler et al. [28] nach, untersuchten aber nicht den allgemeinen Zusammenhang zwischen Strukturgüte und Makrophytenvorkommen. Für eine Überprüfung der oben genannten Vermutung ist der Datensatz, der im Rahmen der vorliegenden Untersuchung pro Gewässertyp zur Verfügung steht, jedoch zu gering.

Der Informationswert der undifferenziert verwendeten Gewässerstrukturkartierung für Makrophyten-Untersuchungen ist demzufolge gering. Von der Strukturgütekategorie können nur bei einer Differenzierung nach Gewässertyp Rückschlüsse auf die Besiedlungsbedingungen für Makrophyten gezogen werden. Und auch dann ist zu beachten, dass die Gewässerstrukturgüte nach LAWA 25 verschiedene, für Makrophyten möglicherweise unterschiedlich bedeutsame Einzelparameter umfasst. Um die Heterogenität von Fließgewässern zu berücksichtigen, ist eine gewässertypspezifische Bewertung unbedingt erforderlich.

## Danksagung

Wir danken Dr. Gerd Welzl, GSF, für die Beratung in statistischen Fragestellungen und Doris Stelzer für die hilfreiche Diskussion des Manuskripts. Gisela Kangler und Verena Voglsamer sei für ihre Mitarbeit bei der Freilandarbeit gedankt.

Die Arbeit wurde im Rahmen eines vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft koordinierten Projektes durchgeführt und von LAWA und BMBF finanziert.

## Literaturverzeichnis

- [1] *Melzer, A.*: Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift an der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der Technischen Universität München, 1988.
- [2] *Schneider, S.*: Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation, Technische Universität München. Shaker, Aachen, 2000.
- [3] 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). *Abl. L* **327** vom 22.12.2000, pp. 1–73.
- [4] *Krausch, H.-D.*: Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Eugen Ulmer, Stuttgart, 1996.
- [5] *Meynen, E., Schmithüsen, J.*: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bd. 2. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde Remagen, Bad Godesberg, 1959.
- [6] *Meilinger, P., Schneider, S.*: Ökologische Bewertung mit Makrophyten – Kartierungsmethoden für Fließgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht Magdeburg 2000, Tutzing, 2001.
- [7] *Kohler, A.*: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft Stadt* **10** (2), 73–85 (1978).
- [8] *Melzer, A.*: Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. *Muench. Beitr. Abwasser-Fisch.-Flussbiol.* **47**, 156–172 (1993).
- [9] *Kohler, A., Kutscher, G.*: Verbreitung und Ökologie submerger Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchner Ebene). *Ber. Bayer. Bot. Ges.* **47**, 175–228 (1976).
- [10] *Kohler, A., Zeller, M., Zeltner, G. H.*: Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchner Ebene) 1970–1985. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* **58**, 115–137 (1987).
- [11] *Schneider, S., Krumpholz, Th., Melzer, A.*: Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Makrophyten) – Erprobung eines neu entwickelten Index im Inninger Bach. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* **28** (5), 241–249 (2000).
- [12] *Janauer, G. A., Heindl, E.*: Die Schätzskaala nach Kohler: Zur Gültigkeit der Funktion  $f(y) = ax^3$  als Maß für die Pflanzenmenge von Makrophyten. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* **135**, 117–128 (1998).
- [13] LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Ed.): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer – Empfehlung. Essen, 2000.
- [14] *Müller, A., Zumbroich, T.*: Das Verfahren der Gewässerstrukturkartierung. In: *Zumbroich, T., Müller, A., Friedrich, G.* (Eds.): *Strukturgüte von Fließgewässern – Grundlagen und Kartierung*. Springer, Berlin, 1999.
- [15] *Wörlein, F.*: Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein-Baumschulen, Dießen, 1992.
- [16] BayLFW – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung. München, 1995.
- [17] *Scheffer, F.*: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Auflage. Ferdinand Enke, Stuttgart, 1984.
- [18] *Kovach, W. L.*: MVSP – A MultiVariate Statistical Package for Windows, Ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K., 1999.
- [19] *ter Braak, C. J. F., Verdonschot, F. M.*: Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci.* **57** (3), 255–289 (1995).
- [20] *Bärlocher, F.*: Biostatistik – praktische Einführung in Konzepte und Methoden. Georg Thieme, Stuttgart, 1999.
- [21] Dr. Gerhard Welzl, Institut für Biomathematik und Biometrie am GSF, Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg – persönl. Mitt.

B. Passauer et al.

- [22] Lorenz, R. J., Vollmar, J.: Biometrie – Grundbegriffe der Biometrie. 3. Auflage. Gustav Fischer, Jena, 1992.
- [23] Motulsky, H.: Intuitive Biostatistics. Oxford University Press, New York, 1995.
- [24] Pott, R., Remy, D.: Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht: Gewässer des Binnenlandes. Eugen Ulmer, Stuttgart, 2000.
- [25] Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Ed.): Flüsse, Auen, Täler – erhalten und entwickeln. Schriftenreihe Wasserwirtschaft in Bayern **30**, 1997.
- [26] Tremp, H.: Standortliche Differenzierung der Vorkommen von *Elodea canadensis* Michx. und *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Gewässern der badischen Oberrheinebene. Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim **10**, 19–32 (2001).
- [27] Kohler, A., Sipos, V., Sonntag, E., Penksza, K., Pozzi, D., Veit, U., Björk, S.: Makrophyten-Verbreitung und Standortqualität im eutrophen Björka-Kävlinge-Fluss (Skåne, Südschweden). *Limnologia* **30**, 281–298 (2000).
- Acta hydrochim. hydrobiol.* **30** (2002) 4, 197–206
- [28] Sipos, V., Kohler, A., Björk, S.: Makrophyten-Vegetation und Standorte im eutrophen Björka-Fluß (Südschweden). *Bot. Jahrb. Syst.* **122**, 93–152 (2000).
- [29] Pott, R.: Vegetation naturnaher Fließgewässer und deren Veränderungen nach technischen Ausbau- und Pflegemaßnahmen. *Inf. Natursch. Landschaftspf.* **4**, 81–108 (1984).
- [30] Wiegleb, G.: Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. *Limnologia* (Berlin) **13**, 427–448 (1981).
- [31] Konold W.: Die Veränderung der bachbegleitenden Vegetation als Folge des Gewässerausbaus und der Bewirtschaftungsintensivierung. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Band XIV 1986, Hohenheim, 1984.
- [32] Ambühl, H.: Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. *Schweiz. Z. Hydrol.* **21**, 133–264 (1959).
- [33] Probst, W.: Biologie der Moos- und Farnpflanzen. 2. Auflage. Quelle und Meyer, Heidelberg, 1987.

[Received: 10 May 2002; accepted: 28 August 2002]

Internat. Rev. Hydrobiol.	88	2003	1	49–67
---------------------------	----	------	---	-------

SUSANNE SCHNEIDER and ARNULF MELZER

Limnologische Station der Technischen Universität München, Hofmark 3,  
D-82393 Iffeldorf, Germany, e-mail: susi.schneider@wzw.tum.de

## The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters

*key words:* submerged macrophytes, sediment, phosphorus, Bavaria

### Abstract

In running waters, apart from structural degradation, nutrient input becomes increasingly important. To investigate the indicator values of as many species of submerged macrophytes as possible numerous samples of the sediment within macrophyte stands and the overlying water were taken in running waters throughout Bavaria, Germany. To develop the Trophic Index of Macrophytes (TIM), the concentrations of soluble reactive phosphorus of both the water body and the sediment pore water were used. Based on a weighted sum of the SRP-concentrations of the water body and the sediment pore water, indicator values were determined for a total of 49 species of submerged macrophytes. A detailed method is described on how and depending on which preconditions the trophic state of running waters can be determined by the TIM. An example of the TIM in the stream Rotbach is given. It shows that the TIM is a useful means to detect differences in the phosphorus loading of running waters.

### 1. Introduction

In Germany, the “system of saprobity” is a common method in monitoring running waters. This indicator system based on macroinvertebrates goes back to KOLKWITZ and MARSSON (1909). It was developed to indicate the amount of organic biodegradable substances. In the days of KOLKWITZ and MARSSON communal waste water was the worst charge to open water bodies. Today, however, the situation has changed. Various factors lead to different nuisances to lotic systems. Besides the structural degradation (MAUCH, 1992; WILD and KUNZ, 1992) the nutrient input becomes increasingly important (see. e.g. KELLY and WHITTON, 1998).

The term trophic state in Germany is defined by DIN 4049 (1990) as “intensity of primary production”. Originally, the system of trophication was used exclusively for the classification of lakes (NAUMANN, 1929). OHLE (1955) already applied the term to rivers. He pointed out, that the nutrient concentration alone is not sufficient to determine the trophic state of running waters. His opinion was supported by the observation, that primary production can be low due to high current velocity in spite of high nutrient concentrations.

Indicating the trophic state of running waters is problematic for various reasons:

- Particularly in running waters the trophic state, meaning “intensity of primary production”, is only measurable with very high financial and technical efforts (see also RODHE, 1969; CANFIELD *et al.*, 1983).
- The diurnal oxygen variation in a running water depends on its primary production, community respiration, exchange with the atmosphere (the exact rate depending on the degree of saturation), current velocity, and light intensity. Additionally, in slow-flowing reaches a vertical gradient is likely to occur, though it can be expected to be small (EDWARDS and

S. SCHNEIDER and A. MELZER

OWENS, 1962). Though the oxygen balance of a river in principle can be used to estimate its primary productivity, the determination is time-consuming and therefore impractical for comparing various rivers (EDWARDS and OWENS, 1962).

- Shading of the water body causes a reduced primary production in spite of high nutrient concentrations.
- The current velocity has an ambivalent effect. On one hand it can lead to a better supply with nutrients compared to lentic systems, on the other hand in lotic systems the mechanical stress to the plant can cause a reduced primary production.
- In principal, a high plant biomass corresponds with high primary production. If the watercourse is disturbed by e.g. mowing or flooding, high biomass produced within a short period of time does not necessarily go along with an enhanced trophic state. So Characeae, which are widely accepted as indicators of unpolluted waters and low trophic state (SCHMIDT *et al.*, 1995), can build up enormous quantities of biomass after disturbances in very short time (KRAUSE, 1997). By definition such highly productive watercourses would have to be classified as being in a comparatively high trophic state. However, common sense forbids classifying such waters as eutrophic, as they are clear and nutrient poor in most cases. The high primary production is caused exclusively by the disturbed internal equilibrium of the watercourse.
- Nutrient concentration represents a substantial prerequisite for an enhanced primary production. However, this enhanced production can take place only in favourable light and flow conditions.

In Germany, eutrophication is defined as increased trophy caused by increased availability and utilization of nutrients (DIN 4049, 1990). Autotrophic organisms can respond more directly to changes in inorganic nutrients than heterotrophic organisms. Changes in macrophyte communities are, in contrast to e.g. diatoms, usually highly visible and may be deemed “undesirable” when eutrophication occurs. Therefore, several macrophyte-based systems to assess the nutrient status of rivers have been developed (KÖHLER, 1976; HASLAM 1987; HAURY *et al.*, 1996; ROBACH *et al.*, 1996; ALI *et al.*, 1999; ENVIRONMENT AGENCY 1999, AMOROS *et al.*, 2000). However, none of these indicator systems take into account, that submerged macrophytes are capable of taking up nutrients through both, roots and shoots. In dense patches of submerged vegetation, near-bed velocity is reduced, thus allowing finer particles to be deposited. As fine sediments often contain high concentrations of carbon, nitrogen and phosphorus (CHAMBERS *et al.*, 1992; SAND-JENSEN, 1998), the sediment deposition within macrophyte patches influences the nutrient dynamics of running waters. The observation, that many macrophyte species persist across a rather wide range of nutrient concentrations may be explained by the utilization of nutrients from the sediment pore water.

In this publication we present a new indicator system to assess the trophic state of macrophyte-dominated running waters. The method is based on both, the phosphorus concentrations in the water body and the sediment pore water. It can be used to assess the trophic state of rivers. This is particularly important for the operational monitoring demanded by the European Water Framework Directive, where those quality elements most sensitive to the pressures to which the water bodies are subjected have to be monitored (EU 2000). Additionally, the TIM can be used as a metric to describe plant communities in running waters.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Area

The study was conducted in Bavaria, a Federal State in the south-eastern part of Germany. In the years 1996 to 1998 samples were taken from 113 sampling sites in running waters all over Bavaria

The Trophic Index of Macrophytes

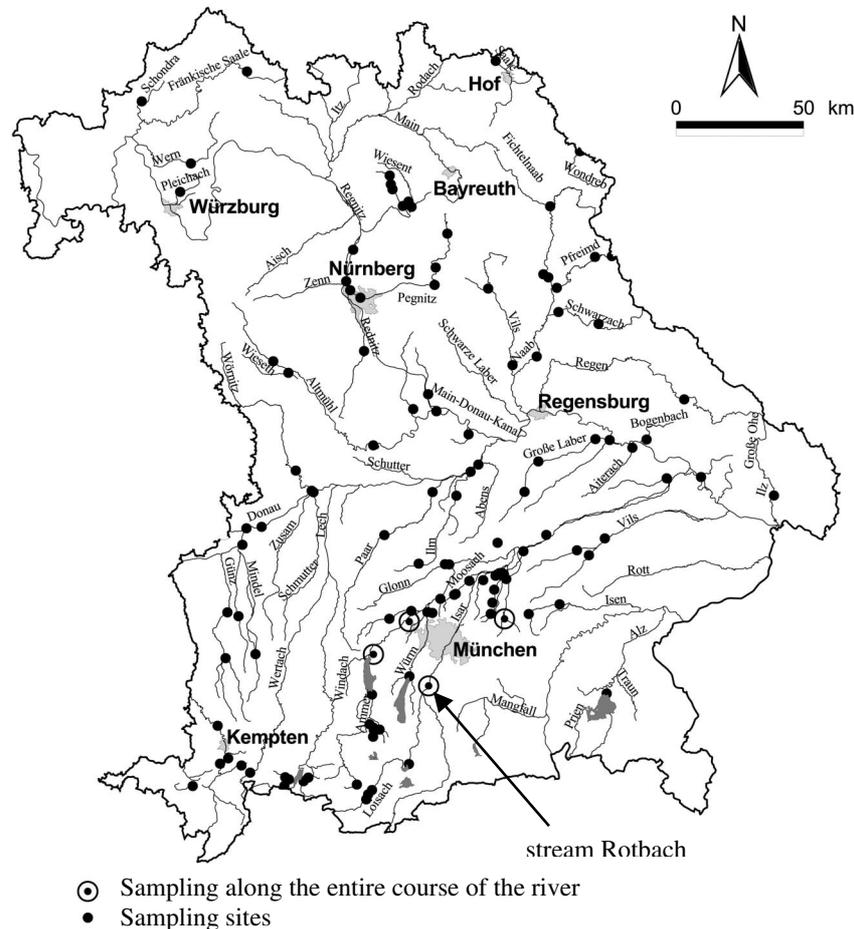


Fig. 1. Map showing the sampling sites in Bavaria, Germany.

(Fig. 1). Additionally, several sampling sites were established in the river course of four running waters (Stream Rothbach: 9 sampling sites; River Sempt: 17 sampling sites; Stream Inninger Bach: 7 sampling sites; Stream Ascherbach: 9 sampling sites). These sampling sites are located in 34 different landscape regions (differentiated by geology, slope, climate and soil type) according to MEYNEN and SCHMIDT-HÜSEN (1953). That way, many different types of running waters are included in the study. They range from running waters in the new red sandstone (Stream Schondra) to the calcareous streams in the alpine upland (Stream Konstanzer Ach). Several outlets of lakes (Rivers Alz, Würm and Loisach) were also included in the study. Further details about the sampling sites are given by SCHNEIDER (2000).

An example of the TIM (Trophic Index of Macrophytes) will be given for the Stream Rothbach. This stream is situated in a glacial basin in the alpine upland. Its source lies in the watermeadows of the River Isar south of Munich. The total length of the stream up to the River Isar is about 3 km. Its width is rarely more than 2 m and the average depth is 0.6 m. The Rothbach is a typical stream fed by groundwater. The average flow rate is 70 l/s and the average water temperature is 9 °C, with very small annual variations respectively.

The beginning of the Rothbach is surrounded with primordial woodlands. After about 1 km the Rothbach flows through a small village (Aumühle, about 50 inhabitants) and then through a commercial fish farm. There is no direct drainage of waste water into the Rothbach. The study area ends 500 m downstream the fish farm.

S. SCHNEIDER and A. MELZER

## 2.2. *Macrophyte Mapping*

In the years 1996 to 1998 the submerged macrophytes growing in the Rotbach and at the other sampling sites were surveyed once during the main vegetation period (end of June to beginning of September). The Rotbach was divided into mapping sections of different lengths, based on uniformity of morphological characteristics, substrate conditions, flowing velocity and homogeneity of vegetation (for details see KOHLER and SCHIELE, 1985; MELZER, 1993). Within each section the quantity of species was estimated based on a five degree scale (1 = very rare, 2 = infrequent, 3 = common, 4 = frequent, 5 = abundant, predominant). At the sampling sites the submerged macrophytes were mapped in a homogeneous section up- and downstream of the sampling site. The length of this section was approximately 50 meters.

The relationship between the five degrees of estimation and the actual quantity of the submerged macrophytes can be described best by a function  $y = x^3$  (MELZER, 1988; KOHLER and JANAUER, 1997) (Table 1).

## 2.3. *Water Chemistry*

In the years 1996 to 1998 the water chemical parameters were analysed at least four times at each sampling site during one vegetation period. In most cases six and more water samples were at least taken at monthly intervals. The concentrations of ammonium, nitrate, total phosphorus, soluble reactive phosphorus (SRP) and oxygen as well as temperature, pH and conductivity were determined. The index was developed based on the SRP-concentrations. About half of the SRP-analyses were performed by the Bavarian authorities for water management according to the German DIN-standard methods. The other half was analysed in our laboratory according to MURPHY and RILEY (1962).

## 2.4. *Sediment Sampling and Analysis*

At the sampling sites sediment cores were taken during the main vegetation period within dense macrophyte stands. Wherever possible a transparent tube was used. In pebbly sediments a freeze-corer was used. With both methods the upper 15 cm were collected if possible. Wherever larger rocks prevented deeper sampling, shorter sediment cores had to suffice. The shortest sediment core had a length of 9 cm. To gain the sediment pore water 100 g of the stirred sediment were mixed with 150 ml deionized water, shaken and filtered. The SRP-concentration was determined according to MURPHY and RILEY (1962).

Because seasonal differences in the SRP-concentration of the sediment pore water could not be detected (SCHNEIDER, 2000), a single sediment sampling procedure per macrophyte patch was considered to be sufficient.

## 2.5. *The Trophic Index of Macrophytes (TIM)*

### *Determination of the PSW-value*

At every sampling site the phosphorus concentration of both the water body and the sediment pore water within dense macrophyte stands was determined. Sediment cores were taken from more than one

Table 1. Relationship between the five-degree-scale and the quantity of submerged macrophytes.

Five-degree-scale	meaning	plant quantity Q
1	very rare	1
2	infrequent	8
3	common	27
4	frequent	64
5	abundant	125

## The Trophic Index of Macrophytes

macrophyte stand at most of the sampling sites. Thus, a total of 331 data sets was obtained. Each of these data sets included measurements of the phosphorus concentration of both the water body and the sediment pore water and can be assigned to a certain macrophyte species.

Submerged macrophytes cover their phosphorus demand from the overlying water plus the sediment pore water. Therefore, the amount of phosphorus that is used by the plants can be calculated as a weighted sum. It has the formula:

$$PSW_{\text{species, site}} = w + x \cdot s$$

$PSW_{\text{species, site}}$  = amount of phosphorus used by the plant at the actual sampling site (PSW = Phosphorus in Sediment and Water)

$w$  = overlying water SRP concentration

$s$  = pore water SRP concentration

The factor  $x$  can be calculated as follows:

$$\frac{s}{w} \cdot x = \frac{P}{(100 - P)}$$

$P$  = % contribution by the root to the whole plant phosphorus uptake

Solving the equation after  $x$  results in the following formula:

$$x = \frac{P \cdot w}{(100 - P) \cdot s}$$

$P$  can be calculated according to CARIGNAN (1982), who developed an empirical model to predict the relative contribution of roots in phosphorus uptake of submerged macrophytes. It has the formula:

$$P = \frac{99.8}{1 + 2.66(s/w)^{-0.83}}$$

This way a PSW-value was calculated for each of the 331 macrophyte patches sampled. The PSW-value represents a relative measure for the amount of phosphorus than can actually be used by the macrophytes at the sampling site.

Mathematically, the PSW-value must be given in units of  $\mu\text{g/l}$ . To avoid mixing up the PSW-value with concentrations actually measured, it will here be given as an absolute number.

*Determination of the indicator value and weighting factor*

To characterize the trophic range of the species a 20-points-distribution was used (see also FRIEDRICH, 1990). The allocation of the points in the trophic classes was undertaken according to the PSW-values calculated at the macrophyte patches. The PSW-values were classified into trophic categories according to Table 2.

The classified PSW-values were used for setting up a histogram for every species which shows the frequency of its occurrence in the trophic categories. The normal curve of distribution calculated from the histogram displays the best possible characterisation of the trophic range of every macrophyte species investigated. With the allocation of 20 points in the different trophic categories the shape of the normal curve of distribution was approximated as good as possible. In case of an insufficient number

Table 2. Classification of the PSW-value into trophic categories.

PSW-value [ $\mu\text{g/l}$ ]	trophic category	numerical value
$x \leq 15$	oligotrophic (o)	1
$15 < x \leq 50$	oligo-mesotrophic (o-m)	1.5
$50 < x \leq 100$	mesotrophic (m)	2
$100 < x \leq 200$	meso-eutrophic (m-eu)	2.5
$200 < x \leq 500$	eutrophic (eu)	3
$500 < x \leq 1500$	eu-polytrophic (eu-p)	3.5
$1500 < x$	polytrophic (p)	4

S. SCHNEIDER and A. MELZER

of sampling sites ( $N < 7$ ) for a macrophyte species, a plausible normal curve of distribution could not be calculated. In those cases, particular attention was paid to prove the 20-points-distribution of the species by literature references.

Based on the 20-points-distribution for every species an indicator value was calculated by weighted averaging (TER BRAAK and JUGGINS, 1993).

$$IV_a = \frac{\sum_{i=1}^n P_{ai} \cdot T_i}{\sum_{i=1}^n P_{ai}}$$

- $IV_a$  = indicator value of species a
- $P_{ai}$  = number of points of species a in the trophic category i
- $T_i$  = value of the trophic category i (from oligotrophic = 1 to polytrophic = 4, see Table 2)

The root-mean-square deviation weighted by the number of points in the trophic categories is an objective and frequently used term to describe the ecological tolerance of a species to a certain environmental factor (FRIEDRICH, 1990; SCHÖNFELDER, 1997).

$$t_a = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (T_i - IV_a)^2 \cdot P_{ai}}{\sum_{i=1}^n P_{ai}}}$$

- $t_a$  = tolerance of species a
- $T_i$  = value of the trophic category i (from oligotrophic = 1 to polytrophic = 4, see Table 2)
- $IV_a$  = indicator value of species a
- $P_{ai}$  = number of points of species a in the trophic category i

The weighting factors were deduced from the tolerance of the species according to Table 3.

*Determination of the TIM and its classification into trophic categories*

The term used for calculating the TIM corresponds with the formula used for the determination of the saprobic index according to ZELINKA and MARVAN (1961). It was also applied by FRIEDRICH (1990) on a revision of the saprobic system, by HOFMANN (1994) on calculating the diatom index of lakes and by SCHÖNFELDER (1997) on the determination of the trophic index BRB. The index BRB is also based on diatoms and can be applied to assess the trophic situation of carbonate-rich water bodies in Brandenburg, a Federal State in Northern Germany.

$$TIM = \frac{\sum_{i=1}^n IV_a \cdot W_a \cdot Q_a}{\sum_{i=1}^n W_a \cdot Q_a}$$

- TIM = Trophic Index of Macrophytes
- $IV_a$  = indicator value of species a
- $W_a$  = weighting factor of species a
- $Q_a$  = quantity of species a in the river section (see Table 1)

Table 3. Determination of the weighting factor from the tolerance of the species.

tolerance $t_a$	weighting factor W
$t_a \leq 0.2$	16
$0.2 < t_a \leq 0.4$	8
$0.4 < t_a \leq 0.6$	4
$0.6 < t_a \leq 0.8$	2
$0.8 < t_a$	1

## The Trophic Index of Macrophytes

Table 4. Classification of the TIM into trophic categories.

value of the TIM	difference	trophic state
$1.00 \leq \text{TIM} < 1.45$	0.45	oligotrophic
$1.45 \leq \text{TIM} < 1.87$	0.42	oligo-mesotrophic
$1.87 \leq \text{TIM} < 2.25$	0.38	mesotrophic
$2.25 \leq \text{TIM} < 2.63$	0.38	meso-eutrophic
$2.63 \leq \text{TIM} < 3.05$	0.42	eutrophic
$3.05 \leq \text{TIM} < 3.50$	0.45	eu-polytrophic
$3.50 \leq \text{TIM} \leq 4.00$	0.50	polytrophic

For graphical representation the values of the TIM were subdivided into 7 categories. The classification of the values of the TIM into trophic categories was conducted as follows (Table 4).

*The rate of scatter for the assessment of the accuracy of the indication*

As a measure for the accuracy of the indication the so-called rate of scatter was used (FRIEDRICH, 1990). Its determination corresponds with a calculation of the weighted standard deviation of the indicator values of the species present in a river section.

$$SC = \sqrt{\frac{\sum_{a=1}^n (IV_a - TIM)^2 \cdot W_a \cdot Q_a}{(n-1) \sum_{a=1}^n W_a \cdot Q_a}}$$

SC = rate of scatter

If the rate of scatter exceeds the value of 0.2, a reliable calculation of the TIM is not possible. The value of 0.2 was set because it corresponds with approximately half of the range of each trophic category (see Table 4).

*Requirements for a reliable calculation of the TIM of a river section*

According to our experience, the following requirements are needed in order to obtain a reliable assessment of the trophic state of a river section using the TIM.

- The macrophyte mapping has to be carried out as described in the method above.
- The macrophyte mapping has to take place during the main vegetation period (in Bavaria this is during July and August)
- In the respective river section at least two indicator species must occur.
- In the respective river section the sum of quantities of the occurring indicator species must be  $\geq 43$  (that means for example that one “common” indicator species and two “infrequent” indicator species occur (see 2.2. and Table 1).
- The rate of scatter must be  $\leq 0.2$ .
- Up to now, a reliable calculation of the TIM can only be carried out in Bavaria as no suitable data are available that would allow trials of the TIM from elsewhere as yet. In principle, an extension of the TIM to permit an implementation in other countries is possible and desirable.

If one of the above requirements is not fulfilled, the TIM must be denoted as “tentative”.

### 3. Results

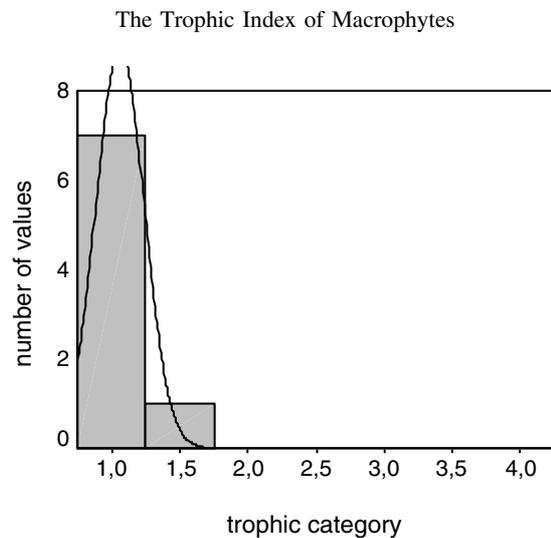
#### 3.1. Indicator Values of the Species

Indicator values were calculated for a total of 49 species of submerged macrophytes (Table 5). In 17 cases the number of calculated PSW-values was sufficient to determine a

S. SCHNEIDER and A. MELZER

Table 5. Indicator values, weighting factor and 20-points-distribution of submerged macrophytes (IV = indicator value, W = weighting factor, o = oligotrophic, m = mesotrophic, eu = eutrophic, p = polytrophic).

species	IV	W	20-points-distribution							
			o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	
<i>Chara aspera</i> DETHARDING ex WILLDENOW	1.10	8	17	2	1					
<i>Chara contraria</i> A. BRAUN ex KÜTZING	1.70	4	4	6	8	2				
<i>Chara delicatula</i> AGARDH	1.58	4	5	8	6	1				
<i>Chara globularis</i> THUILLIER	2.03	4	2	4	7	5	2			
<i>Chara hispida</i> (LINNE) HARTMANN	1.05	16	18	2						
<i>Chara intermedia</i> A. BRAUN	1.15	8	14	6						
<i>Chara vulgaris</i> VAILLANT	2.23	2	1	4	5	5	5			
<i>Acorus calamus</i> LINNE	3.20	2			2	3	5	5	5	5
<i>Berula erecta</i> (HUDSON) COVILLE	2.65	4		1	3	8	5	3		
<i>Butomus umbellatus</i> LINNE	2.98	4			1	4	10	5		
<i>Callitriche cophocarpa</i> SENDTNER	2.50	4		1	6	6	6	1		
<i>Callitriche hamulata</i> KÜTZING ex KOCH	1.80	2	5	5	5	3	2			
<i>Callitriche obtusangula</i> LE GALL	2.50	4		2	5	6	5	2		
<i>Ceratophyllum demersum</i> LINNE	3.18	8				1	12	6	1	
<i>Elodea canadensis</i> RICHARD-MICHAUX	2.55	2	1	2	3	6	5	2	1	
<i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST. JOHN	2.75	4			3	7	7	3		
<i>Glyceria maxima</i> (HARTMANN) HOLMBERG	3.00	2		1	3	3	5	4	4	
<i>Groenlandia densa</i> (LINNE) FOURREAU	1.83	4	4	5	6	4	1			
<i>Hippuris vulgaris</i> LINNE	1.48	4	8	8	2	1	1			
<i>Juncus subnodulosus</i> SCHRANK	1.13	8	15	5						
<i>Mentha aquatica</i> LINNE	2.00	2	3	4	6	4	3			
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DE CANDOLLE	1.55	4	8	6	3	2	1			
<i>Myriophyllum spicatum</i> LINNE	2.83	4		1	2	5	8	3	1	
<i>Nasturtium officinale</i> R. BROWN	2.25	4	1	3	5	7	4			
<i>Nuphar lutea</i> (LINNE) SMITH	3.15	4			1	2	8	8	1	
<i>Potamogeton alpinus</i> BALBIS	1.55	4	5	9	5	1				
<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER	2.40	2	1	2	4	7	5	1		
<i>Potamogeton coloratus</i> HORNEMANN	1.05	16	18	2						
<i>Potamogeton crispus</i> LINNE	2.88	4		1	2	4	8	4	1	
<i>Potamogeton filiformis</i> PERSOON	1.70	2	6	6	4	2	2			
<i>Potamogeton friesii</i> RUPRECHT	2.68	4			4	7	7	2		
<i>Potamogeton lucens</i> LINNE	2.65	4		1	3	6	9	1		
<i>Potamogeton natans</i> LINNE	2.00	4	2	4	8	4	2			
<i>Potamogeton nodosus</i> POIRET	3.10	8				3	10	7		
<i>Potamogeton pectinatus</i> LINNE	2.88	4		1	2	4	8	4	1	
<i>Potamogeton perfoliatus</i> LINNE	2.38	4		3	5	7	4	1		
<i>Potamogeton polygonifolius</i> POURRET	1.13	8	15	5						
<i>Potamogeton pusillus</i> LINNE	2.40	4		3	5	6	5	1		
<i>Ranunculus aquatilis</i> LINNE	2.53	4			6	7	7			
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	2.25	4		3	7	7	3			
<i>Ranunculus fluitans</i> LAMARCK	3.00	8				4	12	4		
<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX	2.70	2	1	2	4	5	5	3	1	
<i>Sagittaria sagittifolia</i> LINNE	2.98	4			1	4	10	5		
<i>Sparganium emersum</i> REHMANN	2.78	2		1	3	6	5	4	1	
<i>Sparganium erectum</i> LINNE em. REICHENBACH	3.00	2		1	2	2	8	5	2	
<i>Sparganium minimum</i> WALLROTH	1.40	8	8	8	4					
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> LINNE	2.58	4		2	4	6	5	3		
<i>Veronica beccabunga</i> LINNE	2.40	4	1	1	5	7	6			
<i>Zannichellia palustris</i> LINNE	2.93	1	1	2	3	4	8	3	1	



o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	indicator value
18	2						1,05

Fig. 2. Histogramm and resulting 20-points-distribution for the trophic characterization of *Potamogeton coloratus* (for numerical values and abbreviations of the trophic categories see Table 2).

reliable indicator value. For 32 species of submerged macrophytes fewer than 7 sites had been sampled. In those cases particular attention was paid to verify or correct the 20-points-distribution of the species by literature references. In the following, three examples are given.

*Potamogeton coloratus*

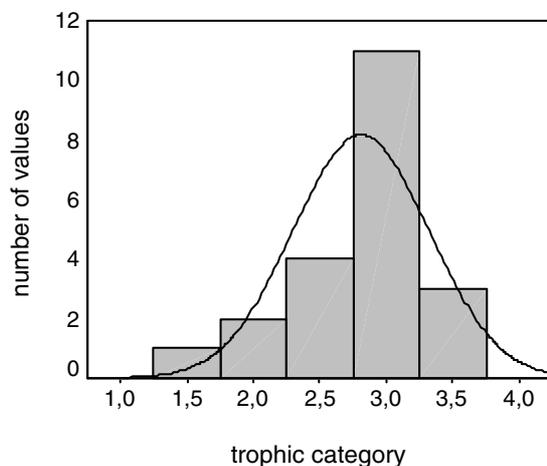
*Potamogeton coloratus* was found at 8 sampling sites. Seven of the PSW-values show a level below 15 and therefore mark the sampling sites as oligotrophic. With a PSW-value of 15.65 the 8th sampling site is clearly situated at the nutrient-poor end of the oligo-mesotrophic category (Fig. 2). An indicator value of 1.05 was calculated.

*Potamogeton coloratus* is considered to be extremely sensitive to nutrient enrichment. The species is widely accepted as an indicator for nutrient poor conditions (PHILIPPI, 1978; CASPER and KRAUSCH, 1980; KOHLER, 1982; HASLAM, 1987; CARBIENER *et al.*, 1990; MELZER, 1993; HAURY *et al.*, 1996; ROBACH *et al.*, 1996). The PSW-values of the 8 sampling sites, at which *Potamogeton coloratus* was found, clearly support the classification as a nutrient-sensitive species. Therefore, in running waters as in lakes *Potamogeton coloratus* can be used as an indicator for oligotrophic conditions.

*Myriophyllum spicatum*

*Myriophyllum spicatum* occurred at 31 sampling sites. The mean total phosphorus concentration of the water body ranged from 5 to 567 µg P/l. At 21 of the sampling sites sediment cores were taken. Based on the PSW-values most of the sampling sites can be termed eutrophic. An indicator value of 2.83 was calculated from the 20-points-distribution (Fig. 3).

S. SCHNEIDER and A. MELZER



o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	indicator value
1	2	5	8	3	1	2,83	

Fig. 3. Histogramm and resulting 20-points-distribution for the trophic characterization of *Myriophyllum spicatum* (for numerical values and abbreviations of the trophic categories see Table 2).

*Myriophyllum spicatum* thrives preferably in nutrient-rich, eutrophic water bodies (KÖHLER, 1976; MONSCHAU-DUDENHAUSEN, 1982; HASLAM, 1987; MELZER, 1993; SCHÜTZ, 1993; KLEIN *et al.*, 1995; ROBACH *et al.*, 1997; TÄUSCHER, 1997). Nevertheless, the species also occurs in nutrient-poor habitats (OLSEN, 1950; CASPER and KRAUSCH, 1981). HARDING (1981) even characterized *Myriophyllum spicatum* as sensitive to nutrient enrichment. With the present dataset both the overall classification of *Myriophyllum spicatum* as eutrophic and its capability to grow also in nutrient poor habitats was verified.

#### *Ranunculus fluitans*

*Ranunculus fluitans* occurred at 30 sampling sites. The mean total phosphorus concentrations of the water body ranged from 10 to 350 µg P/l, but in most cases showed middle to high values. At 13 sampling sites sediment cores were taken. The PSW-values mainly characterized them as eutrophic (Fig. 4). An indicator value of 3.00 was calculated.

*Ranunculus fluitans* is mainly considered to be a characteristic species of eutrophic running waters (HOFMANN, 1984; SCHÜTZ, 1993; SEITZ, 1993; KÖHLER *et al.*, 1994; KLEIN *et al.*, 1995; SCHNITZLER *et al.*, 1996). Some authors, however, described the ecological optimum of *Ranunculus fluitans* in meso-eutrophic running waters (EGLIN *et al.*, 1997, WÜRZBACH *et al.*, 1997). HARDING (1981) even found *Ranunculus fluitans* to be sensitive to nutrient enrichment and organic loading. On the one hand the species was missed in oligotrophic river sections (KÖHLER, 1976; WÜRZBACH *et al.*, 1997), on the other hand excessive nutrient loading also caused a decline in the occurrence of *Ranunculus fluitans* (CASPER and KRAUSCH, 1981). By the PSW-values the species is clearly characterized as eutrophic.

#### TIM in the stream Rotbach

Here the Rotbach is selected to give an example of the TIM. The macrophyte mapping, which is the basis for the calculation of the TIM, is published in SCHORER *et al.* (2000). Further examples of the TIM are published by SCHNEIDER *et al.*, 2000a, 2000b, 2001.

The Trophic Index of Macrophytes

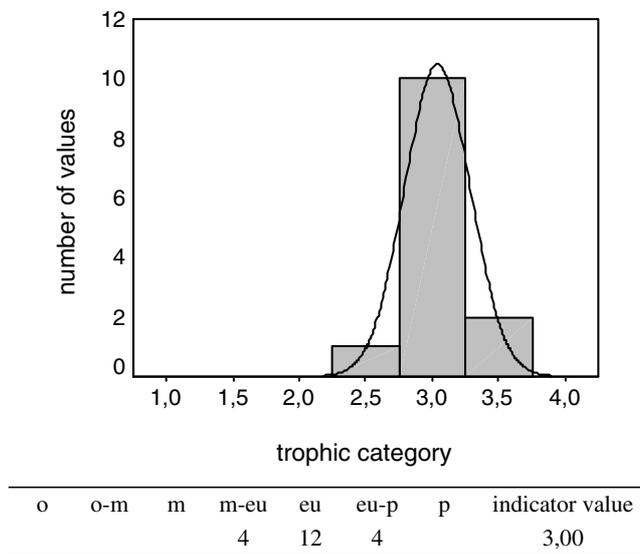


Fig. 4. Histogramm and resulting 20-points-distribution for the trophic characterization of *Ranunculus fluitans* (for numerical values and abbreviations of the trophic categories see Table 2).

After a mesotrophic spring region the Rotbach is characterized as oligotrophic up to section eight (Fig. 5). In section nine, where the Rotbach reaches the village Aumühle, the TIM rises to a value of about 2.25. Another increase to approximately 2.6 occurred when the stream flowed through a fish farm in section 12.

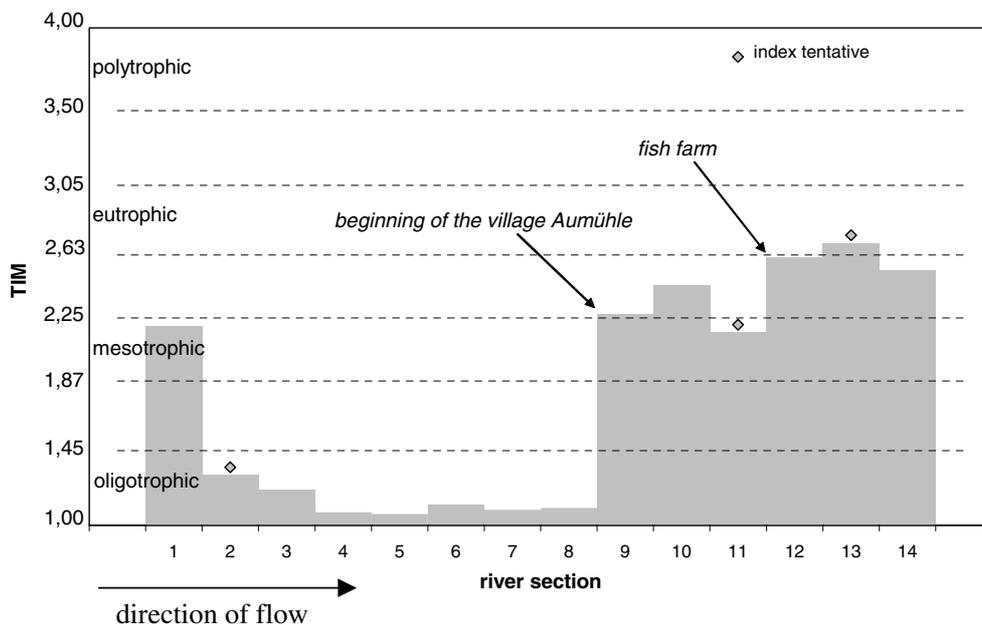


Fig. 5. TIM (Trophic Index of Macrophytes) in the stream Rotbach.

S. SCHNEIDER and A. MELZER

#### 4. Discussion

##### 4.1. What Does the Trophic State of Running Waters Mean?

Because in running waters the “intensity of primary production” is impractical to measure (see above), an auxiliary parameter is used: nutrient concentration, being the main factor caused by human influence. None of the indication systems calibrated on nutrient concentrations are able to indicate the trophic state in its defined meaning (see above). They only can show a “nutrient potential”. This “nutrient potential” depends on the nutrient concentrations and only under suitable light and flow conditions this will lead to an enhanced trophic state.

Since at present the ecology of submerged macrophytes is not known sufficiently to quantify the effects of different shading and flowing velocity for every species, it is impossible to deduce the “intensity of primary production” from the nutrient potential. Even if this may be possible in the future, the question arises whether, from an economic point of view, the trophic state in its defined meaning is sufficient to grant the necessary funds. In order to solve the problems caused by eutrophication, the man-made increase in nutrient concentrations must be reduced in any case. In macrophyte dominated running waters this increase can be monitored more clearly by indicating the nutrient potential than by determining the trophic state in its original meaning.

For plankton-dominated running waters on the other side, the members of the LAWA (working group of the Federal States in Germany on water issues) agreed on not using the nutrient loading but the production of biomass as a basis for classification (LAWA 1996). They stated, that the concentration of chlorophyll *a* is the most important criterion for classification, supported by a rough characterisation of the dominant groups of algae and auxiliary variables such as nutrient concentration, diurnal oxygen variation and light climate. The use of chlorophyll *a*, the main pigment of the photosynthesis of green plants, for the trophic characterisation of plankton-dominated running waters is obvious and reasonable. At identical phosphorus levels chlorophyll *a* concentrations are usually lower in running waters than in lakes. This phenomenon is mainly due to the comparatively short water residence time, which does not permit to fully deplete the nutrient potential (HAMM, 1995). Therefore, the primary production is better described by measuring the chlorophyll *a* content than by the determination of the nutrient concentration. This procedure surely represents the most favourable compromise between scientific correctness and practical feasibility. Furthermore, a short shaded stretch in a running water does not substantially influence the chlorophyll *a* concentration. PREZELIN (1992) states that sustainable modifications in the exposure to light affect the chlorophyll concentration only within hours to days. In laboratory experiments LATASA *et al.* (1992) even were able to prove a slight increase in the chlorophyll concentration of the phytoplankton species investigated during a dark period of 12 hours. This means, that the trophic classification of plankton-dominated running waters, which is based on chlorophyll *a* concentrations, does not change within and behind shaded river stretches.

However, in macrophyte- and periphyton-dominated running waters no parameter exists which offers the advantages of the measurement of the chlorophyll *a* concentration in plankton-dominated lotic systems. Regular measurement of the chlorophyll content of macrophytes and periphyton is out of question for financial and nature-conservational reasons, since parts of the biomass would have to be harvested. Furthermore, it can be expected that the patchiness of the macrophyte vegetation would lead to varying results even in adjacent river sections.

Usually, however, primary production of submerged macrophytes in shaded passages is different from that of sunny sections (DAWSON and KERN-HANSEN, 1979; JORGA *et al.*, 1982; VERMAAT and DEBRUYNE, 1993). This is in contrast to the results of the chlorophyll *a* measurement in plankton-dominated running waters, where a short shaded section does not lead

### The Trophic Index of Macrophytes

to a substantial reduction of the chlorophyll concentration. While phytoplankton is transported by the water and passes shaded sections without damage, rooted submerged macrophytes due to a constant lack of light have a reduced primary production.

So the direct measurement of primary production of macrophyte-dominated running waters is impossible in practical means. For the reasons mentioned, a determination of the photosynthetic pigments in the plants does not lead to the desired results either. Therefore, the nutrient concentration represents the best possible approximation for a characterisation of the trophic state. However, with the present indication systems, in macrophyte- and periphyton-dominated running waters the “nutrient potential” (the trophic state that is theoretically possible on the basis of the nutrient concentrations), is indicated far better than the trophic state in its defined meaning. Deducting the trophic state from the nutrient potential leads to the desired result only together with suitable flow and light conditions.

#### 4.2. *Sediment and Overlying Water as Phosphorus Sources for Submerged Macrophytes*

Submerged macrophytes are of particular importance in aquatic ecosystems, as they link the sediment with the overlying water. For *Chara globularis* LITTLEFIELD and FORSBERG (1965) could show a P-uptake through all parts of the plant. Investigations on submerged spermatophytes led to the conclusion, that they are capable of taking up nutrients from the overlying water in principal. In lakes, however, the sediment represents the major source of nutrients (BARKO and SMART, 1980; 1981; RAVEN, 1981; BARKO *et al.*, 1991; RATTRAY, 1995). From experiments, in which the plants were grown at different nutrient concentrations, it was concluded, that the relative contribution of the sediment and the overlying water to the P-uptake of submerged macrophytes depends on the SRP-concentrations of the two compartments (CARIGNAN and KALFF, 1980; AGAMI and WAISEL, 1986; RATTRAY *et al.*, 1991). CARIGNAN (1982) developed an empirical model for predicting the relative contribution of roots to the phosphorus uptake by submerged macrophytes.

Studies performed on 15 species were used to construct the model. Although CARIGNAN (1982) was aware of a possible influence of morphological traits such as root/shoot biomass ratio or surface area, his experiments led to the conclusion that under similar phosphorus availability even morphologically different species behave similar. Therefore, the model can be applied to every species of submerged macrophytes.

In running waters, the current provides a continuous supply of nutrients. In that way the formation of zones of nutrient depletion in the immediate surrounding of the plant is minimized. This fact led to the assumption, that the proportion of nutrients taken up from the overlying water body could be increased in running waters compared to lakes. In running waters of the Alsace, ROBACH *et al.* (1995) were able to show a high efficiency of phosphorus uptake from the overlying water for the species *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, and *Callitriche obtusangula*. As these authors did not determine the SRP-concentration of the sediment pore water, no conclusions can be drawn regarding the importance of the sediment for the phosphorus-uptake of the species investigated.

PELTON *et al.* (1998) also assumed a considerable influence of the overlying water on the nutrient uptake of submerged macrophytes in running waters. However, they could not support this assumption by quantitative measurements. In their microcosm experiments the SRP-concentration of the overlying water was higher than that of the sediment pore water, contrasting the conditions in German rivers. With regard to the dependency of the P-uptake from the relative SRP-concentrations of the sediment pore water and the overlying water, from this study no conclusions can be drawn as to the contribution of the roots to the whole plant phosphorus uptake in rivers with relatively high SRP-concentrations in the sediment compared to the overlying water.

S. SCHNEIDER and A. MELZER

MADSEN and CEDERGREEN (2002) could show that in a nutrient rich Danish stream all four macrophyte species tested were able to satisfy their nutrient demand by leaf uptake alone, in spite of the water/pore water SRP-ratio being low. However, they derooted the plants for their experiments. That means, although the nutrient requirements of the plants could be met by foliage uptake, they could not exclude the possibility that nutrients were in fact taken up by roots of intact plants.

Therefore, the studies mentioned do not disagree with the work of CHAMBERS *et al.* (1989), who were able to show, that not only in lakes but also in running waters the greatest part of the required phosphorus is taken up through the roots. In order to estimate the importance of the sediment-phosphorus to the macrophytes at the sampling sites, the model according to CARIGNAN (1982) was applied for running waters as well.

As CARIGNAN (1982) exclusively used experimental data measured in the laboratory, he did not state a certain sediment depth up to which submerged macrophytes can take up phosphorus through the roots. However, the phosphorus concentration in lakes shows a clear depth gradient (ENELL and LÖFGREN, 1988). For running waters there are no data available on this subject up to now. In contrast to lakes, the sediment pore water of running waters is permanently flowing. Therefore, a depth gradient should be far less distinct. For practical reasons and due to experience from earlier projects (unpublished data), in the present study a uniform rooting depth of 15 cm was assumed for all species. The SRP-concentration measured, therefore, represents the average value of the upper 15 cm of the sediment.

In order to characterize the trophic range of the species investigated, it is important to know which phosphorus-form is used by the plants. HUPFER (1999) was able to prove that, contrary to popular belief, no clear correlation exists between the total-phosphorus content in the sediment and the degree of eutrophication in lakes. Nor were ROBACH *et al.* (1995) able to determine a correlation between the phosphorus nutrition of submerged macrophytes and the total phosphorus content of the sediment.

Bioavailable phosphorus can be defined as the sum of immediately available P and P that can be transformed into an available form by naturally occurring physical, chemical and biological processes (BOSTRÖM *et al.*, 1988). Until today, however, it was not possible to establish a relationship between the bioavailability and certain phosphorus forms (HUPFER, 1999). Even if the trophic characterization of lakes, among other things, still relies on the epilimnic total phosphorus concentration (LAWA, 1998), it is generally accepted that this P-form can only partly be used by the plants.

A good approximation to the phosphorus potentially available for algae, which is determined by bioassays, was found to be the SRP-concentration (BOSTRÖM *et al.*, 1988). CARIGNAN and KALFF (1979) found out, that for *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton zosteriformis*, and *Heteranthera dubia* the "mobile phosphorus" represents the total pool of sediment phosphorus available to macrophytes. This form consists of the interstitial P of sediments and the P loosely held by the particulate phase, which is determined by isotopic dilution. In the present study, the determination of the amount of phosphorus loosely held by the sediment was not possible. Consequently, for both the overlying water and the sediment the SRP-concentration represents a good and feasible estimation of the phosphorus available to submerged macrophytes. Therefore the amount of phosphorus actually available tends to be somewhat underestimated.

#### 4.3. Possibilities and Limits of a Trophic Classification of Running Waters by Using TIM

In contrast to earlier works, the PSW-value represents a combination of the phosphorus concentrations in the sediment and the overlying water. Therefore, the macrophyte index TIM can provide a more comprehensive assessment of river ecosystems. The question why eutrophic species occur in apparently oligotrophic water bodies is answered by the substantial importance of the sediment nutrients to the nutrition of submerged macrophytes.

#### The Trophic Index of Macrophytes

The indicator values of the 49 species of submerged macrophytes, for which a 20-points-distribution was developed, ranged from 1.05 to 3.20. Therefore, an indication of the polytrophic category by submerged macrophytes was not possible. Within the polytrophic category mostly a depopulation of submerged macrophytes was observed (MELZER, 1988).

The classification of the TIM-values into trophic categories is based on the following considerations: On one hand, the value used for the calculation of the indicator values of the species should be located in the respective category of the TIM. For instance, the value 2.5 should be placed in the meso-eutrophic category. On the other hand, because averages are taken twice (once for the calculation of the indicator value and a second time for the calculation of the TIM), the range of the estimated parameter is shrunken (TER BRAAK and JUGGINS, 1993; SCHÖNFELDER, 1997). Furthermore, only values between the minimum (1.05) and the maximum (3.20) indicator value are used for calculating the TIM. Thus the range of intensity of the estimated parameter is narrowed again.

The amount of shrinking could be estimated and so the value of the parameter could be corrected by a method called deshrinking (TER BRAAK and JUGGINS, 1993; SCHÖNFELDER, 1997). In order to do so, one would have to regress the calculated values on the measured values. However, measuring the PSW-value of a sampling site is not feasible due to the patchiness of the macrophyte vegetation. Therefore, a regression equation cannot be established. In order to somehow take the shrinking phenomenon into account, the width of the upper and lower trophic categories is largest and declines to the centre (Table 4). However, this classification is based on present experience and may have to be modified later on, if necessary.

#### 4.4. Implementation of the TIM in the Stream Rotbach

The data measured in the Rotbach have been used for the trophic characterisation of the species. Although in the Rotbach only 9 of altogether 154 sampling sites are located, we considered it justifiable to apply the TIM in this river. However, this must not be seen as a testing of the TIM, but as an example.

In section 1 the vegetation is dominated by *Nasturtium officinale* and *Mentha aquatica* (SCHNEIDER, 2000; SCHORER *et al.*, 2000). The classification of the spring region as mesotrophic is exclusively based on these two species. Both mainly occur in mesotrophic running waters, but they can also thrive in oligotrophic habitats. Because the spring section shows an enhanced SRP-concentration in the sediment pore water compared to the following sections (ca. 40 µg P/l, compared to 10 µg P/l in the sections 2 to 8) and also, to a smaller extent, in the overlying water (5.3 µg P/l compared to 2.3 µg P/l), the classification of the spring section as mesotrophic appears to be reasonable.

In the following sections diffuse inflow of groundwater led to an extensive charophyte growth and thus to a decline of the TIM to an oligotrophic state. With the beginning of the village Aumühle the charophytes declined and meso- to eutrophic species occurred. Accordingly, an increase of the TIM was noticeable. Two tributaries flowing into the Rotbach in section 9 are supposed to have caused the observed eutrophication. One of them drained a pond, the other one a small private fish pond. This was responsible to at least a temporary phosphorus input into the Rotbach (SCHNEIDER, 2000). Though, due to heavy dilution, no increase in the phosphorus concentration of the overlying water body was measurable, a significant increase in the SRP-concentration of the sediment pore water was demonstrated. The macrophyte index TIM is a suitable tool for indicating such phenomena.

In section 12 the Rotbach flows into a fish farm. The average SRP-concentrations increased to a value of about 15 µg P/l. Far more important is the elevation of the SRP-concentration of the sediment pore water to a value of about 350 µg P/l, a multiple of the concentrations measured upstream. The macrophyte index TIM paralleled this rise by increasing to a value of about 2.6.

S. SCHNEIDER and A. MELZER

Summarising the results, the TIM paralleled the variations in the SRP-concentration of the sediment pore water. They also showed a slightly enhanced phosphorus load in the spring region, very low concentrations in the sections 2 to 8, an increase near the village Aumühle, and a further increase following the inflow of the stream into the fish farm (see also SCHNEIDER, 2000; SCHORER *et al.*, 2000).

In three mapping sections the TIM must be denoted as “tentative”. In sections 11 and 13 due to heavy shading the species observed occur only “infrequent”. Therefore, the sum of quantities did not exceed the value required (see materials and methods). Section 2 was dominated by *Mentha aquatica* (IW = 2.00) and *Juncus subnodulosus* (IW = 1.13). As the indicator values of these species differed substantially, the rate of scatter exceeded the value of 0.2. With respect to the adjacent river stretches, the value of 1.3 seemed reasonable in spite of the fact that the TIM of this mapping section must be denoted as “tentative”.

With regard to further examples of the TIM in different rivers (SCHNEIDER *et al.*, 2000a, 2000b, 2001) it can be concluded that TIM is a useful means to detect differences in the trophic state of running waters. It therefore may be an important tool in finding the causes of degradation according to the European Water Framework Directive and in long-term monitoring of improvements in water quality.

## 5. Acknowledgements

We thank our colleagues at the Limnologische Station Iffeldorf and the Bavarian authorities for water management for field and laboratory assistance and constructive criticism throughout the project. BARBARA EGERER and ANETT HOLZAPFEL are acknowledged for reviewing the English. The project was funded by the Bavarian State Office for Water Management, Munich.

## 6. References

- AGAMI, M. and Y. WAISEL, 1986: The ecophysiology of roots of submersed vascular plants. – *Physiol. Veg.* **24**: 607–624.
- ALI, M. M., K. J. MURPHY and V. J. ABERNETHY, 1999: Macrophyte functional variables versus species assemblages as predictors of trophic status in flowing waters. – *Hydrobiologia* **415**: 131–138.
- AMOROS, C., G. BORNETTE and C. P. HENRY, 2000: A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. – *Environmental Management* **25**: 211–227.
- BARKO, J. W. and R. M. SMART, 1980: Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. – *Freshw. Biol.* **10**: 229–238.
- BARKO, J. W. and R. M. SMART, 1981: Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. – *Aquatic Botany* **10**: 339–352.
- BARKO, J. W., D. GUNNISON and S. R. CARPENTER, 1991: Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. – *Aquatic Botany* **41**: 41–65.
- BOSTRÖM, B., G. PERSSON and B. BROBERG, 1988: Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. – *Hydrobiologia* **170**: 133–155.
- CANFIELD, D. E., K. A. LANGELAND, M. J. MACEINA, W. T. HALLER and J. V. SHIREMAN, 1983: Trophic State Classification of Lakes with Aquatic Macrophytes. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40**: 1713–1718.
- CARBIENER, R., M. TREMOLIERES, J. L. MERCIER and A. ORTSCHIED, 1990: Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). – *Vegetatio* **86**: 71–88.
- CARIGNAN, R. and J. KALFF, 1979: Quantification of the sediment phosphorus available to aquatic macrophytes. – *J. Fish. Res. Board Can.* **36**: 1002–1005.
- CARIGNAN, R. and J. KALFF, 1980: Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? – *Science* **207**: 987–989.
- CARIGNAN, R., 1982: An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 243–247.

## The Trophic Index of Macrophytes

- CASPER, S. J. and H.-D. KRAUSCH, 1980: Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. – *In*: Ettl, H., G. Gärtner and H. Heynig (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 23. Gustav Fischer Verlag, 403 pp.
- CASPER, S. J. and H.-D. KRAUSCH, 1981: Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil. – *In*: Ettl, H., G. Gärtner and H. Heynig (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 23. Gustav Fischer Verlag: 404–942.
- CHAMBERS, P. A., E. E. PREPAS, M. L. BOTHWELL and H. R. HAMILTON, 1989: Roots versus Shoots in Nutrient Uptake by Aquatic Macrophytes in Flowing Waters. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**: 435–439.
- CHAMBERS P. A., E. E. PREPAS and K. GIBSON, 1992: Temporal and spatial dynamics in riverbed chemistry: the influence of flow and sediment composition. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49**: 2128–2140.
- DAWSON, F. H. and U. KERN-HANSEN, 1979: The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **64**: 437–455.
- DIN 4049, Teil 2, 1990: Hydrologie, Begriffe der Gewässerbeschaffenheit. DIN-Norm. Deutsches Institut fuer Normung (German Institute for Standardization). Berlin. 25 pp.
- EDWARDS, R. W. and M. OWENS, 1962: The effects of plants on river conditions IV. The oxygen balance of a chalk stream. – *J. Ecol.* **50**: 207–220.
- EGLIN, I., U. ROECK, F. ROBACH and M. TREMOLIERES, 1997: Macrophyte biological methods in the study of the exchange between the Rhine river and the groundwater. – *Wat. Res.* **31**: 503–514.
- ENELL, M., and S. LÖFGREN, 1988: Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. – *Hydrobiologia* **170**: 103–132.
- ENVIRONMENT AGENCY, 1999: Mean Trophic Rank, a users manual. – Environment Agency RandD Dissemination Centre, Frankland Road, Swindon, Wiltshire SN5 8YF. 144pp.
- EU, 2000: Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. – *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft.* 62 pp. and Annex.
- FRIEDRICH, G., 1990: Eine Revision des Saprobien-systems. – *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* **23**: 141–152.
- HAMM, A., 1995: Möglichkeiten und Probleme einer durchgehenden Trophiebewertung. – *Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Tagung in Berlin*: 11–15.
- HARDING, J. P. C., 1981: Macrophytes as monitors of river quality in the southern N. W. W. A. area. – North West Water Authority (Rivers Division), Technical Support Group. Ref. No. TS-BS-81–2. England, 54 pp.
- HASLAM, S. M., 1987: River Plants of Western Europe. – Cambridge University Press, 512pp.
- HAURY, J., M.-C. PELTRE, S. MULLER, M. TREMOLIERES, J. BARBE, A. DUTARTRE and M. GUERLESQUIN, 1996: Des indices macrophytiques pour estimer la qualite des cours d'eau francais: premieres propositions. – *Ecologie* **27**: 233–244.
- HOFMANN, G., 1994: Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. – *Bibliotheca Diatomologica* 30. Verlag J. Cramer, 241 pp.
- HOFMANN, H., 1984: Verkräutung des Hochrheins durch „Flutenden Hahnenfuß“. – *Wasserwirtschaft* **74** 7/8: 380–382.
- HUPFER, M., 1999: Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. – *In*: STEINBERG, BERNHARDT, KLAPPER (eds.): *Handbuch Angewandte Limnologie.* Ecomed. Kap. IV 3.2: 1–21.
- JORGA, W., W.-D. HEYM and G. WEISE, 1982: Shading as a measure to prevent mass development of submersed macrophytes. – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **67**: 271–281.
- KELLY, M. G. and B. A. WHITTON, 1998: Biological monitoring of eutrophication in rivers. – *Hydrobiologia* **384**: 55–67.
- KLEIN, J.-P., F. ROBACH, A. VANDERPOORTEN and M. TREMOLIERES, 1995: Spatio-temporal aquatic vegetation patterns in former channels in relation to their isolation from the river Rhine (Eastern France). – *Acta Bot. Gallica* **142**: 601–616.
- KOHLER, A., 1976: Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastung von Fließgewässer-Ökosystemen. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Wien: 255–276.
- KOHLER, A., 1982: Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. – *Decheniana-Beihefte* **26**: 31–42.
- KOHLER, A. and S. SCHIELE, 1985: Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen. – *Arch. Hydrobiol.* **103**: 137–199.
- KOHLER, A., K. HEIMBERGER and G.-H. ZELTNER, 1994: Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung 1973 bis 1994. – *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, Beiheft 1. 101 pp.

S. SCHNEIDER and A. MELZER

- KOHLER, A. and G. JANAUER, 1997: Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. – In: STEINBERG, BERNHARDT, KLAPPER (eds.): Handbuch angewandte Limnologie. – Verlag Ecomed. Kap. VIII 1.1.3: 1–22.
- KOLKOWITZ, R. and M. MARSSON, 1990: Ökologie der tierischen Saprobien. – Int. Revue ges. Hydrobiol. **2**: 126–152.
- KRAUSE, W., 1997: Charales (Charophyceae). – In: ETTL, H., G. GÄRTNER, H. HEYENIG and D. MOLLENHAUER (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18. Gustav Fischer Verlag. 202 pp.
- LATASA, M., E. BERDALET and M. ESTRADA, 1992: Variations in biochemical parameters of *Heterocapsa* sp. and *Olisthodiscus luteus* grown in 12:12 light:dark cycles: II Changes in pigment composition. – Hydrobiologia **238**: 149–157.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1996: Vorschlag für ein Klassifizierungssystem zur Bewertung der Trophie planktondominierter Fließgewässer (Stand 26.01.96). Bearbeitung: LAWA AK Gewässerbewertung Fließgewässer, Unterarbeitsgruppe Planktondominierte Fließgewässer. 6 pp.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1998: Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Bearbeiter: LAWA AK Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. 74 pp.
- LITTLEFIELD, L. and C. FORSBERG, 1965: Absorption and Translocation of Phosphorus-32 by *Chara globularis* THUILL. – Physiologia Plantarum **18**: 291–296.
- MADSEN, T. V. and N. CEDERGREEN, 2002: Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. – Freshw. Biol. **47**: 283–291.
- MAUCH, E., 1992: Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. – In: FRIEDRICH, G. and J. LACOMBE, Limnologie aktuell **3**: 205–217. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- MELZER, A., 1988: Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift an der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU München. 249pp.
- MELZER, A., 1993: Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. – Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie **47**: 156–172.
- MEYNEN, E. and J. SCHMIDTHÜSEN, 1953: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde Remagen. 258 pp.
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K., 1982: Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern – dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **28**: 1–118.
- MURPHY, T. P. and J. P. RILEY, 1962: A modified single solution method for the determination of phosphorus in natural waters. – Analytica Chimica Acta **27**: 31–36.
- NAUMANN, E., 1929: Einige neue Gesichtspunkte zur Systematik der Gewässertypen. – Archiv für Hydrobiologie **20**: 191–198.
- OHLE, W., 1955: Beiträge zur Produktionsbiologie der Gewässer. – Arch. Hydrobiol., Supplement **XXII**: 456–479.
- OLSEN, S., 1950: Aquatic plants and hydrospheric factors – II. The hydrospheric types. – Svensk Botanisk Tidskrift, **44**, H. 2: 332–373.
- PELTON, D. K., S. N. LEVINE and M. BRANER, 1998: Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using <sup>32</sup>P in stream microcosms. – Freshw. Biol. **39**: 285–299.
- PHILIPPI, G., 1978: Veränderungen der Wasser- und Uferflora im badischen Oberrheingebiet. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **11**: 99–134.
- PREZELIN, B. B., 1992: Diel periodicity in phytoplankton productivity. – Hydrobiologia **238**: 1–35.
- RATTRAY, M. R., C. HOWARD-WILLIAMS and J. M. A. BROWN, 1991: Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. – Aquat. Bot. **40**: 225–237.
- RATTRAY, M. R., 1995: The relationship between P, Fe and Mn uptakes by submersed rooted angiosperms. – Hydrobiologia, **308**: 107–120.
- RAVEN, J. A., 1981: Nutritional Strategies of submerged benthic Plants: The Acquisition of C, N, and P by Rhizophytes and Haptophytes. – New Phytol. **88**: 1–30.
- ROBACH, F., I. HAJNSEK, I. EGLIN and M. TREMOLIERES, 1995: Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? – Acta Bot. Gallica **142**: 719–731.
- ROBACH, F., G. THIEBAUT, M. TREMOLIERES and S. MULLER, 1996: A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. – Hydrobiologia **340**: 67–76.

## The Trophic Index of Macrophytes

- ROBACH, F., I. EGLIN, and M. TREMOLIERES, 1997: Species richness of aquatic macrophytes in former channels connected to a river: a comparison between two fluvial hydrosystems differing in their regime and regulation. – *Global Ecology and Biogeography Letters* **6**: 267–274.
- RODHE, W., 1969: Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe. – *In: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a symposium. Washington, D. C., National Academy of Sciences*: 50–64.
- SAND-JENSEN, K., 1998: Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. – *Freshw. Biol.* **39**: 663–679.
- SCHMIDT, D., K. VAN DE WEYER, W. KRAUSE, L. KIES, A. GARNIEL, U. GEISSLER, A. GUTOWSKI, R. SAMIETZ, W. SCHÜTZ, H.-Ch. VAHLE, M. VÖGE, P. WOLFF and A. MELZER, 1995: Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – *Schr.-R. f. Vegetationskde.* **28**: 547–566.
- SCHNEIDER, S., 2000: Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. – Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 pp.
- SCHNEIDER, S., T. KRUMPHOLZ and A. MELZER, 2000a: Trophieindikation in Fließgewässern – Anwendung des Trophie-Index Makrophyten (TIM) im Ascherbach. – *Lauterbornia* **38**: 85–97.
- SCHNEIDER, S., T. KRUMPHOLZ and A. MELZER, 2000b: Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Makrophyten) – Erprobung eines neu entwickelten Index im Inninger Bach. – *Acta hydrochim. hydrobiol.* **28**: 241–249.
- SCHNEIDER, S., L. DINZINGER and A. MELZER, 2001: Trophieindikation in Fließgewässern – Erprobung des Trophie-Index Makrophyten (TIM) im Fließgewässersystem der Sempt (Bayern). – *Limnologia* **31**: 147–163.
- SCHNITZLER, A., I. EGLIN, F. ROBACH and M. TREMOLIERES, 1996: Response of aquatic macrophyte communities to levels of P and N nutrients in an old swamp of the upper Rhine plain (Eastern France). – *Ecologie* **27**: 51–61.
- SCHÖNFELDER, I., 1997: Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. – *Dissertationes Botanicae* **238**. J. Cramer, 148 S.
- SCHORER, A., S. SCHNEIDER and A. MELZER, 2000: The importance of submerged macrophytes as indicators for the nutrient concentration in a small stream (Rotbach, Bavaria). – *Limnologia* **30**: 351–358.
- SCHÜTZ, W., 1993: Verbreitung und floristisch-ökologische Zonierung der Wasserpflanzen in der badischen Oberrheinaue nach dem Bau des Rheinseitenkanals. – *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* **2**: 139–158.
- SEITZ, H.-P., 1993: Veränderungen in der submersen Makrophytenvegetation im Fließgewässersystem der Mindel (Iller-Lech-Platte) 1990 gegenüber 1976. – *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* **2**: 171–188.
- TÄUSCHER, L., 1997: Entwässerungsgräben als Refugialbiotope für seltene und gefährdete Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften in den Niederungen der Mittleren Elbe und Unteren Havel. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1996 (Schwedt), Krefeld 1997*: 487–491.
- TER BRAAK, C. J. F. and S. JUGGINS, 1993: Weighted averaging partial least squares regression (WAPLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. – *Hydrobiologia* **269/270**: 485–502.
- VERMAAT, J. E. and R. J. DE BRUYNE, 1993: Factors limiting the distribution of submerged waterplants in the lowland River Vecht (The Netherlands). – *Freshw. Biol.* **30**: 147–157.
- WILD, V. and M. KUNZ, 1992: Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter Strukturparameter. – *In: FRIEDRICH, G. and J. LACOMBE, Limnologie aktuell*, **3**: 219–251. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- WÜRZBACH, R., G.-H. ZELTNER and A. KOHLER, 1997: Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung und Veränderung von 1970 bis 1996. – *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft* **4**: 243–312.
- ZELINKA, M. and P. MARVAN, 1961: Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. – *Arch. Hydrobiol.* **57**: 389–407.

Manuscript received January 28th, 2002; revised May 17th, 2002; accepted June 21st, 2002





## Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters

Susanne Schneider\* & Arnulf Melzer

*Limmologische Station der Technischen Universität München, Hofmark 3, D - 82393 Iffeldorf, Germany*

(\*Author for correspondence: Tel.: +49-8856-81027, Fax: +49-8856-81040, E-mail: susi.schneider@wzw.tum.de)

Received 16 October 2002; in revised form 4 March 2004; accepted 27 April 2004

*Key words:* aquatic macrophytes, river, sediment, phosphorus, nitrogen, ammonia

### Abstract

(1) The relative importance of sediments and water as nutrient sources for submerged macrophytes in running waters is poorly understood. Here we present water and sediment nutrient characteristics within macrophyte patches in Bavarian rivers. (2) No significant differences between early (June/July) and late summer (August/September) sediment nutrient characteristics could be detected within macrophyte patches. Therefore, a single sediment sample per macrophyte patch was considered to be sufficient for characterising nutrient concentrations during the main growing season in running waters. (3) Sediment TP (total phosphorus) is not a useful parameter for predicting trophic status in running waters. Sediment porewater SRP (soluble reactive phosphorus) concentration is not correlated to water body SRP or TP concentration; nor is it correlated with sediment TP content. *Potamogeton coloratus*, a oligotrophic species, is associated with low overlying and porewater SRP concentrations but high sediment TP content. Eutrophic species, such as *Potamogeton pectinatus*, are associated with low sediment TP. (4) It is hypothesized that *Chara hispida* primarily takes up sediment ammonia for nitrogen nutrition. (5) Nutrient characteristics of the water body and the sediment of eight macrophyte species in Bavarian rivers are described.

### Introduction

Submerged macrophytes are of particular importance in aquatic ecosystems, as they link the sediment with the overlying water. In running waters, macrophytes act as traps for fine particles, their morphology influencing patterns of sediment deposition and composition (Sand-Jensen, 1998). In dense submerged vegetation, near-bed velocity is reduced, thus allowing finer particles to be deposited. As fine sediments often contain high concentrations of carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) (Chambers et al., 1992; Sand-Jensen, 1998), the sediment deposition within macrophyte patches influences the nutrient dynamics of running waters. Phosphorus mobilization pro-

cesses depend on physical, chemical and biological processes, i.e. on the composition of the sediment (Boström et al., 1988b; Gonsiorczyk et al., 2001). Consequently, the precise proportion of water TP (total phosphorus) contributing to the 'intensity of primary production', i.e. the trophic state, depends on the nature of the running water. Water TP concentration is not suitable as an indicator of the trophic state in macrophyte dominated running waters, especially when comparing different types of running waters. To characterise the P nutrition of submerged macrophytes, both the available phosphorus pools of the water body and the sediment have to be considered.

In lentic systems, the sediment represents the major source of nutrients for submerged macrophytes (Barko & Smart, 1980, 1981; Raven, 1981; Barko et al., 1991; Rattray, 1995). In lotic systems, however, less conclusive information is available. Robach et al. (1995) suggested efficient phosphorus uptake from overlying water for *Elodea canadensis* Richard-Michaux, *Elodea nuttallii* (Planchon) St. John, and *Callitriche obtusangula* Le Gall. However, they did not account for SRP (soluble reactive phosphorus) in the sediment porewater (referred to from here on as sediment). Therefore, no conclusions should have been drawn dismissing the importance of the sediment for the P uptake of the species investigated. Pelton et al. (1998) also assumed the overlying water had a considerable influence on the nutrient uptake of submerged macrophytes in running waters. However, in their microcosm experiments the concentration of SRP in the overlying water was higher than in the sediment. This is unlike the conditions in Bavarian running waters, where SRP concentrations are higher in the sediment than overlying water (see results in this paper). In lakes, the P taken up through the roots depends on the relative SRP concentrations of the sediment and the overlying water (Carignan, 1982). If this is also true for running waters, Pelton et al. (1998) were not able to make general conclusions as to the contribution of the roots to the whole plant P uptake. By using derooted plants, Madsen & Cedergreen (2002) showed that macrophyte nutrient requirements could be met by foliage uptake alone. However, this does not exclude the possibility that nutrients can be taken up by roots of intact plants. None of these studies were able to contradict the work of Chambers et al. (1989), who demonstrated that a great part of the required phosphorus for macrophytes in running waters is taken up through the roots.

In an attempt to describe the relationship between sediment nutrients and macrophyte species in running waters, Clarke & Wharton (2001) examined sediment nutrient concentrations in 17 rivers in southern England. Their results showed a high variability in sediment nutrient concentrations in macrophyte patches.

Altogether these studies show that submerged macrophytes are capable of using a rather wide range of nutrient concentrations, both in the water

body and the sediment. The dominant pathway for uptake of nutrient ions reflects differences in nutrient availability. This has important consequences for using aquatic macrophytes as trophic indicators, as e.g. done in England and Wales (Holmes et al., 1999), France (Haury et al., 1996) and Germany (Schneider & Melzer, 2003). Submerged macrophytes reflect the nutrient status of both the sediment and the overlying water. There remains the need to accurately characterise the relationships between these variables.

In the present publication, we

- (1) determine whether one sediment sample is sufficient to characterise nutrient concentrations during the main growing season within dense macrophyte patches in running waters,
- (2) describe the relationship between the water and sediment nutrient concentrations of rivers in southern Germany, and
- (3) describe water and sediment nutrient characteristics of eight macrophyte species in Bavarian rivers.

Establishing and interpreting the relationships between sediment and water SRP, sediment and water TP, and macrophytes is an essential precondition for understanding trophic indices based on submerged macrophytes.

## Materials and methods

### Study area

To ensure diversity in running water types, 113 sampling sites in Bavaria, a Bundesland in the south-eastern part of Germany, were sampled between 1996 and 1998 (Fig. 1). These sampling sites are located in 34 landscape regions differentiated by geology, slope, climate and soil type according to Meynen & Schmidhüsen (1953). They range from running waters in the new red sandstone (stream Schondra) to the calcareous streams in the alpine upland (stream Konstanzer Ach). The outlets of three lakes forming the Rivers Alz, Würm and Loisach were also included in the study. Several sampling sites were established in the river course of four running waters (stream Rotbach: 9 sampling sites; river Sempt: 17 sampling sites; stream Inniger Bach: 7 sampling sites; stream

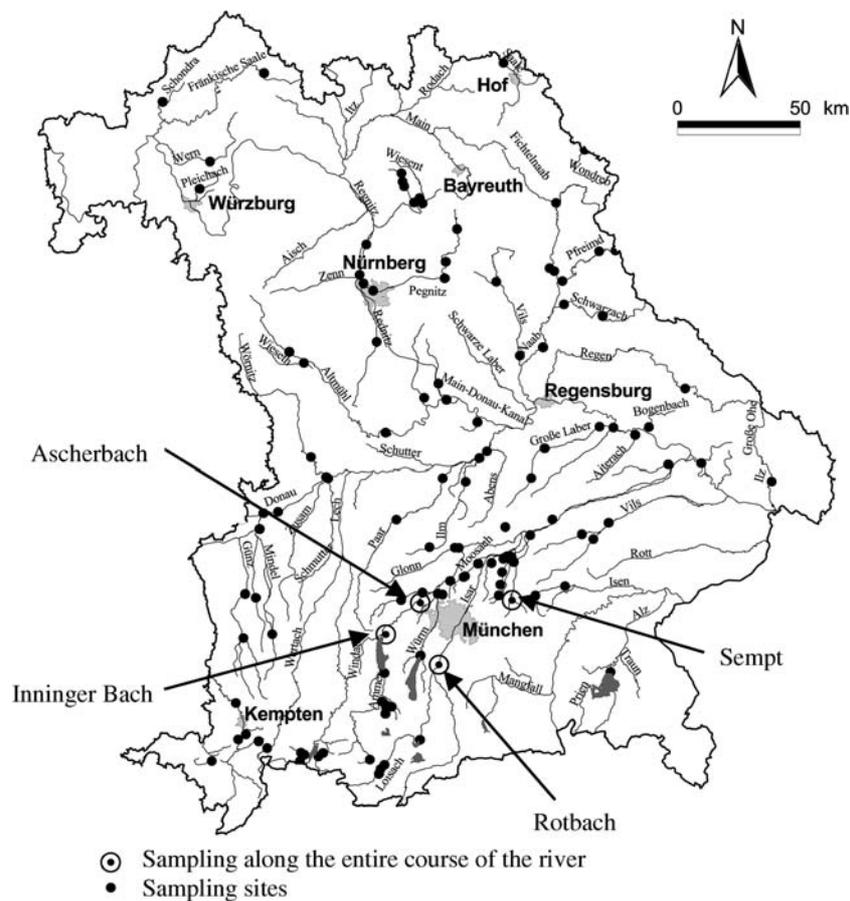


Figure 1. Map showing the sampling sites in Bavaria, Germany.

Ascherbach: 9 sampling sites). Further details about the sampling sites are given in Schneider (2000).

#### Experimental design

Submerged macrophytes were mapped and water nutrient characteristics were measured at each sampling site. A sediment core was taken within a dense macrophyte patch dominated by one species. The nutrient characteristics of the sediment were later measured.

Chemical data of the water body and the sediment were measured for 41 of the submerged macrophyte species encountered, and were examined for correlations. To correct for multiple testing, the method of Bonferroni with the refinement of Holmes was applied (Stahel, 1995; Bärlocher, 1999). For characterising the nutrient demands,

the most frequently sampled macrophytes (*Berula erecta* (Hudson) Coville, *Chara hispida* (L.) Hartmann, *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton coloratus* Hornemann, *Potamogeton pectinatus* L., *Ranunculus trichophyllus* Chaix, *Sparganium emersum* Rehmann and *Zannichellia palustris* L.) were selected.

To demonstrate that one sediment sample is sufficient to characterise nutrient concentrations during the main growing season within dense macrophyte patches in running waters, 140 sediment samples were taken at 35 sampling sites. At each sampling site, the average of two parallel samples taken in early (June/July) and late (August/September) summer was calculated and compared using the Wilcoxon-Test for paired data. To demonstrate the total variation of the data, each of the 140 data points is shown within the boxplots (Fig. 2).

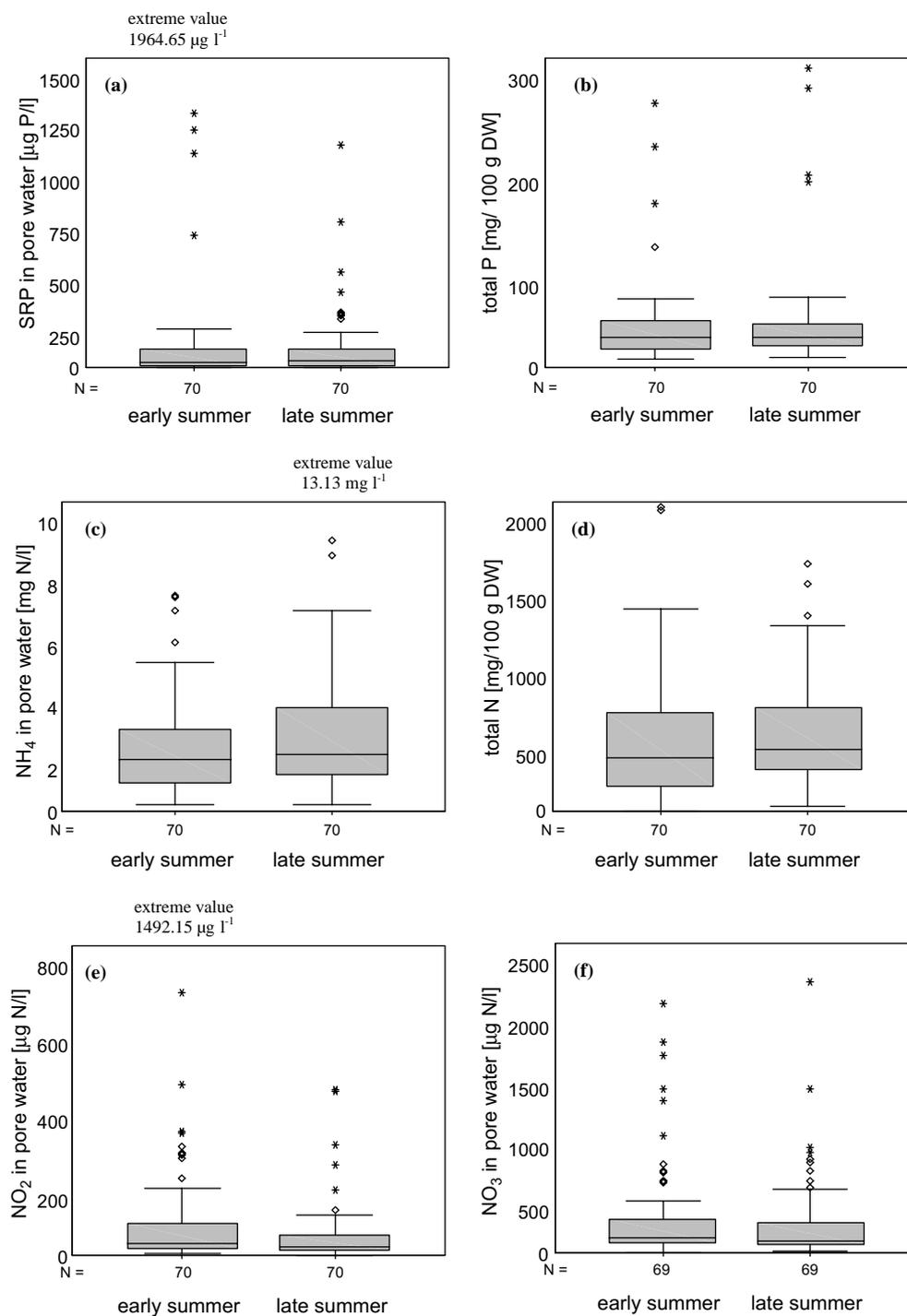


Figure 2. Chemical characteristics of the sediment in early and late summer ( $\diamond$  – outlier, sample 1.5–3 boxlengths from the end of the box; \* – extreme value, sample  $>3$  boxlengths from the end of the box).

*Water chemistry*

The water chemical variables were analysed at least four times at each sampling site during one vegetation period (April–October) between 1996 and 1998. In most cases, a minimum of six water samples were taken at monthly intervals. The median value of each chemical variable from every sampling site was used for creating the boxplots (Fig. 3). The chemical analyses performed by the Bavarian authorities for water management were done according to the German DIN-standard methods; the remainder of chemical analyses were done the day following sampling according to the

methods presented in Table 1. All samples were filtered (0.45  $\mu\text{m}$ ) except those for the determination of total P.

*Sediment sampling and analysis*

A transparent tube was used to take sediment cores, except in pebbly sediments where a freezer-corer was used, collecting the uppermost 15 cm. Wherever larger rocks prevented deeper sampling, shorter sediment cores (a minimum of 9 cm) were taken. To obtain the sediment porewater, 100 g of stirred sediment were mixed with 150 ml Aqua<sub>bidest</sub> and filtered (0.45  $\mu\text{m}$ ). SRP, ammonia and nitrate

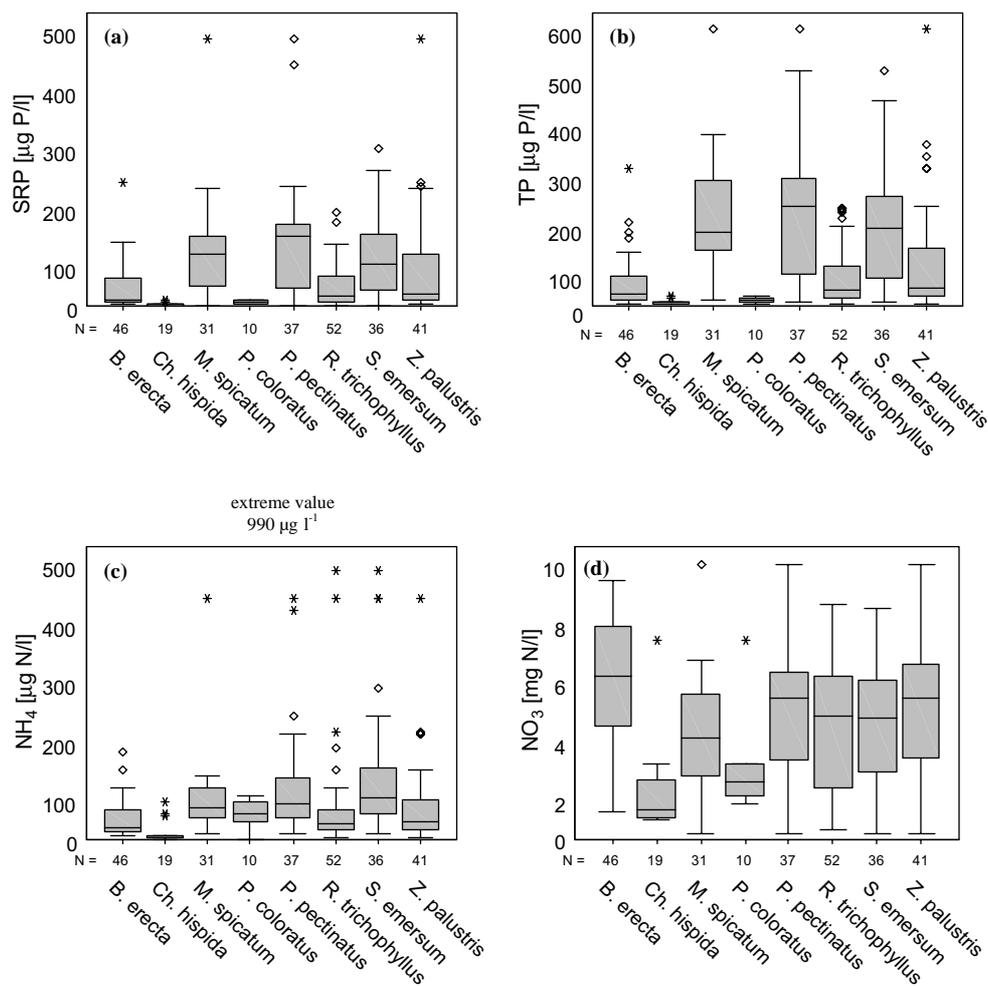


Figure 3. Water chemical characteristics plotted by macrophyte species ( $\diamond$  – outlier, \* – extreme value).

Table 1. Variable and method of water chemical analyses

Variable	Method
Total phosphorus (TP)	Nanocolor 300D, Macherey & Nagel
Soluble reactive phosphorus (SRP)	Murphy & Riley (1962)
Ammonia (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	DIN 38 406 (DEV 1999)
Nitrate (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)	EN ISO 10304-1 (DEV 1999)

were determined according to the methods given in Table 1; nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N) was analysed according to DIN 38 405 D10 (DEV, 1999).

The sediment was dried, sieved to 2 mm and ground to form a powder. Total nitrogen and total carbon were measured using a Carlo Erba NA 1500 CN-Analyser. Total P was measured using 100 mg of the ground sediment mixed with 1 ml of nitric acid (65%) and kept in a pressure-tight container for 8 h at 160 °C. The samples were later filtered (0.45 µm) and brought to 100 ml with

Aqua<sub>bidest</sub>. Subsequent analysis of SRP was performed according to Murphy & Riley (1962).

## Results

### *Differences in sediment chemistry between early and late summer*

No significant difference between early and late summer nutrients could be shown (Wilcoxon-test for paired data;  $p \gg 0.05$ ) (Fig. 2, Table 2). Therefore, a single sediment sample per macrophyte patch was considered sufficient for characterising nutrient concentrations during the main growing season in running waters.

### *Correlations between water and sediment nutrient concentrations*

A high proportion, 28 out of 55 combinations, of the measured variables are significantly correlated

Table 2. Mean difference (early summer minus late summer) and standard deviation of the difference (SD) for various chemical parameters measured in the sediment

	SRP (µg P l <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N l <sup>-1</sup> )	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg N l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg N l <sup>-1</sup> )	TP (mg/100 g DW)	TN (mg/100 g DW)
Difference	-38.89	0.51	-47.32	-54.28	3.00	56.35
SD	156.84	1.55	143.19	241.75	12.85	187.30

Table 3. Pearson's correlation coefficients

	TP	SRP	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (PW)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (PW)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (PW)	SRP (PW)	Tot. N	Tot. P	Tot. C
TP	1										
SRP	0.924*	1									
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.485*	0.488*	1								
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.316*	0.397*	0.156	1							
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (PW)	-0.383*	-0.349*	-0.201*	-0.024	1						
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (PW)	-0.225*	-0.190*	-0.100	0.342*	0.399*	1					
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (PW)	0.004	0.019	0.092	0.275*	-0.009	0.363*	1				
SRP (PW)	0.038	0.053	0.101	0.174*	0.045	0.272*	0.302	1			
Total N	-0.255*	-0.227*	0.103	-0.176	0.169	-0.065	-0.164*	-0.143	1		
Total P	-0.077	-0.060	0.008	0.164	0.147	0.040	-0.099	0.088	0.366*	1	
Total C	-0.574*	-0.481*	-0.273*	-0.421*	0.387*	-0.030	-0.148	-0.281*	0.782*	0.277*	1

PW – porewater; \*correlation is significant at the 0.05 level (two tailed), to correct for multiple testing the method of Bonferroni with the refinement of Holmes was applied.

(Table 3). Significant Pearson's correlation coefficients (calculated as 'r') have values significantly different from 0. A strong linear correlation exists between water TP and SRP ( $r = 0.924$ ). A second strong linear correlation exists between sediment total N and total C ( $r = 0.782$ ). The remainder of the significant combinations show rather weak relationships, suggesting that the variables are not totally independent from each other, however the correlations are not strong enough for safely predicting one character from another. It is important to note that both water TP and SRP are not significantly correlated to sediment TP or sediment SRP.

#### *Characterisation of the environmental conditions of the species*

Figure 3 shows the water chemical data measured at the sampling sites of the eight species found most frequently. *Ch. hispida* and *P. coloratus* are associated with both very low water SRP and TP concentrations (mean SRP 2.2 and 6.7  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ; mean TP 6.2 and 11.6  $\mu\text{g P l}^{-1}$  respectively). If the values denoted as outliers and extreme values are included, *M. spicatum*, *P. pectinatus*, *S. emersum* and *Z. palustris* have similar and quite wide ranges in P concentrations; *B. erecta* and *R. trichophyllus* take up an intermediate position. *P. pectinatus* is associated with the highest mean values (SRP 120  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ; TP 206  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ).

*Ch. hispida* is associated with the lowest ammonia concentrations, however, extreme values up to 63  $\mu\text{g N l}^{-1}$  prove a wider tolerance of the species than is indicated by the boxplot. In contrast to phosphorus concentrations, *P. coloratus* is not associated with low ammonia concentrations but has a similar range to *B. erecta*. If outliers are included, all the other species show similar and quite wide ranges.

*Ch. hispida* and *P. coloratus* are associated with low nitrate concentrations; however, extreme values of 6.8  $\text{mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$  suggest a wider ecological tolerance than is indicated by the boxplots. The other six species exhibit a similar range of nitrate concentrations; *B. erecta* shows the highest mean value (5.6  $\text{mg N l}^{-1}$ ).

Similar to the water P concentration, *Ch. hispida* and *P. coloratus* are associated with very low sediment SRP concentrations (0.02 and

0.01  $\text{mg SRP l}^{-1}$ ) (Fig. 4a). *B. erecta* shows both the highest mean and extreme values, as well as the widest range. In contrast to the SRP concentrations, *P. coloratus* is found on sediments with the highest mean TP content (35.1  $\text{mg}/100\text{ g DW}$ ), whereas *Ch. hispida* has the narrowest range of sediment TP (Fig. 4b).

Though having the lowest ammonia concentrations in the overlying water, *Ch. hispida* is associated with the highest mean values of sediment ammonia (Fig. 4c). *Vice versa*, the species showing the lowest ammonia concentrations in sediment (*M. spicatum*, *P. pectinatus* and *S. emersum*) exhibit the highest concentrations in the overlying water.

*B. erecta* shows both the highest nitrate and nitrite concentrations in sediment as well as the highest range (Fig. 4e and f). *Z. palustris* and *R. trichophyllus* are associated with slightly enhanced sediment nitrate and nitrite concentrations. *Ch. hispida* and *P. coloratus* show enhanced values of total N and total C in the sediment (Figs 4d and 5).

## Discussion

### *Seasonal differences in sediment chemistry*

Submerged macrophytes can take up nutrients from both the overlying water and the sediment (Denny, 1972; Cole & Toetz, 1975; Carignan & Kalf, 1980), thus leading to seasonal variations in sediment nutrient concentrations. This is likely due to enhanced nutrient uptake during summer and root decay in fall (Carignan, 1985). In running waters, such variations in sediment nutrient concentrations are unlikely, due to constantly flowing porewater (Lampert & Sommer, 1993). However, Wigand et al. (2001) determined that riverine sediment nutrients increased from spring to summer when vegetation was at its peak. They hypothesized that trapping of particulates by macrophytes resulted in elevated sediment nutrient concentrations, providing a nutrient source for the plants. Walling et al. (2001) documented similar significant temporal and spatial variability in the nutrient content of suspended sediment.

In the present publication, no differences between early and late summer sediment nutrient

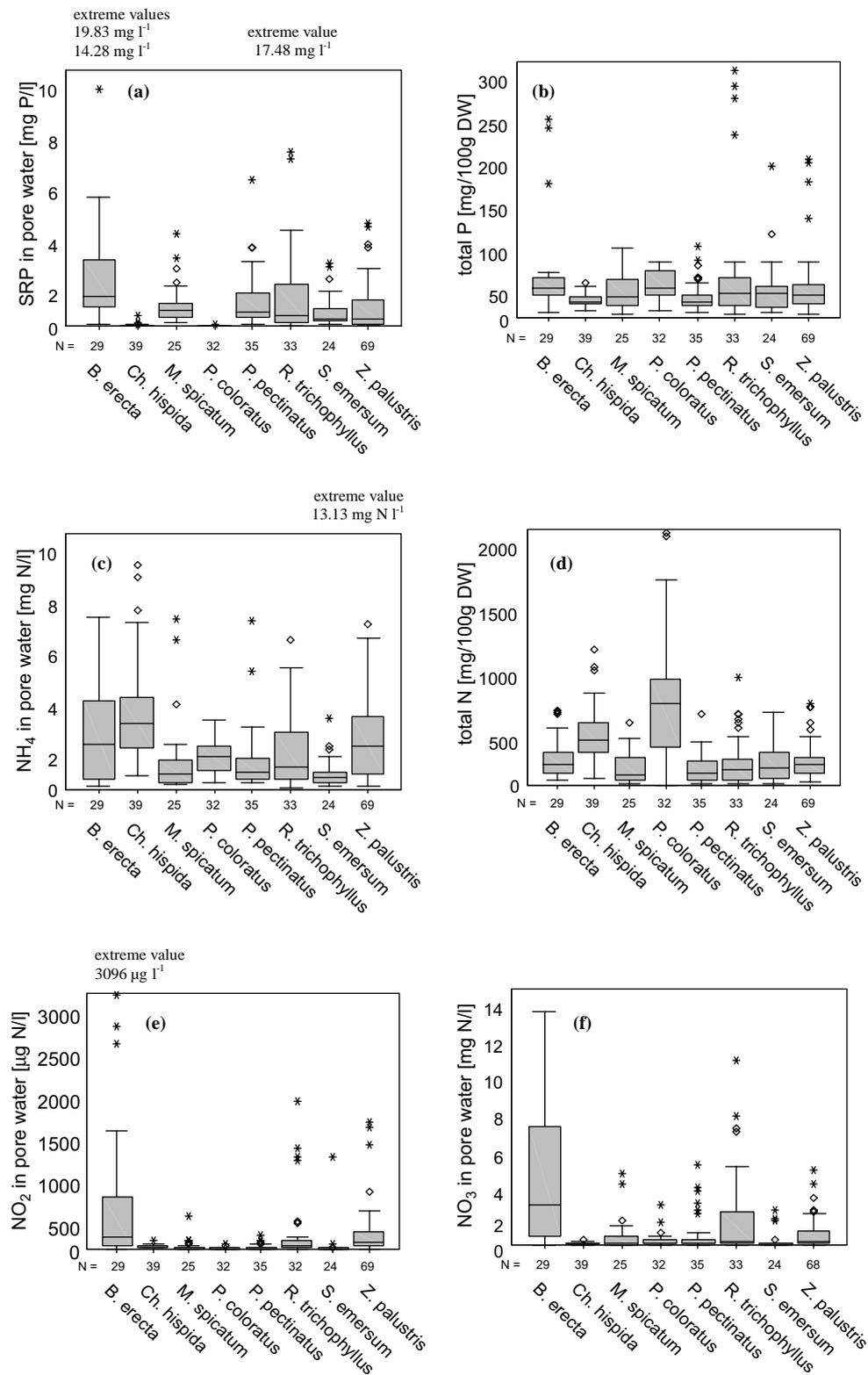


Figure 4. Sediment characteristics plotted by macrophyte species (◇ – outlier, \* – extreme value).

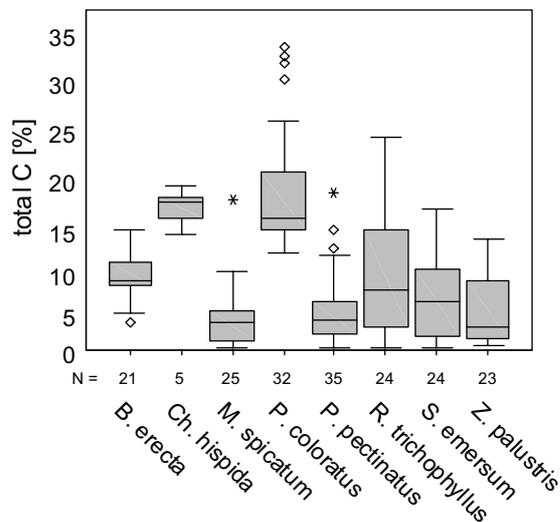


Figure 5. Total carbon content of the sediment plotted by macrophyte species (◇ – outlier, \* – extreme value).

concentrations were found. This neither supports nor contradicts the results of Walling et al. (2001) and Wigand et al. (2001). However, the results clearly indicate that a single sediment sample per macrophyte patch is sufficient for characterising the sediment nutrient concentrations in running waters during the main growing season. The temporal variability during summer is assumed to be the period of peak nutrient concentration (Walling et al., 2001; Wigand et al., 2001) and does not exceed the spatial variability within one macrophyte patch.

#### Nutrient characteristics

Total N and total P content in the Bavarian sampling sites are slightly higher than in macrophyte stands of English lowland rivers (Clarke & Wharton, 2001). Clarke & Wharton (2001) found a close relationship between total N and organic C in river sediments. They suggest the correlation stems from a common origin as products of organic matter breakdown. The relationship of total N and total C content of the river sediments found in our data is likely to be due to the same reason. In our data, inorganic carbon, a variable not directly influenced by degradation of organic matter, is included in the measurement of total carbon. Therefore, the correlation of N and C is somewhat weaker than in the results of Clarke & Wharton

(2001). *Ch. hispida* and *P. coloratus* commonly inhabit peaty substrates, that are high in both N and C. These two species are associated with the highest sediment total N and total C (Figs. 4d, and 5). The variables most closely correlated are the water TP and SRP concentrations (Table 3). Muscutt & Withers (1996) also found a close relationship between these two parameters in English rivers. As a consequence, SRP and TP are interchangeable for classifying running waters (e.g. Kelly & Whitton, 1998) and for ranking the phosphorus tolerance of species (e.g. diatoms), that take up nutrients exclusively from the water (e.g. Pipp, 1997) (not the precise values, but the relative concentrations).

The trophic characterisation of lakes still relies upon, among other variables, the epilimnic total phosphorus concentration (LAWA, 1998). However, it is generally accepted that this P form can only partly be used by plants (Reynolds & Davies, 2001). A good approximation to the P potentially available for algae, which is determined by bioassay, was found to be the SRP concentration (Boström et al., 1988a). Carignan & Kalff (1979) determined that for *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton zosteriformis*, and *Heteranthera dubia*, the 'mobile phosphorus' represents the total pool of sediment P available to macrophytes. This form consists of the interstitial P of sediments and the P loosely bound by the particulate phase, which is determined by isotopic dilution. Thus, the phosphorus pool available to submerged macrophytes consists of the water SRP concentration plus that part of the total phosphorus deposited within macrophyte patches and transformed into 'mobile phosphorus'. As a consequence, by only using the sediment SRP concentration, the amount of P actually available to the plants tends to be underestimated.

It is now apparent that sediment TP is not a useful parameter for predicting trophic status in running waters, as the sediment SRP concentration is neither correlated to water SRP or TP concentration, nor to the sediment TP content (Table 3). Furthermore, oligotrophic species like *Potamogeton coloratus* (Kohler, 1982; Melzer, 1993; Buchwald et al., 1995; Haury et al., 1996; Robach et al., 1996) are associated with low water and sediment SRP concentrations but high sediment TP content, whereas eutrophic species like

*Potamogeton pectinatus* occur in low TP sediments. Accordingly, Robach et al. (1995) found no correlation between the phosphorus nutrition of submerged macrophytes and the sediment TP content. Similar results for lakes have been published by Hupfer (1999) and Casper et al. (2000).

For *Chara hispida*, we hypothesize that it primarily takes up sediment ammonia for nitrogen nutrition. Water and sediment ammonia concentrations are significantly negatively correlated (Table 3), which can be observed in the distribution of *Ch. hispida* with respect to ammonia concentrations. With this species, the minimum mean water and the maximum mean sediment ammonia concentrations are observed (Figs. 3c and 4c). Exactly the opposite situation is true for *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* and *Sparganium emersum*, which grew under high mean water and low mean sediment ammonia concentrations. *Lemna* and *Elodea* species are capable of taking up both ammonia and nitrate, but prefer ammonia when both ions are present (Tatkowska & Buczek, 1983; Ozimek et al., 1993). *E. densa*, *P. pectinatus*, *M. spicatum* and *Ch. hispida* are capable of absorbing ammonia through the roots (Toetz, 1974; Nichols & Keeney, 1976; Box, 1987). No information exists, as to whether the relative contribution of roots in ammonia uptake depends on the relative water and sediment ammonia concentrations, as is shown for P uptake (Carignan, 1982), yet the results of Nichols & Keeney (1976) for N uptake of *Myriophyllum spicatum* are consistent with such a mechanism. Habitats of *Ch. hispida* have low water ammonia concentrations (Kohler, 1982; Seitz, 1993; Bornette et al., 1996). Kohler (1982) therefore hypothesized, that *Ch. hispida* depends on nitrate for N nutrition. However, Box (1987) showed that *Ch. hispida* is capable of taking up both nitrate and ammonia, the rhizoid contributing 7–20% to the total ammonia uptake at equal external concentrations. The rhizoidal uptake mechanism for ammonia was found to operate more efficiently compared to whole plant uptake. In natural habitats, the sediment ammonia concentrations usually exceed those of the overlying water (see also Figs. 3c and 4c), thus Box (1987) assumed an important role of the rhizoid for the N nutrition of *Ch. hispida*.

Deane-Drummond (1985) showed that *Chara corallina* cells lose the ability to absorb nitrate during prolonged ammonia nutrition. And since Melzer (1980) found very low nitrate reductase activity in *Ch. hispida*, we propose that *Ch. hispida* primarily takes up sediment ammonia.

Macrophyte occurrence in running waters is both cause and effect of physico-chemical characteristics. Differing physical stream environments generate variation in the development and growth of submerged macrophytes (Grasmück et al., 1995), but submerged macrophytes also influence both the water body and the sediment (Sand-Jensen & Mebus, 1996; Thornton et al., 1997; Sand-Jensen, 1998). Eriksson & Weisner (1999) showed that *Potamogeton pectinatus* influenced water and sediment nitrogen metabolism. Submerged macrophytes can respond to unfertile sediment by increasing their root/shoot ratio (Wertz & Weisner, 1997). The influence of mycorrhiza on submerged macrophytes in running waters is still not understood, but may have an positive impact on P uptake (Beck-Nielsen & Madsen, 2001). Submerged macrophytes, including charophytes, are capable of releasing oxygen into the sediment, thus reducing SRP concentrations and enhancing nitrification and denitrification processes (Sand-Jensen et al., 1982; Carpenter et al., 1983; Ottosen et al., 1999; Kufel & Kufel, 2002; Smolders et al., 2002).

In spite of the complexity between aquatic macrophytes and the physical and chemical variables of the environment, the results presented here indicate relationships of certain species with water and sediment nutrients in running waters. It is important to note that these distributions represent patterns which actually occur, they need not be identical with nutrient regimes demanded by the species. Furthermore, it is not clear if the occurrence of macrophytes is controlled by nutrients, or if the nutrients are merely correlated with other controlling habitat factors. Nevertheless, in Bavarian rivers, characteristic water and sediment nutrient concentrations are associated with certain species (Table 4) (for exact values see Figs. 3 and 4).

Here we have established the basic relationships between sediment and water SRP, sediment and water TP, and macrophytes in running waters. In future projects, this knowledge should be applied when interpreting trophic indices.

Table 4. Water and sediment phosphorus and ammonia concentrations associated with macrophytes in Bavarian running waters

	TP/SRP	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SRP (PW)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (PW)
<i>Berula erecta</i>	⊙	⊙	●	–
<i>Chara hispida</i>	○	○	○	●
<i>Myriophyllum spicatum</i>	●	●	⊙/●	–
<i>Potamogeton coloratus</i>	○	⊙	○	⊙
<i>Potamogeton pectinatus</i>	●	●	⊙/●	–
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	⊙	⊙/●	⊙/●	–
<i>Sparganium emersum</i>	●	●	⊙	⊙
<i>Zannichellia palustris</i>	⊙/●	⊙/●	⊙/●	–

○ – low, ⊙ – medium, ● – high, – – indifferent, PW – porewater.

### Acknowledgements

We thank our colleagues at the Limnologische Station Iffeldorf and the Bavarian authorities for water management for field and laboratory assistance and constructive criticism throughout the project. Markus Heinrichs helped to greatly improve the manuscript. The project was funded by the Bavarian State Office for Water Management, Munich.

### References

- Barko, J. W. & R. M. Smart, 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 10: 229–238.
- Barko, J. W. & R. M. Smart, 1981. Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany* 10: 339–352.
- Barko, J. W., D. Gunnison & S. R. Carpenter, 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* 41: 41–65.
- Bärlocher, F., 1999. *Biostatistik*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 206 pp.
- Beck-Nielsen, D. & T. V. Madsen, 2001. Occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhiza in aquatic macrophytes from lakes and streams. *Aquatic Botany* 71: 141–148.
- Bornette, G., M. Guerlesquin & C. P. Henry, 1996. Are the Characeae able to indicate the origin of groundwater in former river channels? *Vegetatio* 125: 207–222.
- Boström, B., J. M. Andersen, S. Fleischer & M. Jansson, 1988b. Exchange of phosphorus across the sediment–water interface. *Hydrobiologia* 170: 229–244.
- Boström, B., G. Persson & B. Broberg, 1988a. Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia* 170: 133–155.
- Box, R. J., 1987. The uptake of nitrate and ammonium nitrogen in *Chara hispida* L.: the contribution of the rhizoid. *Plant, Cell and Environment* 10: 169–176.
- Buchwald, R., R. Carbiener & M. Tremolières, 1995. Synsystematic division and syndynamics of the *Potamogeton coloratus* community in flowing waters of Southern Central Europe. *Acta botanica Gallica* 142: 659–666.
- Carignan, R., 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 39: 243–247.
- Carignan, R., 1985. Nutrient dynamics in a littoral sediment colonized by the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 42: 1303–1311.
- Carignan, R. & J. Kalf, 1979. Quantification of the sediment phosphorus available to aquatic macrophytes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 36: 1002–1005.
- Carignan, R. & J. Kalf, 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science* 207: 987–989.
- Carpenter, S. R., J. J. Elser & K. M. Olson, 1983. Effects of roots of *Myriophyllum verticillatum* L. on sediment redox conditions. *Aquatic Botany* 17: 243–249.
- Casper, P., T. Gonsiorczyk & R. Koschel, 2000. Der Einfluss mikrobieller Prozesse auf die P-Freisetzung aus den Sedimenten oligo- bis eutropher Seen im Stechlinsee- und Feldberger Seengebiet. *Gewässerökologie Norddeutschlands* 4: 139–146.
- Chambers, P. A., E. E. Prepas, M. L. Bothwell & H. R. Hamilton, 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 46: 435–439.
- Chambers, P. A., E. E. Prepas & K. Gibson, 1992. Temporal and spatial dynamics in riverbed chemistry: the influence of flow and sediment composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49: 2128–2140.
- Clarke, S. J. & G. Wharton, 2001. Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *The Science of the Total Environment* 266: 103–112.
- Cole, B. S. & D. W. Toetz, 1975. Utilization of sedimentary ammonia by *Potamogeton nodosus* and *Scirpus*. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie* 19: 2765–2772.
- Deane-Drummond, C. E., 1985. Regulation of nitrate uptake into *Chara corallina* cells via NH<sub>4</sub><sup>+</sup> stimulation of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> efflux. *Plant, Cell and Environment* 8: 105–110.

- Denny, P., 1972. Sites of Nutrient Absorption in Aquatic Macrophytes. *Journal of Ecology* 60: 819–829.
- DEV, 1999. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Band I–IV. Eds.: Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V., VCH Verlag, Weinheim.
- Eriksson, P. G. & S. E. B. Weisner, 1999. An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnology and Oceanography* 44(8): 1993–1999.
- Gonsiorczyk, T., P. Casper & R. Koschel, 2001. Mechanisms of phosphorus release from the bottom sediment of the oligotrophic Lake Stechlin: importance of the permanently oxic sediment surface. *Archiv für Hydrobiologie* 151: 201–219.
- Grasmück, N., J. Haury, L. Leglize & S. Muller, 1995. Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. *Hydrobiologia* 300/301: 115–122.
- Haury, J., M.-C. Peltre, S. Muller, M. Tremolières, J. Barbe, A. Dutartre & M. Guerlesquin, 1996. Des indices macrophytiques pour évaluer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Ecologie* 27(4): 233–244.
- Holmes, N. T. H., J. R. Newman, S. Chadd, K. J. Rouen, L. Saint & F. H. Dawson, 1999. Mean trophic rank: a user's manual. R&D Technical Report E38. Environment Agency. Bristol. 157 pp.
- Hupfer, M., 1999. Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In Steinberg, Bernhardt, Klapper (eds). *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed. IV 3.2: 1–21.
- Kelly, M. G. & B. A. Whitton, 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384: 55–67.
- Kufel, L. & I. Kufel, 2002. Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes – a review. *Aquatic Botany* 72: 249–260.
- Kohler, A., 1982. Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana-Beihefte* 26: 31–42.
- Lampert, W. & U. Sommer, 1993. *Limnoökologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 440 pp.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1998. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Bearbeiter: LAWA AK Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. 74 pp.
- Madsen, T. V. & N. Cedergreen, 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient rich stream. *Freshwater Biology* 47: 283–291.
- Melzer, A., 1980. Ökophysiologische Aspekte der N-Ernährung submerser Wasserpflanzen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 8: 357–362.
- Melzer, A., 1993. Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 47: 156–172.
- Meynen, E. and J. Schmidhüsen, 1953. *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde Remagen. 258 pp.
- Murphy, T. P. & J. P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphorus in natural waters. *Analytica chimica Acta* 27: 31–36.
- Muscutt, A. D. & P. J. A. Withers, 1996. The phosphorus content of rivers in England and Wales. *Water Research* 30: 1258–1268.
- Nichols, D. S. & D. R. Keeney, 1976. Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: uptake and translocation of <sup>15</sup>N by shoots and roots. *Freshwater Biology* 6: 145–154.
- Ottosen, L. D. M., N. Risgaard-Petersen & L. P. Nielsen, 1999. Direct and indirect measurements of nitrification and denitrification in the rhizosphere of aquatic macrophytes. *Aquatic Microbial Ecology* 19: 81–91.
- Ozimek, T., E. van Donk & R. D. Gulati, 1993. Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 251: 13–18.
- Pelton, D. K., S. N. Levine & M. Braner, 1998. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using <sup>32</sup>P in stream microcosms. *Freshwater Biology* 39: 285–299.
- Pipp, E., 1997. Klassifikation oberösterreichischer Fließgewässer anhand der Kieselalgen. Bundesministerium fuer Land- und Forstwirtschaft Oesterreich (ed.), *Wasserwirtschaftskataster*. 198 pp.
- Ratray, M. R., 1995. The relationship between P, Fe and Mn uptakes by submersed rooted angiosperms. *Hydrobiologia* 308: 107–120.
- Raven, J. A., 1981. Nutritional Strategies of submerged benthic plants: the acquisition of C, N, and P by rhizophytes and haptophytes. *The New phytologist* 88: 1–30.
- Reynolds, C. S. & P. S. Davies, 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological reviews* 76: 27–64.
- Robach, F., I. Hajsek, I. Eglin & M. Tremolières, 1995. Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? *Acta botanica Gallica* 142(6): 719–731.
- Robach, F., G. Thiebaut, M. Tremolières & S. Muller, 1996. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. *Hydrobiologia* 340: 67–76.
- Sand-Jensen, K., 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39: 663–679.
- Sand-Jensen, K. & J. R. Mebus, 1996. Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* 76: 169–180.
- Sand-Jensen, K., C. Prahll & H. Stokholm, 1982. Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos* 38: 349–354.
- Schneider, S., 2000. Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 pp.
- Schneider, S. & A. Melzer, 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a new tool for indicating the trophic state of running waters. *International Review of Hydrobiology* 88: 49–67.
- Seitz, H. P., 1993. Veränderungen in der submersen Makrophytenvegetation im Fließgewässersystem der Mindel (Iller-Lech-Platte) 1990 gegenüber 1976. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 2: 171–188.

- Smolders, A. J. P., E. C. H. E. T. Lucassen & J. G. M. Roelofs, 2002. The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany* 73: 325–350.
- Stahel, W. A., 1995. *Statistische Datenanalyse – Eine Einführung für Naturwissenschaftler*. Vieweg Verlag, Braunschweig, *Wiesbaden*, 349 pp.
- Tatkowska, E. & J. Buczek, 1983. Effect of ammonium nutrition on the nitrate utilization, nitrate reductase activity and growth of *Spirodela polyrrhiza*. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 52: 241–252.
- Thornton, C. I., S. R. Abt & W. P. Clary, 1997. Vegetation influence on small stream siltation. *Journal of the American Water Resources Association* 33: 1279–1288.
- Toetz, D. W., 1974. Uptake and translocation of ammonia by freshwater hydrophytes. *Ecology* 55: 199–201.
- Walling, D. E., M. A. Russel & B. W. Webb, 2001. Controls on the nutrient content of suspended sediment transported by British rivers. *The Science of the Total Environment* 266: 113–123.
- Wertz, I. & S. E. B. Weisner, 1997. *Potamogeton pectinatus* and *Myriophyllum spicatum* response to sediments from a *Calcareous*, shallow, Eutrophic Lake. *Journal of Freshwater Ecology* 12: 1–10.
- Wigand, C., M. Finn, S. Findlay & D. Fischer, 2001. Submersed macrophyte effects on nutrient exchanges in riverine sediments. *Estuaries* 24: 398–406.



**International Review of Hydrobiology, submitted**

Petra Meilinger\*, Susanne Schneider\*\* and Arnulf Melzer\*\*

\* Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, D-80636 München, Germany

\*\* Limnologische Station der Technischen Universität München, Hofmark 1-3, D-82393 Iffeldorf, Germany

**The Reference Index method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany**

*Key words:* submerged aquatic vegetation, bioassessment, water quality, river typology, ecological status classification

**Abstract**

The European Water Framework Directive requires ecological status classification and monitoring of surface and ground waters using biological indicators. To act as a component of the “Macrophytes and Phytobenthos” biological quality element, as demanded by the Directive, a macrophyte-based assessment system was developed for application in river site types in Germany. Macrophyte abundance data were collected from 262 sites in 202 rivers. Seven biocoenotic river site types were established using differences in characteristic macrophyte communities reflecting ecoregion, channel width, water depth, current velocity, water hardness, and ground water influence. For four of these river site types, a macrophyte assessment system was developed, for the remaining three river site types data were insufficient for developing an assessment system. Ecological status classification of river sites is based on the calculation of a Reference Index value, in some cases supplemented by additional vegetation criteria. The Reference Index quantifies the deviation of species composition and abundance from reference conditions and classifies sites as one of the five possible ecological quality classes specified in the Directive. The assessment of long river stretches with changing river site types along its course is discussed based on an example from the Forstinninger Sempt River, southeast Germany.

**1 Introduction**

The European Water Framework Directive (WFD)(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) creates uniform legislation for water protection in Europe. Its aim is to maintain and improve aquatic environments within the European Community by achieving at least “good” ecological status for all surface and ground water bodies by 2015, based on a five class scale ranging from “high”, “good”, “moderate”, “poor” to “bad”. As an essential innovation, the Directive demands the assessment and monitoring of all surface waters by the use of various biological quality elements, instead of relying primarily on chemical measurements. Following the Directive, river ecological quality assessment is to be based on four groups: phytoplankton, macrophytes and phytobenthos, benthic invertebrate fauna and fish fauna. The quality elements outlined in the WFD for macrophytes are taxonomic composition and abundance (EC 2000).

Despite extensive macrophyte research in Germany (e.g. KOHLER 1978; WIEGLEB 1981, 1988; MELZER 1988, 1999; SCHNEIDER and MELZER 2003), no existing method for assessing German rivers using taxonomic composition and abundance of aquatic macrophytes fulfills the demands of the WFD. Existing systems describe ecological conditions (e.g. trophic status, HOLMES et al. 1999, SCHNEIDER and MELZER 2003), but do not evaluate rivers by comparison with type-specific reference conditions. Recently, STELZER et al. (2005, in press) outlined a means to assess lakes based on macrophytes that fulfills the demands of the WFD. However, it is not applicable in running waters.

In this paper, we describe a macrophyte-based assessment system which can be applied to four river types throughout Germany. In order to compare rivers of different types, e.g. lowland streams with rivers of mountainous areas, a biological river site typology is established to group sites with similar characteristics influencing macrophyte composition and abundance. For each river site type, macrophyte Reference Index (RI) values are related to an ecological status classification, based on the deviation in macrophyte composition and abundance from reference conditions. Based on an example from the Forstinninger Sempt River, the assessment of long river stretches with changing river site types along its course is discussed.

## 2 Material and Methods

### 2.1 Study Sites

To develop a macrophyte-based assessment system, surveys were carried out during 2000 and 2001 throughout all German ecoregions (Figure 1). Data from 30 sites examined in 1998 and 21 sites in Austria, representing additional sites in the ecoregions “Central Highlands” and “Alps” (EC 2000), were included in the data set, resulting in a total of 262 sites at 202 rivers. The sites were selected for commonly occurring river types in Germany (as described in SCHMEDTJE et al. 2001); rare types of running waters, such as estuarine rivers, were not sampled. According to the guidelines of the WFD, only rivers with a minimum catchment area of 10 km<sup>2</sup> were chosen. Included in the 262 sites is the range of natural variation of geomorphological features and longitudinal zonation, allowing for the development of a river site typology, a vital component of the macrophyte-based assessment system. To detect changes in macrophyte taxonomic composition and abundance at disturbed compared to undisturbed sites, the range of intensity and quality of human impact was also incorporated from these sites.

We tested the macrophyte-based assessment system on the Forstinninger Sempt River, located in south-eastern Germany. Aquatic vegetation along its entire length was mapped in sections of various length in 1998 between the headwaters and the village of Ottenhofen (SCHNEIDER et al. 2001)(Figures 1, 3).

### 2.2 Macrophyte Abundance

Macrophyte (helophytic, and hydrophytic (incl. floating leaved) vascular plants, bryophytes and charophytes) abundance was estimated once per site during the main vegetation period, between mid-June and mid-September. Surveys were taken in ecologically homogenous sections of running waters, i.e. without major changes in current velocity, shading, sediment composition or land utilisation of the adjacent area, as well as without tributaries or other influxes. The approximate length of each survey

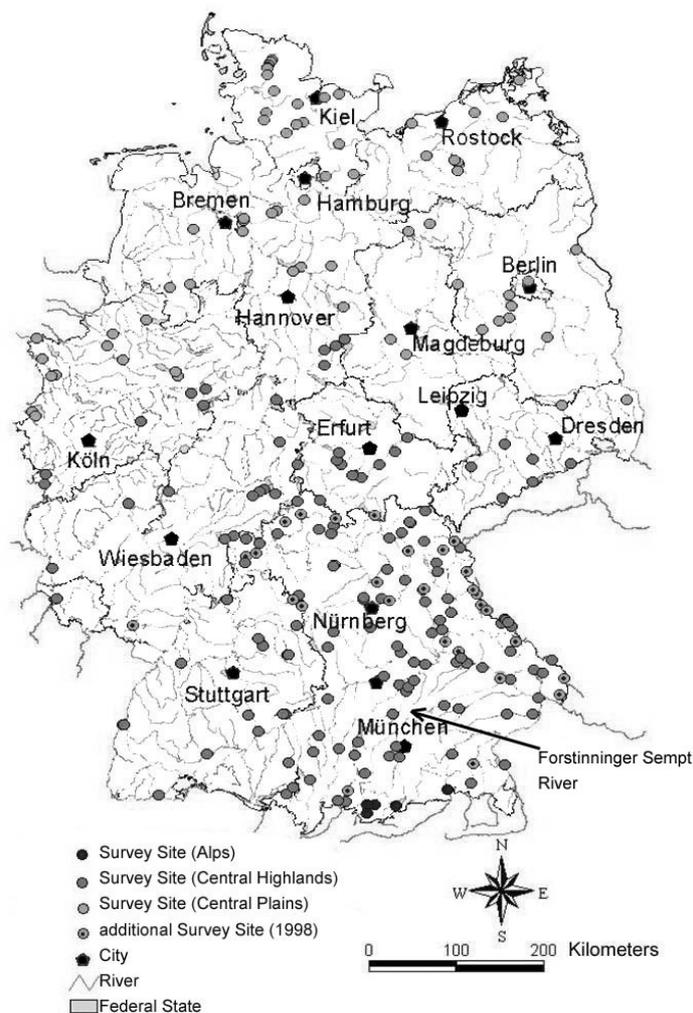


Figure 1: Map showing the sampling sites in Germany

site was 100 m. Aquatic vegetation was surveyed using an underwater viewing aid; in deep or turbid waters, a rake with a long handle was used to retrieve plant samples from the river bottom. Structural characteristics of the survey site, such as current velocity, average width and average water depth were also recorded (MEILINGER 2003).

The quantity of species was estimated based on a five-degree-scale, where 1 = very rare; 2 = rare; 3 = common; 4 = frequent; 5 = abundant, predominant (KÖHLER 1978, MELZER 1992). For statistical reasons, the ordinal values of the five-degree Kohler-scale were  $x^3$ -transformed into quantitative values (“plant quantities”)(MELZER 1999). Submerged and emergent macrophytes were recorded and their abundance was noted separately. Macrophyte identification was done to the species level; in a few cases, where plant maturity was insufficient for an exact determination (e.g. *Callitriche* without generative organs), identifications were made to the genus level. A detailed version of the mapping method can be downloaded from [http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser\\_seen/pilot/welcome.htm](http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm).

In contrast to the method described above, the Forstinninger Sempt River was not surveyed in stretches of 100 m length, but entirely mapped in ecologically homogenous sections of differing lengths (SCHNEIDER et al. 2001).

Diversity and Evenness of macrophyte biocoenoses, as needed for the assessment of river site type TN (see below), were calculated according to the following formulae (SHANNON and WEAVER 1949):

$$H_s = -\sum_{i=1}^s N_i \cdot \ln N_i$$

$$E = \frac{H_s}{\ln s}$$

$H_s$	=	Index of Diversity
$N_i$	=	Quotient of plant quantity of the i-th taxon / total plant quantity of all taxa
$s$	=	Total taxon number of the biocoenosis
$E$	=	Evenness

## 2.3 Water Analyses

To detect undisturbed river sites and to describe river site types, a variety of chemical analyses were completed. Concentrations of ammonium, nitrate, nitrite, total nitrogen, soluble reactive phosphorus, total phosphorus, and chloride, in addition to water hardness, acid capacity, pH and conductivity, were determined by local German water management authorities, following DIN-standard methods (Wasserchemische Gesellschaft and NAW 2003). For each river site, data for the year corresponding to the macrophyte surveys were used. In most cases, five or more water samples were taken per year in at least monthly intervals. The data are available from databases of the Bavarian Water Management Agency, Munich (Bayerisches Landesamt fuer Wasserwirtschaft).

## 2.4 Macrophyte-Based River Site Typology

For developing the river site typology, only sites which showed no or only “very minor” human impacts, and thus are considered “undisturbed” or “reference sites” (WALLIN et al. 2003), were used. From the 262 river sites surveyed, only sites showing nearly natural physico-chemical, hydromorphological, and biological (e.g. neophytes) conditions were chosen, resulting in a total of 19 reference sites. Values of physico-chemical characteristics for the reference sites are given in Table 1. The reference sites were not impacted by cross buildings, weirs, sills, canalisation, culverts, artificial bed substrates, or backwater.

River site typology was established based on submerged vegetation. For testing the similarity between reference sites, taxa occurring in abundances considered “very rare” or “rare” (KÖHLER 1978) in two or less sites were excluded, as uncommon species are not useful in showing typological similarities between sites and complex statistical analyses (OBERDORFF et al. 2001).

To identify natural river site types, a preliminary “Average Linkage between Groups” cluster analysis was applied, and “Cosine” was used as a distance measure (SPSS 10.0 for Windows, SPSS Inc.). In addition to the river site types identified using cluster analysis, four additional types based on literature data were established to complete the typology. These are river site types where no or only few reference sites are known, such as large rivers in lowland regions.

**Table 1: Physico-chemical characteristics of reference sites**

Parameter	limiting value (mountainous areas of middle and Southern Germany)	limiting value (North German lowland)
BOD <sub>5</sub> (mg l <sup>-1</sup> , median value)	< 2.3	≤ 3
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> , median value)	≤ 11	< 40
NH <sub>4</sub> -N (mg l <sup>-1</sup> , median value)	< 0.065	< 0.11
NO <sub>3</sub> -N (mg l <sup>-1</sup> , median value)	≤ 3	≤ 5.3
SRP (mg l <sup>-1</sup> , median value)	≤ 0.041	< 0.1
TP (mg l <sup>-1</sup> , median value)	≤ 0.075	≤ 0.215
O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> , minimum value)	> 6.2	> 7.6
pH (minimum value)	> 6	(not relevant)

## 2.5 Ecological Status Classification: The Reference Index

To develop the macrophyte-based assessment system, non-reference river sites were also assigned their river site type. Thus for each river site type, a unique macrophyte-based ecological status classification system would be developed. The non-reference sites were evaluated based on their macrophyte composition and abundance to determine their ecological status.

By arranging plant species and river sites in a vegetation table (species-by-site matrix) for each river site type separately, reference biocoenoses are identified and the shift in vegetation with increasing degradation is shown. As an example, the vegetation table for river site type “fast flowing rivers and brooks of mountainous areas (hard water)” is given in SCHAUMBURG et al. (2004a, in press).

Based on the vegetation table, for each river site type three species groups with the following ecological qualities were identified: **Species group A** contains all taxa which are abundant at reference sites and uncommon under non-reference conditions. These taxa belong to the type-specific reference biocoenoses. **Species group C** are taxa rarely found under reference conditions, and usually occur at sites with very few or no group A taxa. **Species group B** taxa show no preference for reference or non-reference conditions. They occur together with taxa from species group A and C.

The ecological information contained in species groups A, B, and C is consistent with existing macrophyte autecology (see MEILINGER 2003 for review). Macrophytes described in the literature, but not found in our river sites, were incorporated into the relevant species group, such that the assessment system can be applied to a broader spectrum of rivers in Germany. A list of taxa for each species group for each river site type is found in Appendix 1.

To quantify the deviation of a river sites' species composition and abundance relative to a reference community, the so-called Reference Index (RI) was calculated:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_V} Q_{Vi} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Reference Index  
 Q<sub>Ai</sub> = Plant quantity of the i-th taxon of species group A  
 Q<sub>Ci</sub> = Plant quantity of the i-th taxon of species group C  
 Q<sub>Vi</sub> = Plant quantity of the i-th taxon of species group V (group-V species exist only in river site type MRS)  
 Q<sub>gi</sub> = Plant quantity of the i-th taxon of all groups A, B, C, and V  
 n<sub>A</sub> = total number of taxa of species group A  
 n<sub>C</sub> = total number of taxa of species group C  
 n<sub>V</sub> = total number of taxa of species group V  
 n<sub>g</sub> = total number of taxa of all groups

The RI is an expression of the plant quantity of type-specific sensitive taxa, dominating at reference sites, compared to the plant quantity of insensitive taxa. Its values range from +100 (type-specific A-taxa only) to – 100 (C-taxa only). Group-V species only exist in the soft water type MRS (see section 2.6), such that plant quantity of group-V species is zero for all other river site types.

RI values for each site were calculated and the range of values from reference sites was defined as the benchmark for “high” ecological quality class, according to the WFD. Values for the remaining ecological status classes (“good”, “moderate”, “poor”, and “bad”) were set according to the guidelines of Annex V of the WFD (Table 2). The ranges of the RI values representing these status classes were set at major steps in the vegetation table for each river site type (MEILINGER 2003), such that the vegetation criteria correspond to the descriptions given in Table 2.

**Table 2: Classification of the RI values into the categories of ecological status according to the Annex V guidelines (WFD)**

<b>Ecological status</b>	<b>Definition given by the WFD</b>	<b>Interpretation</b>
High	“The taxonomic composition corresponds totally or nearly totally to undisturbed conditions. There are no detectable changes in the average macrophytic [...] abundance.”	RI values lie within the range of reference sites.
Good	“There are slight changes in the composition and abundance of macrophytic [...] taxa compared to the type-specific communities. [...]”	RI values are slightly below high status. Taxa of species groups A and B outweigh C-taxa.
Moderate	“The composition of macrophytic [...] taxa differs moderately from the type-specific communities and are significantly more distorted than at good status. Moderate changes in the average macrophytic [...] abundance are evident. [...]”	RI values are negative, species group A taxa decline in their quantities, more of C taxa occur.
Poor	“Waters showing evidence of major alterations to the values of the biological quality elements [...] and in which the relevant biological communities deviate substantially from those normally associated with the surface water body type under undisturbed conditions, shall be classified as poor.”	RI values are very low (species groups A and B taxa are nearly replaced by species group C taxa).
Bad	“Waters showing evidence of severe alterations to the values of the biological quality elements [...] and in which large portions of the relevant biological communities normally associated with the surface water body type under undisturbed conditions are absent, shall be classified as bad.”	RI can not be calculated (because of very low macrophyte abundances) without natural reasons. (Not defined in type MRK)

## 2.6 Assessment of soft water sites

Due to the low buffering capacity of soft water, soft water sites are particularly sensitive to acidification, which in Germany is generally considered a disturbance (StMLU 2003). Bryophytes have been used to indicate acidification (TREMP and KOHLER 1995), and as many Bryophyte species are able to grow in rivers with low or neutral pH and simultaneously indicate oligotrophic conditions, the effects of acidification were separated from those of eutrophication by creating a Bryophyte-species group V. If only species of group V occur at a site, they indicate acidification. In contrast, group-V species occurring with taxa of other species groups can be classified as reference taxa. Therefore, RI values are calculated separately for Bryophytes and Phanerogams and the assessment of the site has to be done in consecutive steps for the “Bryophyte” and “Phanerogam” modules.

The assessment of the Bryophyte biocoenosis is done in two steps. (1) If only group-V species occur at a site, the site is considered as acidified and the ecological status for the “Bryophyte” module is classified as “moderate”. (2) If other Bryophyte species also occur at the site, the Reference Index is calculated according to the formula given in section 2.5.

The RI for the “Phanerogam” module is calculated according to the prescribed formula. As both acidification and eutrophication lead to a profound disturbance of the ecosystem, the ecological status of the river site is determined by choosing the worst assessment of the “Bryophyte” or “Phanerogam” modules.

If plant quantity of the Phanerogams is  $< 16$ , but a valid RI for Bryophytes can be calculated, the site can be assessed by Bryophytes exclusively. If Bryophyte quantity is less than 16, and no natural reasons for the absence of Bryophytes is evident, such as instable substrata, the site would be considered as disturbed and classified as “poor/bad”, however this assessment must be considered “inconclusive”.

### 3 Results and Implications

#### 3.1 Macrophyte-based River Site Typology

Cluster analysis of the species-by-site matrix displays three groups that contain more than two sites (Figure 2). Lowland sites (group lowland) are isolated from sites in mountainous areas. Montane rivers are further subdivided into soft (group soft water) and hard water (calcareous) (group MRK) sites.

Of the remaining four reference sites, the “lauterbach” site is a lowland river site in a mountainous area with strong ground water influence (subtype MPG) and is the only reference site of its subtype in our data set. The influence of ground water on macrophyte species composition and abundance is often significant, and at “lauterbach” is consistent with existing information on macrophyte ecology (CARBIENER et al. 1990, ROBACH et al. 1996).

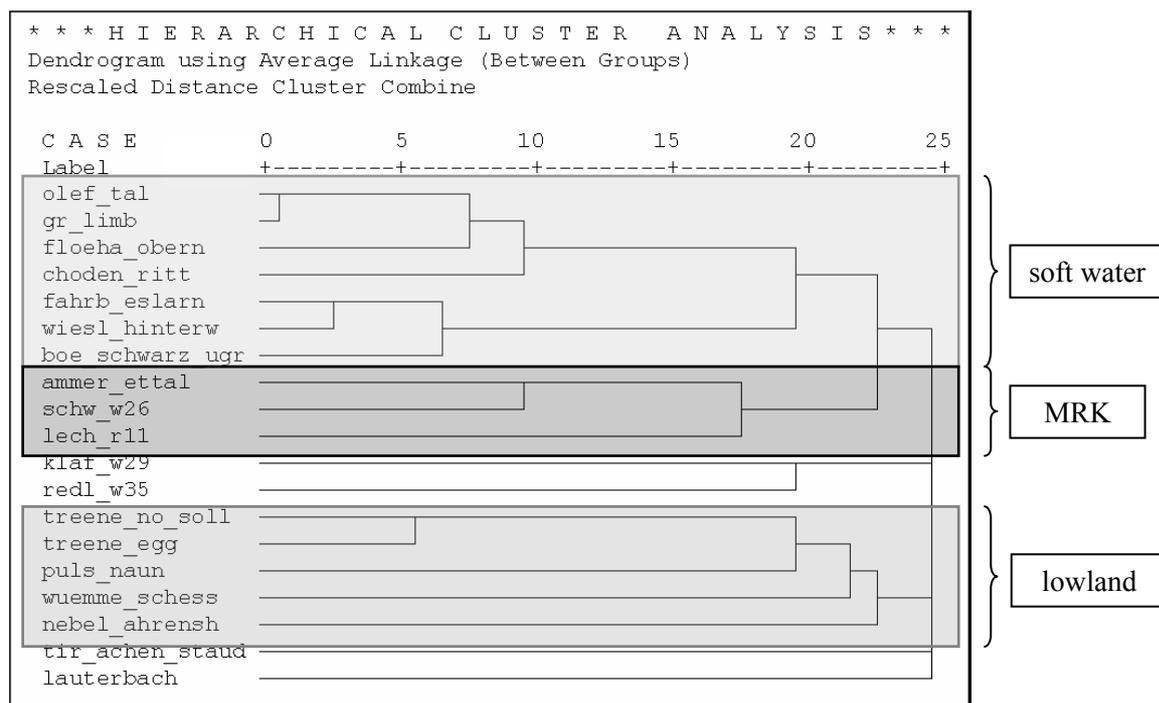


Figure 2: Dendrogram based on macrophyte species composition and abundance for reference sites (Distance Measure Cosine, SPSS 10.0 for Windows). River types shown are those able to be discriminated through the cluster analysis, and do not form the complete river typology.

The “tir\_achen\_staud” site is unique due to the occurrence of Bryophyte species that do not occur in other reference sites. It is a calcareous site in a mountainous area with fast current velocity, and therefore belongs to type MRK. The “klaf\_w29” and “redl\_w35” sites are soft water and hard water sites, respectively, in mountainous areas with fast current velocities. These two sites are separated from soft water and MRK sites due to the common occurrence of the cosmopolitan liverwort *Marchantia polymorpha*, which does not occur at other reference sites of these types.

Within the soft water group, the “boe\_schwarz\_ugr” site differs from the other sites having greater water depth and lower current velocity. All sites contain soft water species such as *Callitriche*

*hamulata* and *Chiloscyphus polyanthos*, whereas *Myriophyllum alterniflorum* grows at the “boe\_schwarz\_ugr” site in high abundance (“frequent”, KOHLER 1978) but does not occur at the other reference sites. Within the lowland group, the “puls\_naun” site differs from the other sites having lower water depth and higher current velocity. All sites contain a rich macrophyte biocoenosis with nutrient tolerant taxa such as *Sparganium emersum*, *Elodea canadensis*, and various *Callitriche* species. In contrast to the other sites, the “puls\_naun” site contains *Ranunculus cf. fluitans x trichophyllus* in high abundance (“frequent”).

**Table 3: Macrophyte-based typology for river sites**

Type	Characterisation	Macrophyte community at reference conditions
TN <sub>g</sub>	big lowland streams of northern Germany <ul style="list-style-type: none"> <li>• ecoregion 14 (acc. to WFD)</li> <li>• mean width more than 40 m</li> </ul>	(classification not possible)
TN	medium sized lowland rivers of northern Germany <ul style="list-style-type: none"> <li>• ecoregion 14 (acc. to WFD)</li> <li>• mean width &lt; 40 m</li> <li>• low current velocity</li> </ul>	rich macrophyte biocoenosis with high species diversity, occurrence of eutrophication tolerant species possible
TR	fast flowing rivers and brooks of northern Germany <ul style="list-style-type: none"> <li>• ecoregion 14 (acc. to WFD)</li> <li>• mean width less than 40 m</li> <li>• fast current velocity <u>or</u></li> <li>• middle current velocity and mean depth shallow</li> </ul>	(classification not possible)
MRS	fast flowing rivers and brooks of mountainous areas (soft water) <ul style="list-style-type: none"> <li>• ecoregion 4 or 9 (acc. to WFD)</li> <li>• fast current velocity <u>or</u></li> <li>• middle current velocity and mean depth shallow</li> <li>• maximum water hardness or mean acid capacity less than 1.4 mmol l<sup>-1</sup></li> </ul>	Bryophytes (e.g. <i>Chiloscyphus polyanthos</i> ), soft water phanerogams (e.g. <i>Callitriche hamulata</i> , <i>Myriophyllum alterniflorum</i> , <i>Potamogeton polygonifolius</i> )
MRK	fast flowing rivers and brooks of mountainous areas (hard water) <ul style="list-style-type: none"> <li>• ecoregion 4 or 9 (acc. to WFD)</li> <li>• fast current velocity <u>or</u></li> <li>• middle current velocity and mean depth shallow</li> <li>• maximum water hardness or mean acid capacity 1.4 mmol l<sup>-1</sup> or less</li> </ul>	mostly Bryophytes (e.g. <i>Cratoneurum filicinum</i> , <i>Cinclidotus ssp.</i> )
MP(G)	lowland rivers in mountainous areas, subtypes MP and MPG <ul style="list-style-type: none"> <li>• ecoregion 4 or 9 (acc. to WFD)</li> <li>• low current velocity</li> <li>• mean width less than 40 m</li> <li>• mean depth up to 1 m</li> </ul> MPG in addition: <ul style="list-style-type: none"> <li>• remarkable influence of groundwater</li> </ul>	Charales, Bryophytes, Spermatophytes (e.g. <i>Potamogeton coloratus</i> )
M <sub>g</sub>	big streams of mountainous areas <ul style="list-style-type: none"> <li>• ecoregion 4 or 9 (acc. to WFD)</li> <li>• mean width more than 40 m</li> </ul>	(classification not possible)

Since current velocity can influence taxonomic composition and abundance of aquatic vegetation (ROLL 1938, WEBER-OLDECOP 1977, 1981, WIEGLEB 1981, POTT and REMY 2000), the “puls\_naun” and “boe\_schwarz\_ugr” sites are dealt with separately. While the remaining lowland sites form river site type TN and the remaining fast flowing soft water sites form river site type MRS, the

“puls\_naun” and “boe\_schwarz\_ugr” sites are assigned to two tentatively identified river site types TR (fast flowing rivers and brooks in northern Germany), and MP(G) (slowly flowing rivers in mountainous areas (potamal region)), respectively. Since river size influences macrophyte species composition and abundance, large lowland streams in northern Germany (type TNg), and large montane streams (type Mg) were assumed to form additional types. For a discussion on these additional river site types see 4.1.

The combined cluster analysis and existing information on macrophyte ecology produced seven different river types for Germany, with at least two subtypes currently identified (Table 3). The characteristics that are nearly unaffected by human impact (ecoregion, channel width, water depth, current velocity, water hardness, and ground water influence) were associated with specific river types. This allows for subsequent designation of river site types to non-reference sites. For typifying sites in dammed rivers, water depth, channel width, and current velocity have to be extrapolated from non-dammed areas above or below the respective site.

### 3.2 Ecological Status Classification

The river site typology is valid for all 262 sites surveyed. A macrophyte-based assessment system could only be developed for four river site types (MRK, MRS, MP(G), TN), as the remaining three types (TNg, TR, Mg) had no or only one reference site, such that no reference biocoenoses could be described, to which macrophyte composition and abundance at disturbed sites could have been compared.

#### 3.2.1 River Site Type MRK

The classification of the RI values into categories of ecological status, and supplemental vegetation criteria for river site type MRK are given in Table 4. The ecological status class “bad” is not defined for type MRK.

**Table 4: Classification of the RI into categories of ecological status (type MRK)**

value of the RI	ecological status	additional criteria (referred to as % plant quantity)
$100 > RI \geq 20$	High status	$5 \% < C \leq 20 \% \rightarrow$ Good status; $C > 20 \% \rightarrow$ Moderate status
$20 > RI \geq (-15)$	Good status	$C > 20 \% \rightarrow$ Moderate status
$(-15) > RI \geq (-50)$	Moderate status	
$(-50) > RI \geq (-100)$	Poor status	
	Bad status	not defined for type MRK

#### 3.2.2 River Site Type MRS

The classification of the RI values into categories of ecological status for the Bryophyte and Phanerogam module is given in Table 5 and 6, respectively. As soft water sites of type MRS are sensible to acidification, type MRS sites have to be assessed in consecutive steps for the Phanerogam and the Bryophyte modules (see section 2.6). For river site type MRS, poor and bad status classes could not be separated.

**Table 5: Classification of the RI into categories of ecological status (type MRS, Bryophytes)**

value of the RI	ecological status	additional criteria (referred to as % plant quantity)
$100 > RI \geq 35$	High status	
$35 > RI \geq (-80)$	Good status	$C > 50 \% \rightarrow$ Moderate status
$(-80) > RI \geq (-100)$	Moderate status	
	Poor/Bad status	Depopulation of Bryophytes (RI “inconclusive”)

**Table 6: Classification of the RI into categories of ecological status (type MRS, Phanerogams)**

value of the RI	ecological status	additional criteria
$100 > RI \geq 25$	High status	
$25 > RI \geq 0$	Good status	
$0 > RI \geq (-40)$	Moderate status	
$(-40) > RI \geq (-100)$	Poor/Bad status	

### 3.2.3 River Site Type MP(G)

River site type MP(G) is divided into subtypes MP (Table 7) and MPG (Table 8). With the exception of ground water influence, these subtypes have similar abiotic characteristics, as well as similar macrophyte vegetation in undisturbed conditions (Table 3). Reference conditions were determined from the “lauterbach” site for subtype MPG and “boe-schwarz-ugr” site for subtype MP, and on literature data (see MEILINGER 2003 for review).

Sites of subtypes MP and MPG are usually found in the potamal region of rivers. As nutrient concentrations generally increase along the course of a river due to natural reasons, non ground water influenced rivers (MP) have slightly enhanced nutrient concentrations (ELSTER 1962, VANNOTE et al. 1980), whereas ground water influenced rivers (MPG), due to dilution, are naturally nutrient poor (CARBIENER et al. 1990, ROBACH et al. 1996). As a consequence, a macrophyte vegetation indicating slightly nutrient-enriched conditions in a non ground water influenced site (MP) may be due to natural reasons, whereas at a ground water influenced site (MPG), it has to be considered as disturbance. Therefore, the classification of the RI into ecological status classes for MPG differs from MP.

**Table 7: Classification of the RI into categories of ecological status (type MP)**

value of the RI	ecological status	additional criteria (referred to as % plant quantity)
$100 > RI \geq 50$	High status	
$50 > RI \geq (-50)$	Good status	$C \geq 50\% \rightarrow$ Moderate status
$(-50) > RI \geq (-80)$	Moderate status	
$(-80) > RI \geq (-100)$	Poor status	
	Bad status	Depopulation of submerged macrophytes $\rightarrow$ Bad status (“inconclusive”)

**Table 8: Classification of the RI into categories of ecological status (subtype MPG)**

value of the RI	ecological status	additional criteria (referred to as % plant quantity)
$100 > RI \geq 80$	High status	
$80 > RI \geq 0$	Good status	$C \geq 50\% \rightarrow$ Moderate status
$0 > RI \geq (-50)$	Moderate status	
$(-50) > RI \geq (-100)$	Poor status	
	Bad status	Depopulation of submerged macrophytes $\rightarrow$ Bad status (“inconclusive”)

### 3.2.4 River Site Type TN

RI division into ecological status classes for river site type TN is given in Table 9. Compared to montane rivers, TN type rivers have naturally high nutrient concentrations (TIMM et al. 1999), and therefore have reference communities similar to slightly nutrient-enriched (non-reference) sites of types MRK, MRS, or MP(G) (MEILINGER 2003). With TN type rivers, changes in macrophyte dominance structure as a consequence of degradation are frequently observed (WIEGLEB 1981,

WEYER 2001). To compensate for this, additional criteria are used in their assessment (Table 9). If two or more of those criteria occur, the ecological status is classified one class worse than the result given by the calculation of the RI, but not worse than status class “poor”. Status class “bad” is defined as the depopulation of macrophytes, and thus the assessment is considered “inconclusive”.

**Table 9: Classification of the RI into categories of ecological status (type TN)**

value of the RI	ecological status	additional criteria (referred to as % plant quantity)
$100 > RI \geq 0$	High status	If two or more of the following characteristics occur → classify one status class worse (max. “poor”):
$0 > RI \geq (- 50)$	Good status	
$(- 50) > RI \geq (- 70)$	Moderate status	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Evenness <math>&lt; 0.75</math></li> </ul>
$(- 70) > RI \geq (- 100)$	Poor status	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quantity of <i>Potamogeton pectinatus</i> <math>\geq 30</math> %</li> <li>• Quantity of <i>Sparganium emersum</i> <math>\geq 30</math> %</li> <li>• C-taxa <math>\geq 30</math> %</li> <li>• Species number <math>&lt; 4</math></li> </ul>
	Bad status	Depopulation of submerged macrophytes → Bad status (“inconclusive”)

### 3.3 General requirements

According to our present experience, the following criteria need to be met to reliably classify ecological status:

- macrophyte abundance estimation using one of the methods described above
- the river site has to be assignable to type TN, MRS, MRK, or MP(G)
- a minimum of 75 % of the total “plant quantity” (=  $x^3$ -transformed KOHLER-scale, see section 2.2) are macrophytes contained in species groups A, B, C, or V (see Appendix 1)
- total “plant quantity” of macrophytes contained in species groups A, B, C and V must exceed 15 for type MRK and MRS sites, and 26 for type MP(G) and TN sites.

If one of these requirements is not met, the ecological status must be denoted as inconclusive and should not be included when calculating macrophyte and phytobenthos assessments for rivers (SCHAUMBURG et al. 2004a, in press).

### 3.4 Ecological Quality of the Forstinninger Sempt River

The surveyed sections of the Forstinninger Sempt River are classified into river site type MRK and subtype MPG. RI values range from -5 to -33 (MRK), and from 31 to -26 (MPG), respectively; no additional criteria (Tables 4, 8) had to be used for the assessment. Thus the ecological quality of the river stretches varies from “good” to “moderate” (Figure 3). Approximately 62 % of the surveyed river length is classified as “good” ecological status.

## 4 Discussion

### 4.1 River Site Typology

The developed river typology is valid for sites in natural German rivers with a minimum catchment area of 10 km<sup>2</sup>. With the establishment of the seven river site types (MRK, MRS, MP(G), M<sub>g</sub>, TR, TN, and TN<sub>g</sub>) based on differences in characteristic macrophyte communities reflecting ecoregion, channel width, water depth, current velocity, water hardness, and ground water influence, determining a river site’s type is now a simple and practicable first step for routine monitoring of ecological quality. The macrophyte typology is not meant to replace other river typologies (STEINMANN 1915, cited in SCHMITZ 1955, ILLIES 1961, SCHMEDTJE et al. 2001), as the scheme is not necessarily relevant for other organism groups. The macrophyte-based typology is a vital part of the assessment system, as it separates the effects of natural riverine morphology from those of degradation on macrophyte species composition and abundance.

Although the typology is based on a wide variety of surveyed sites throughout Germany, cluster analysis identified only three river site types; four reference sites are not included into readily identifiable clusters. As extensive past human influence has led to a loss of reference sites, especially in strongly colonised regions (BAUMGARTNER et al. 1990), only 19 reference sites could be identified in our data set. For the river site types  $TN_g$  and  $M_g$ , no reference sites were included in our data set; for the ground water influenced subtype MPG, the non ground water influenced subtype MP, and the fast flowing North German lowland type TR, the “lauterbach”, “boeschwarz-ugr”, and “puls\_naun” sites were the only reference sites, respectively. As best-available-conditions were not considered appropriate for establishing the typology or the assessment system, river site types TR,  $TN_g$ ,  $M_g$ , and MP(G) were established based upon historic data and expert judgement, assuming an influence of ecoregion, river size and current velocity on macrophyte composition and abundance. This is consistent with existing information on macrophyte ecology (ROLL 1938, WEBER-OLDECOP 1977, 1981, WIEGLEB 1981, POTT and REMY 2000). Additionally, ecoregion and river size are given in Annex II of the WFD as factors determining the characteristics of a river. Also, the distinction between the ground water influenced subtype MPG from non ground water influenced subtype MP agrees with the results of KOHLER et al. (1997), CARBIENER and ORTSCHAIT (1987), and EGLIN et al. (1997).

As certain Bryophyte species occurred at sites “klaf\_w29”, “redl\_w35”, and “tir\_achen\_staud” but not at other reference sites, cluster analysis separated these sites (Figure 2). Since the “redl\_w35” and “tir\_achen\_staud” sites have the same physico-chemical and morphological characteristics as those of river site type MRK (fast flowing rivers and brooks of mountainous areas (hard water), and the species occurring at these sites have the same ecological demands as species occurring at the remaining type MRK reference sites, they were included in this type. The same argument holds true for the “klaf\_w29” site, which was incorporated in type MRS (fast flowing rivers and brooks of mountainous areas (soft water). The “klaf\_w29” and “redl\_w35” sites are likely grouped together in the cluster analysis because of the occurrence of *Marchantia polymorpha*, a species not occurring at the other reference sites. *Marchantia polymorpha* is cosmopolitan (FRAHM and FREY 1992) and grows in soft or calcareous waters, and is therefore not useful in detecting differences in river site types. Since the

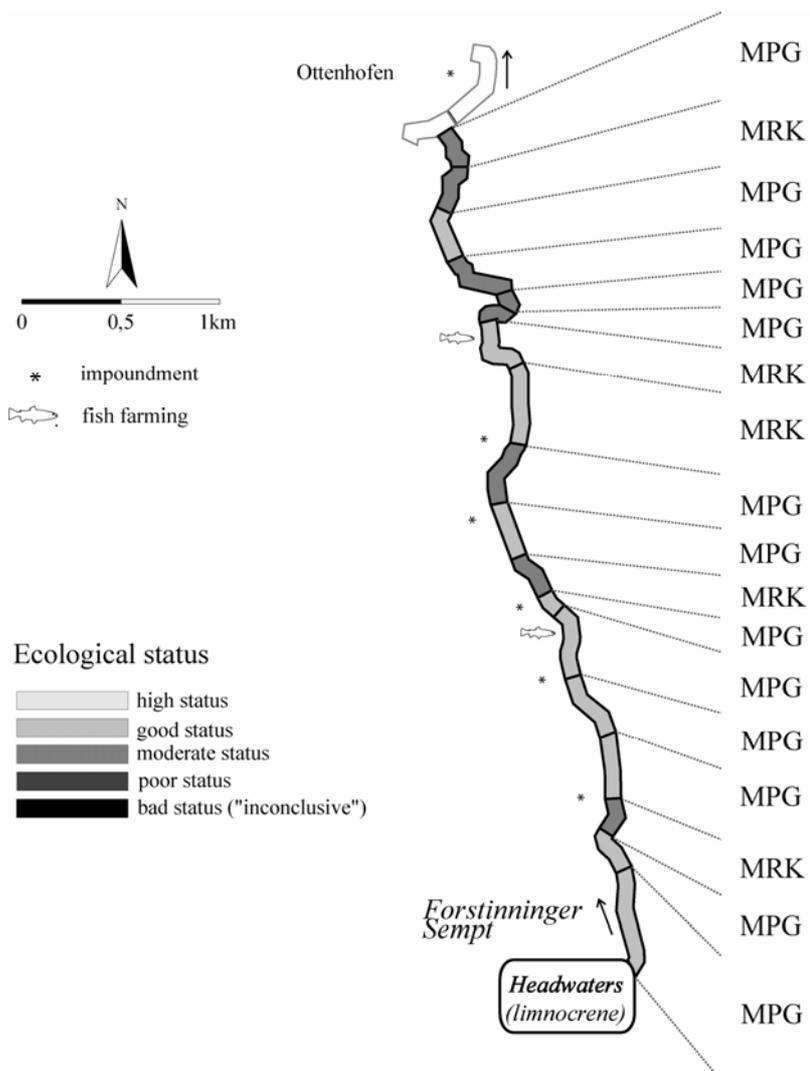


Figure 3: Ecological status of the Forstinninger Sempt River (Bavaria, Germany); right column shows the river site types identified using the developed river site typology

other species occurring at sites “klaf\_w29” and “redl\_w35” belong to the type-specific vegetation of types MRS and MRK, respectively, they were incorporated in the relevant river site types.

Within the soft water group MRS, the “boe-schwarz-ugr” site differs from the other sites (1) biologically by the occurrence of *Myriophyllum alterniflorum* and (2) morphologically by having greater water depth and lower current velocity. Since current velocity can influence taxonomic composition and abundance of aquatic vegetation (ROLL 1938, WEBER-OLDECOP 1977, 1981, WIEGLEB 1981, POTT and REMY 2000), and *Myriophyllum alterniflorum* is regarded a species mainly occurring a low or medium current velocity (KÖHLER et al. 1996), the “boe-schwarz-ugr” site was assigned to river site type MP(G) (Lowland rivers in mountainous areas, including subtypes MPG (ground water influenced) and subtype MP (non ground water influenced)).

Reference sites of type MP(G) include the soft water site “boe\_schwarz\_ugr” and the ground water influenced hard water site “lauterbach”. Cluster analysis shows, that obvious differences in the reference biocoenoses between the soft water site “boe\_schwarz\_ugr” and the ground water influenced hard water site “lauterbach” exist. As commonly observed in the potamal of rivers, the changes in macrophyte composition and abundance caused by degradation are thought to be similar for soft and hard water (KÖHLER 1981, ROBACH et al. 1996). At non ground water influenced sites, the difference in aquatic vegetation between soft and hard water is considered negligible (WIEGLEB 1981, POTT and REMY 2000). We therefore combine soft and hard water sites as type MP(G). Note that type specific taxa group A, used for the assessment, contains both soft water and hard water species.

Within the lowland group TN, the “puls\_naun” site differs from the other sites (1) biologically by the occurrence of *Ranunculus fluitans x trichophyllus* and (2) morphologically by having lower water depth and higher current velocity. Since current velocity influences taxonomic composition and abundance of aquatic vegetation (see above), and *Ranunculus fluitans x trichophyllus* is regarded a species preferring medium to high current velocities (KUTSCHER 1984), the “puls\_naun” site was assigned to the tentatively identified river site type TR. Fast flowing rivers and brooks of northern Germany (TR) were expected to form a separate river type as current velocity and ecoregion can influence macrophyte species composition and abundance (see above).

Beside the factors found to be important in the cluster analysis (ecoregion, water hardness), river size was thought to influence macrophyte species composition and abundance (DAWSON 1988, WIEGLEB 1988, POTT and REMY 2000) to such an extent that large lowland streams in northern Germany (type TN<sub>g</sub>), and large montane streams (type M<sub>g</sub>) had to be described as additional types. These types are not shown in the cluster analysis, because no reference sites could be found in our study.

All 262 river sites in this study can be assigned to one of the seven river site types described. Some characteristic natural macrophyte habitats representing additional river site types, such as tide-influenced or marshland rivers, do exist (POTT and REMY 2000, SOMMERHAEUSER et al. 2001). However, these conditions seldom occur in natural German rivers with more than a 10 km<sup>2</sup> catchment area and were therefore not included in our sampling program.

## 4.2 Possibilities and Limits of the Ecological Status Classification

The European Water Framework Directive demands “type-specific” classification of the ecological quality of rivers with respect to their “composition and abundance of aquatic flora” (EC 2000). Aquatic plant biocoenoses respond to disturbance by changes in their taxonomic composition and abundances (KÖHLER 1975). The Reference Index (RI) is a quantitative expression of the abundance of type-specific sensitive submerged macrophyte taxa, dominating at reference conditions, compared to environmentally insensitive taxa. It is therefore a simple yet reliable means to estimate the deviation of an observed riverine macrophyte community from reference communities, surpassing trophic status as an indicator of water quality, and meets the demands outlined by the WFD. Emergent macrophytes are not considered appropriate for ecological quality assessment due to their high natural variability (MEILINGER 2003).

In contrast to a macrophyte assessment system for rivers in the German Federal State Lower Saxony (WEYER 2001, 2003), the Reference Index system is valid throughout Germany. Aquatic plant communities in our assessment system are not defined in a deterministic, phyto-sociological way, or based on growth forms, as done by WEYER (2001, 2003), but are based on type-specific species

groups. Using species groups provides flexibility to the assessment system by allowing the later addition of new species. Thus the system can be easily adapted to new findings. Application and modification of this system should be centrally managed.

Despite a carefully planned survey program, the database is not sufficient to develop an assessment system for the river types TR, TNg and Mg, due to missing reference sites and insufficient historic data from which reference biocoenoses could have been described. A pilot application is anticipated in 2004 and 2005 to test the assessment system, provide new data on additional reference sites and to enable the development of an assessment system for the remaining river site types.

Nearly all rivers contain naturally macrophyte free areas (POTT and REMY 2000), so that the absence of macrophytes need not be a sign of degradation for a certain site. Ecological quality classification using aquatic macrophytes is restricted to sites with sufficient macrophyte cover and therefore fails to indicate extreme eutrophication leading to the depopulation of submerged macrophytes. The macrophyte assessment system evaluates these extremely impacted sites as “bad” status (inconclusive), if natural reasons for low macrophyte abundance, such as a high degree of shading, very fast current velocities or instable substrata, can be excluded. Because such conditions are common in natural river sites of type MRK, the lack of macrophytes must not be assessed as a sign of degradation in this river site type. Thus, ecological status class “bad” is not defined for type MRK (Table 4). However, other components of the aquatic flora like diatoms are expected to indicate such sites to be extremely impacted. As the WFD demands the assessment of rivers by use of various biological quality elements, including macrophytes and phytobenthos, a severe degradation leading to the depopulation of macrophytes is expected not to be overlooked.

The RI is an integral part of the “Macrophytes and Phytobenthos” biological quality element, as demanded by the WFD. The assessment system for this quality element includes ecological quality classifications for diatoms and residual phytobenthos, as presented in SCHAUMBURG et al. (2004a, b, in press), and FOERSTER et al. (in prep.). For an ecological status classification of the “Macrophytes and Phytobenthos” quality element, as demanded by the WFD, the three sub-components may not be used independently. If the requirements for the calculation of the RI are not fulfilled (see section 3.3), an ecological assessment based on macrophytes is impossible and the assessment of the river site would be based on other components of the aquatic flora. Besides the application for the WFD, the Reference Index can also be used as an independent method for a macrophyte-based classification of running waters, providing an indicator system for anthropogenic degradation of natural rivers.

A macrophyte-based assessment system for lakes in Germany according to the WFD is published by STELZER et al. (2005, in press) and shares similarities to our study. The assessment systems for both rivers and lakes are based on a macrophyte-based typology of sites and the calculation of the Reference Index, in some cases supplemented by additional criteria, thus providing consistent methods for assessing German water bodies.

### **4.3 Implementation of the Reference Index in the Forstinninger Sempt River**

The basic classification of the Forstinninger Sempt River as “good” to “moderate” appears to be reasonable, as the trophic status of the respective river sites is meso- to eutrophic (SCHNEIDER et al. 2001) and the water quality is judged by the saprobic index as “moderately contaminated” (StMLU 2003).

The analysis of the Forstinninger Sempt River shows that it is possible to have different river site types occurring within one river. This is likely due to structural and morphological changes within the river course. As macrophyte mapping has to be done in ecologically homogenous river sections, changes in river site type can only occur at borders of survey sections. In the Forstinninger Sempt River example, river typology has no influence on the ecological status classification of the sites, as river sections of type MRK are not significantly different than sections of river site subtype MPG (Oneway ANOVA,  $p = 0.440$ ). Further studies may show if this is true for other rivers.

Because the presented assessment system was developed for river sites, the ecological assessment of whole rivers and longer sections of rivers (water bodies, WALLIN et al. 2003), is not yet possible. The length of survey sites was restricted to about 100 m, primarily for logistical reasons. However, as

shown in the Forstinninger Sempt River, the RI assessment system is applicable on ecologically homogenous survey sections of different lengths, providing a longer river assessment.

Ideally the classification of an entire river is based on a complete mapping of submerged vegetation and assessment of ecological quality of all sections, as was done in the Forstinninger Sempt River. This ensures that local changes in ecological quality can be detected (SCHNEIDER et al. 2000, 2001), and recommendations for restoration can be given. The example of the Forstinninger Sempt River shows that by assessing a river based on numerous survey sites, appropriate selection of river sites is essential for the accurate assessment of ecological quality. In this case, the selection of only a few sites could have led to the classification of the ecological quality as “good” or “moderate”.

For the assessment of a river based on single survey sites, we recommend to select sites that are ecologically characteristic for longer river stretches. The final criteria of site selection, the number of survey sites necessary, and the method of combining the results of different survey sites to a comprehensive assessment of a river have to be identified in future survey programs.

Mapping and determination of the macrophyte vegetation takes approximately 0.5 to 1 hour per survey site, not including travel time and determination of critical species, such as bryophytes. The time spent on surveying longer river stretches depends greatly on the river characteristics, such as accessibility, turbidity, river width, etc.. A trained researcher can survey between one and several kilometers per day.

## 5 Acknowledgements

We are grateful to the Bavarian Water Management Agency and the Limnologische Station Iffeldorf for providing water chemistry and macrophyte abundance data. The project was funded by LAWA (German Working Group of the Federal States on water issues) and BMBF (German Ministry for Education and Research). We thank the Environmental Ministry of Austria for providing data from Austrian rivers, and Gerhard Welzl, GSF - National Research Center for Environment and Health, for help in statistics. Markus Heinrichs is gratefully acknowledged for reviewing the English and helpful comments on the paper.

## 6 References

- BAUMGARTNER, A., H.-J. LIEBSCHER, P. BENECKE, H. BRECHTEL, G. EINSELE, B. FEDERER, G. GARBRECHT, M. HANTEL, A. HERRMANN, M. KUHN, G. MICHELER, H. ROHDE, and H. SCHIRMER, 1990: Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. In: LIEBSCHER, H.-J. (ed.): Lehrbuch der Hydrologie. Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart, 673 pp.
- CARBIENER, R., and A. ORTSCHKEIT, 1987: Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasser-Vorkommens Europas (Oberrheinebene). In: MIYAWAKI, A. u.a. [ed.]: Vegetation Ecology and Creation of New Environments. Tokyo (Tokai Univ. Press). (=Proceed. Intern. Sym.): 283-312.
- CARBIENER, R., M. TRÉMOLIÈRES, J. L. MERCIER, and A. ORTSCHKEIT, 1990: Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace).- *Vegetatio* 86: 71-88.
- DAWSON, F. H., 1988: Water flow and the vegetation of running waters. In: SYMOENS, J. J. [ed.]: Vegetation of inland waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL): 283-309.
- EC - European Communities, 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. OJ L 327, 22.12.2000.
- EGLIN, I., U. ROECK, F. ROBACH, and M. TRÉMOLIÈRES, 1997: Macrophyte biological methods used in the study of the exchange between the Rhine river and the groundwater. - *Wat. Res.* 31/3: 503-514.
- ELSTER, H.-J., 1962: Seetypen, Fließgewässertypen und Saprobien-system. - *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 47/2: 211-218.
- FOERSTER, J., A. GUTOWSKI, and J. SCHAUMBURG, in prep.: Different types of running water as distinguished by characteristic species composition of benthic algae (except diatoms).
- FRAHM, J.-P. and W. FREY, 1992: Moosflora. 3., überarbeitete Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528 pp.

- HOLMES, N. T. H., J. R. NEWMAN, S. CHADD, K. J. ROUEN, L. SAINT and F. H. DAWSON, 1999: Mean Trophic Rank: A User's Manual. - R&D Technical Report E38. Environment Agency, Bristol: 142 pp.
- ILLIES, J., 1961: Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46/2: 205-213.
- KOHLER, A., 1975: Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. - *Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl.* 34: 149-159.
- KOHLER, A., 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - *Landschaft + Stadt* 10/2: 73-85.
- KOHLER, A., 1981: Die Vegetation bayerischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Veränderung. Tagungsbericht der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen/Salzach 5/81: 6-18.
- KOHLER, A., SIPOS, V. and S. BJÖRK, 1996: Makrophyten-Vegetation und Standorte im humosen Bräkne-Fluß (Südschweden). - *Bot. Jahrb. Syst.* 188: 451-503.
- KOHLER, A., H. TREMP, R. FRITZ, CH. STROBEL, S. STROHMEIER, and D. CLAUSS, 1997: Submerse Makrophyten der südbadischen Oberrheinauen - Verbreitung, Ökologie, Bioindikation. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens O.-Nr. U 22-95.04 im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart.
- KUTSCHER, G., 1984: Verbreitung und Ökologie höherer Wasserpflanzen in Fließgewässern der Schwäbischen Alb. - Dissertation an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München.
- MEILINGER, P., 2003: Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation an der TU München, 128 pp. <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/meilinger.html>
- MELZER, A., 1988: Der Makrophytenindex - Eine biologische Methode zur Beurteilung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift TU München, 249 pp.
- MELZER, A., 1992: Submersed macrophytes. - *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 38: 223-237.
- MELZER, A., 1999: Aquatic macrophytes as tools for lake management. - *Hydrobiologia* 396: 181-190.
- OBERDORFF, T., D. PONT, B. HUGUENY and D. CHESSEL, 2001: A probabilistic model characterising fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. - *Freshwater Biol.* 46: 399-415.
- POTT, R., and D. REMY, 2000: Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 255 pp.
- ROBACH, F., G. THIÉBAUT, M. TRÉMOLIÈRES, and S. MULLER, 1996: A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-eastern France. - *Hydrobiologia* 340: 67-76.
- ROLL, H., 1938: Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer. *Limnologisch-soziologische Studien.* - *Arch. Hydrobiol.* 34: 159-304.
- SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, J. FOERSTER, A. GUTOWSKI, G. HOFMANN, P. MEILINGER, and S. SCHNEIDER, 2004a: Ecological Classification of Macrophytes and Phytobenthos for Rivers in Germany according to the Water Framework Directive. - *Limnologica*, accepted.
- SCHAUMBURG, J., U. SCHMEDTJE, B. KÖPF, C. SCHRANZ, S. SCHNEIDER, P. MEILINGER, D. STELZER, G. HOFMANN, A. GUTOWSKI, and J. FOERSTER, 2004b: Makrophyten und Phytobenthos in Flüssen und Seen. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht 1/04, in prep.
- SCHMEDTJE, U., M. SOMMERHÄUSER, U. BRAUKMANN, E. BRIEM, P. HAASE, and D. HERING, 2001: „Top-down“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 147-151.
- SCHMITZ, W. 1955: Physiographische Aspekte der limnologischen Fließgewässertypen. - *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 22/3&4: 510-523.
- SCHNEIDER, S. and A. MELZER, 2003: The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. - *Int. Rev. Hydrobiol.* 88: 49-67.
- SCHNEIDER, S., KRUMPHOLZ, T., and A. MELZER, 2000: Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Makrophyten) – Erprobung eines neu entwickelten Index im Inninger Bach. - *Acta hydrochim. hydrobiol.* 28/5: 241-249.
- SCHNEIDER, S., L. DINZINGER, and A. MELZER, 2001: Trophieindikation in Fließgewässern - Erprobung des Trophieindex Makrophyten (TIM) im Fließgewässersystem der Sempt (Bayern). - *Limnologica* 31: 147-163.
- SHANNON, C.E. and W. WEAVER, 1949: The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.
- SOMMERHÄUSER, M., A. GARNIEL, and T. POTTGIESSER, 2001: Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. In: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein [ed.]: *Gewässerlandschaften und Bachtypen*. Flintbek, 62 pp.
- STELZER, D., S. SCHNEIDER, and A. MELZER, 2005: Macrophyte based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. - *Int. Rev. Hydrobiol.* 90/2, in press.

- STMLU – BAVARIAN STATE MINISTRY FOR REGIONAL DEVELOPMENT AND ENVIRONMENTAL AFFAIRS (ed.), 2003: Bavaria, land of water – sustainable water management in Bavaria, München, 94 pp.
- TIMM, T., A.v.d. BOOM, TH. EHLERT, P. PODRARZA, H. SCHUHMACHER, and M. SOMMERHÄUSER, 1999: Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [ed.], Merkblatt 17, Essen.
- TREMP, H. and KOHLER, A., 1995: The usefulness of macrophyte monitoring systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters.- *Acta bot. Gallica* 142: 541-550.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL, and C.E. CUSHING 1980: The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-177.
- WALLIN, M., T. WIEDERHOLM and R.K. JOHNSON, 2003: Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. - Produced by CIS Working Group 2.3 - REFCOND. 86 pp.
- WASSERCHEMISCHE GESELLSCHAFT & NAW - WASSERCHEMISCHE GESELLSCHAFT – FACHGRUPPE IN DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER, NORMENAUSSCHUSS WASSERWESEN (ed.), 2003: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 55. Lieferung. Wiley-VCH, Weinheim, Beuth, Berlin, 7 Bände.
- WEBER-OLDECOP, D.W., 1977: Fließgewässertypologie in Niedersachsen auf floristisch-soziologischer Grundlage. - *Gött. Flor. Rundbr.* 10/4: 73-79.
- WEBER-OLDECOP, D.W., 1981: Eine Fließgewässer-Typologie. - *Limnologica* 13/2: 419-426.
- WEYER, K. VAN DE, 2001: Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [ed.], Merkblatt 30, Essen.
- WEYER, K. VAN DE, 2003: Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in NRW gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie.- In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [ed.], Merkblätter 39, Essen.
- WIEGLEB, G., 1981: Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. - *Limnologica* 13/2: 427-448.
- WIEGLEB, G., 1988: Analysis of flora and vegetation in rivers: Concepts and applications. In: SYMOENS, J. J. [ed.]: *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL): 311-340.

**Corresponding author:**

Dr. Petra Meilinger  
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft  
Lazarettstr. 67  
D-80636 München, Germany  
mail: [petra.meilinger@lfw.bayern.de](mailto:petra.meilinger@lfw.bayern.de)

**Appendix 1: List of taxa for each species group (genera with “sp.” are exclusively species listed)**

Note: For calculation of the RI only submerged growing individuals have to be taken into account!

<b>Taxon</b>	<b>MRK</b>	<b>MRS</b>	<b>MP(G)</b>	<b>TN</b>
<i>Agrostis gigantea</i> ROTH	B	B		
<i>Agrostis</i> L. sp.		B	B	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	B	B		B
<i>Amblystegium fluviatile</i> (HEDW.) B.S.G.	A	B	A	
<i>Amblystegium kochii</i> B.S.G.		B		
<i>Amblystegium tenax</i> (HEDW.) JENS.	A	B	A	A
<i>Amblystegium varium</i> (HEDW.) LINDB.		B		
<i>Aneura pinguis</i> (L.) DUM.		B		
<i>Angelica sylvestris</i> L.	B	B		
<i>Apium</i> L. sp.		B		
<i>Azolla</i> LAMARCK sp.	B		C	
<i>Berula erecta</i> (HUDSON) COVILLE	B	B	B	A
<i>Brachythecium plumosum</i> (HEDW.) B.S.G.	A	A	A	
<i>Brachythecium rivulare</i> B.S.G.	A	B	B	
<i>Brachythecium rutabulum</i> (HEDW.) B.S.G.	A	C		
<i>Bryum argenteum</i> HEDW.	A	B		
<i>Bryum bicolor</i> agg.	A	A		
<i>Bryum knowltonii</i> BARNES				A
<i>Bryum pseudotriquetrum</i> (HEDW.) SCHWAEGR.		A	A	
<i>Bryum</i> HEDW. sp.	A			
<i>Bryum turbinatum</i> (HEDW.) TURN.	A	B		
<i>Butomus umbellatus</i> L.	C	C	C	B
<i>Calliergon giganteum</i> (SCHIMP.) KINDB.	A	B	A	
<i>Calliergonella cuspidata</i> (HEDW.) LOESKE	B	B		
<i>Callitriche hamulata</i> KÜTZING ex KOCH	A	A	A	A
<i>Callitriche obtusangula</i> LE GALL	A	A	B	C
<i>Callitriche palustris</i> agg. L.			B	B
<i>Callitriche platycarpa</i> KÜTZING in REICHENBACH				B
<i>Callitriche</i> L. sp.	B	B	B	B
<i>Callitriche stagnalis</i> SCOPOLI	A		A	A
<i>Caltha palustris</i> L.	B		B	
<i>Cardamine amara</i> L.	B	B		
<i>Carex</i> L. sp.	B		B	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	C	C	C	B
<i>Chara aspera</i> DETHARDING ex WILLDENOW			A	
<i>Chara contraria</i> A. BRAUN ex KÜTZING			A	
<i>Chara delicatula</i> AGARDH			A	
<i>Chara globularis</i> THUILLIER			A	
<i>Chara hispida</i> L.			A	
<i>Chara intermedia</i> A. BRAUN			A	
<i>Chara</i> L. sp.	A			A
<i>Chara tomentosa</i> L.			A	
<i>Chara vulgaris</i> L.			A	
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> (L.) CORDA	A	A	A	A
<i>Cinclidotus aquaticus</i> (HEDW.) B.S.G.	A	B	B	
<i>Cinclidotus danubicus</i> SCHIFFN. & BAUMG.	A	B		
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (HEDW.) P. BEAUV.	A	B		
<i>Cinclidotus riparius</i> (WEB. & MOHR) ARN.	B	B	B	
<i>Conocephalum conicum</i> (L.) UNDERW.	A	B	B	
<i>Cratoneuron commutatum</i> (HEDW.) ROTH	A		A	
<i>Cratoneuron filicinum</i> (HEDW.) SPRUCE	A	A	A	
<i>Cratoneuron</i> (SULL.) SPRUCE sp.				A
<i>Dactylis glomerata</i> L.	B	B		
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) PALISOT DE BEAUVOIS	B	B	B	
<i>Dichodontium pelludicum</i> (HEDW.) SCHIMP.	A	A		
<i>Didymodon ridigulus</i> HEDW.	A	B		
<i>Drepanocladus aduncus</i> (HEDW.) WARNST.	A	B	B	

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
<i>Drepanocladus exannulatus</i> (B.S.G.) WARNST.		A		
<i>Drepanocladus fluitans</i> (HEDW.) WARNST.	A	V		
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) ROEMER et SCHULTES			A	A
<i>Elodea canadensis</i> MICHAUX fil.	C	C	C	B
<i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST. JOHN	C	C	C	B
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em. EHRHART			B	
<i>Equisetum palustre</i> L.			B	
<i>Equisetum</i> L. sp.	B			
<i>Eucladium verticillatum</i> (BRID.) B.S.G.	A	B		
<i>Fissidens arnoldii</i> RUTHE	A	A		
<i>Fissidens crassipes</i> WILS.	B	B	B	
<i>Fissidens fontanus</i> (LA PYL.) STEUD.	B	B		
<i>Fissidens grandifrons</i> BRID.	A	A		
<i>Fissidens rufulus</i> B.S.G.	A	A		
<i>Fissidens taxifolius</i> HEDW.		B		
<i>Fontinalis antipyretica</i> HEDW.	B	C	B	B
<i>Fontinalis squamosa</i> HEDW.	A	B	B	A
<i>Galium palustre</i> L.	B	B	B	
<i>Galium</i> L. sp.			B	
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. BROWN	B	B	B	B
<i>Glyceria maxima</i> (HARTMANN) HOLMBERG	B	B	B	B
<i>Glyceria</i> R. BROWN sp.	B	B	B	B
<i>Groenlandia densa</i> (L.) FOURREAU	B	B	A	A
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	B	B	A	A
<i>Holcus lanatus</i> L.	B	B		
<i>Hookeria lucens</i> (HEDW.) SM.		A		
<i>Hottonia palustris</i> L.	C		C	A
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	C		C	B
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.				B
<i>Hygrohypnum duriusculum</i> (DE NOT.) JAMIESON	A	B		
<i>Hygrohypnum eugyrium</i> (B.S.G.) BROTH.	A	A		
<i>Hygrohypnum luridum</i> (HEDW.) JENN.	A	B	A	A
<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (TURN. ex WILS.) LOESKE	A	V	A	A
<i>Hymenostylium recurvirostre</i> (HEDW.) DIX.	A		A	
<i>Hyocomium armoricum</i> (BRID.) WIJK & MARG.	A	V	A	A
<i>Impatiens glandulifera</i> ROYLE				B
<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R. BROWN				A
<i>Juncus articulatus</i> L.	B	B	A	
<i>Juncus bulbosus</i> L.			A	A
<i>Juncus subnodulosus</i> SCHRANK	A		A	
<i>Jungermannia atrovirens</i> DUM.	A	A	A	
<i>Jungermannia exsertifolia</i> STEPH.	A	V		A
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i> HOOK.	A	V		A
<i>Lagarosiphon major</i> W.H. HARVEY	C		C	
<i>Lemna gibba</i> L.	C		C	B
<i>Lemna minor</i> L.	C	C	C	B
<i>Lemna</i> L. sp.			C	
<i>Lemna trisulca</i> L.	C		B	B
<i>Leptodictyum riparium</i> (HEDW.) WARNST.	B	C	B	B
<i>Leskea polycarpa</i> HEDW.	B	B		
<i>Lysimachia nummularia</i> L.		B	B	
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	B	C		B
<i>Marsupella aquatica</i> (LINDENB.) SCHIFFN.	A	V	A	A
<i>Marsupella emarginata</i> (EHRH.) DUM.	A	V	A	A
<i>Mentha aquatica</i> L. agg.	B	B	A	B
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.				A
<i>Myosotis scorpioides</i> L. agg.	B		B	B
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DECANDOLLE in LAMARCK et DECANDOLLE	A	A	A	A
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	C	C	C	B

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	B		B	B
<i>Najas marina</i> L.	B		B	
<i>Najas minor</i> ALLIONI	C		C	
<i>Nardia compressa</i> (HOOK.) S.F. GRAY	A	A		A
<i>Nasturtium officinale</i> R. BROWN agg.	B	B	B	A
<i>Nitella flexilis</i> (L.) AGARDH	B	B	A	
<i>Nitella mucronata</i> (A. BRAUN) MIQUEL	A		A	
<i>Nitella opaca</i> (BRUZELIUS) AGARDH	A		A	
<i>Nitella</i> AGARDH sp.	A			A
<i>Nitella tenuissima</i> (DESVAUX) KÜTZING	A		A	
<i>Nitelopsis obtusa</i> (DESVAUX in LOISELEUR-DESLONGCHAMPS)			A	
<i>Nuphar lutea</i> (L.) J.E. SMITH in SIBTHORP et J.E. SMITH	C	C	C	C
<i>Nymphaea alba</i> L.	C		B	B
<i>Nymphoides peltata</i> (S.G. GMELIN) O. KUNTZE			B	
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) POIRET in LAMARCK	B		B	
<i>Oenanthe fluviatilis</i> (BABINGTON) COLEMAN			B	
<i>Pellia endiviifolia</i> (DICKS.) DUM.	A	A	B	
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) CORDA		V		
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	B	B	B	B
<i>Philonotis calcarea</i> (B.S.G.) SCHIMP.			A	
<i>Plagiomnium undulatum</i> (HEDW.) T. KOP.		B		
<i>Poa pratensis</i> L.		B		
<i>Poa</i> L. sp.	B	B		
<i>Polygonum amphibium</i> L.	B		B	B
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	B	B		B
<i>Polygonum</i> L. sp.			B	
<i>Potamogeton alpinus</i> BALBIS	A	A	A	A
<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER in BERCHTOLD et OPIZ	C	C	B	C
<i>Potamogeton coloratus</i> HORNEMANN	A	A	A	A
<i>Potamogeton crispus</i> L.	C	C	C	B
<i>Potamogeton filiformis</i> PERSOON	B	B	B	
<i>Potamogeton gramineus</i> L.				A
<i>Potamogeton helveticus</i> (G. FISCHER) W. KOCH in W. KOCH et G. KUMMER	C		C	
<i>Potamogeton lucens</i> L.	C	C	C	A
<i>Potamogeton lucens x natans</i>	C		B	
<i>Potamogeton mucronatus</i> SCHRADER ex SONDER	B		B	C
<i>Potamogeton natans</i> L.	C	C	B	A
<i>Potamogeton nodosus</i> POIRET	C	C	C	A
<i>Potamogeton nodosus x natans</i>	C		B	
<i>Potamogeton obtusifolius</i> MERTENS et KOCH	B	B	B	B
<i>Potamogeton panormitanus</i> BIVONA-BERNARDI	C	C	B	C
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	C	C	C	C
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	C	C	B	A
<i>Potamogeton perfoliatus x lucens</i>	C		B	
<i>Potamogeton polygonifolius</i> POURRET DE FIGEAC		A	A	A
<i>Potamogeton praelongus</i> WULFEN				A
<i>Potamogeton trichoides</i> CHAMISSO et SCHLECHTENDAHL	C	C	C	C
<i>Potamogeton x nitens</i> WEBER	B		A	
<i>Potamogeton x zizi</i> KOCH ex ROTH				A
<i>Racomitrium aciculare</i> (HEDW.) BRID.	A	A		A
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	C	B	B	
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	B	B	B	B
<i>Ranunculus circinatus x trichophyllus</i>	B		B	
<i>Ranunculus flammula</i> L.		B		
<i>Ranunculus fluitans</i> LAMARCK	B	B	B	B
<i>Ranunculus fluitans x trichophyllus</i>	B	B	B	B
<i>Ranunculus hederaceus</i> L.				A
<i>Ranunculus peltatus</i> SCHRANK	A	A	A	A
<i>Ranunculus penicillatus</i> (DUMORTIER) BABINGTON agg.	B	B	B	B

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
<i>Ranunculus repens</i> L.			B	B
<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX in VILLARS	B	B	B	A
<i>Rhizomnium punctatum</i> (HEDW.) KOP.		B		
<i>Rhynchostegium alopecurioides</i> (BRID.) A.J.E. SMITH		A		A
<i>Rhynchostegium murale</i> (HEDW.) B.S.G.	A			
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (HEDW.) CARD.	B	C	B	B
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (HEDW.) WARNST.	A	B		
<i>Riccardia chamaedryfolia</i> (WITH.) GROLLE	A	A		
<i>Riccia fluitans</i> L. emend. LORBEER	B	C	B	B
<i>Riccia rhenana</i> LORBEER	B	C	B	
<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) CORDA	A	B		
<i>Sagittaria latifolia</i> WILLDENOW	C		C	
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	C		C	A
<i>Scapania undulata</i> (L.) DUM.	A	V	A	A
<i>Schistidium rivulare</i> (BRID.) PODP.	A	A		A
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) PALLA	B	B	B	B
<i>Scorpidium scorpioides</i> (HEDW.) LIMPR.	A	B	A	
<i>Solanum dulcamara</i> L.				B
<i>Sparganium emersum</i> REHMANN	C	C	C	C
<i>Sparganium erectum</i> L. em. REICHENBACH	C		C	
<i>Sparganium minimum</i> WALLROTH				A
<i>Sphagnum</i> L. sp.		V	A	A
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) SCHLEIDEN	C	C	C	B
<i>Stratiotes aloides</i> L.				A
<i>Thamnobryum alopecurum</i> (HEDW.) NIEUWL.	A	B		
<i>Tolypella glomerata</i> (DESVAUX in LOISELEUR-DESLONGCHAMPS)			A	
<i>Tolypella prolifera</i> (ZIZ ex A. BRAUN) LEONHARDI			A	
<i>Trapa natans</i> L.	C			C
<i>Utricularia australis</i> R. BROWN				A
<i>Utricularia</i> L. sp.	A		A	
<i>Utricularia vulgaris</i> L.				A
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	B	B	B	A
<i>Zannichellia palustris</i> L.	C	C	C	B
other Bryophytes			B	B

## **5 Synthese: Gemeinsamkeiten und Unterschiede in den Indikatoreigenschaften aquatischer Makrophyten zwischen stehenden und fließenden Gewässern**

Da die Wasserbewegung einen entscheidenden Einfluss auf die Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation hat (Kapitel 2.2.2), wurden sowohl für die Bioindikation der Trophie als auch für die Bewertung nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie eigenständige Methoden für Seen und Fließgewässer entwickelt (Kapitel 3.1, 3.2, 4.4 und 4.6). Im Folgenden werden die Unterschiede in den Indikatorwerten submerser Makrophyten zwischen stehenden und fließenden Gewässern analysiert.

### **5.1 Indikatorwerte aquatischer Makrophyten zur Ermittlung der Trophie**

Die Festlegung der Indikatorwerte des Makrophytenindex für Seen (MI, Kapitel 3.1) erfolgte empirisch. Auch wenn die Werte nicht direkt verifiziert wurden, so belegt die Korrelation des Gesamtmakrophytenindex eines Sees mit seiner Gesamtphosphorkonzentration zum Zeitpunkt der Vollzirkulation die Korrektheit des Gesamtkonzeptes. Demgegenüber wurden die Indikatorwerte des Trophie-Index Makrophyten für Fließgewässer (TIM) direkt auf der Grundlage der Phosphorkonzentrationen im Sediment und Freiwasser von Makrophytenbeständen erstellt, in einigen Fällen ergänzt um die Auswertung von Literaturzitationen (Kapitel 4.4). Beide Indikationssysteme eignen sich zur Indikation der Trophie der Gewässer.

Insgesamt sind im MI und im TIM 66 verschiedene Arten enthalten. Davon konnte 28 Arten ein Indikatorwert in beiden Indices zugewiesen werden (Tabelle 1), 17 Arten sind nur im MI (Tabelle 2), 21 nur im TIM (Tabelle 3) enthalten.

Art	TIM	MI
Chara aspera	1,10	1,5
Chara contraria	1,70	2,5
Chara delicatula	1,58	2,0
Chara globularis	2,03	2,5
Chara hispida	1,05	1,0
Chara intermedia	1,15	1,5
Chara vulgaris	2,23	3,0
Ceratophyllum demersum	3,18	5,0
Elodea canadensis	2,55	4,5
Elodea nuttallii	2,75	4,5
Hippuris vulgaris	1,48	4,0
Myriophyllum spicatum	2,83	3,0
Potamogeton alpinus	1,55	2,0
Potamogeton berchtoldii	2,40	3,5
Potamogeton coloratus	1,05	1,0
Potamogeton crispus	2,88	4,5
Potamogeton filiformis	1,70	3,0
Potamogeton friesii	2,68	5,0
Potamogeton lucens	2,65	3,5
Potamogeton natans	2,00	2,5
Potamogeton nodosus	3,10	5,0
Potamogeton pectinatus	2,88	4,0
Potamogeton perfoliatus	2,38	3,0
Potamogeton pusillus	2,40	3,5
Ranunculus circinatus	2,25	4,5
Ranunculus trichophyllus	2,70	4,5
Sagittaria sagittifolia	2,98	5,0
Zannichellia palustris	2,93	5,0

*Tabelle 1: Dem MI und dem TIM gemeinsame Arten (die Absolutwerte sind nicht vergleichbar, da der MI von 1 bis 5, der TIM von 1 bis 4 reicht)*

Die Indikatorwerte der 28 in beiden Indices enthaltenen Arten sind signifikant positiv korreliert (Spearman-Rang-Korrelation,  $r = 0,866$ ,  $p < 0,000$ ). Im Streudiagramm (Abb. 1) wird der Zusammenhang zwischen den beiden Variablen sichtbar. Da die Indikatorwerte des MI in neun diskrete Gruppen mit einem Abstand von 0,5 eingeteilt sind (s. Kapitel 3.1), wird eine Abweichung von  $\pm 0,5$  in y-Richtung von der Regressionsgeraden als geringfügig betrachtet. Innerhalb dieses Bereiches liegen 20 Arten, vier Arten weichen um einen Betrag  $> 0,5$  nach oben, vier  $> 0,5$  nach unten von der Regressionsgeraden ab.

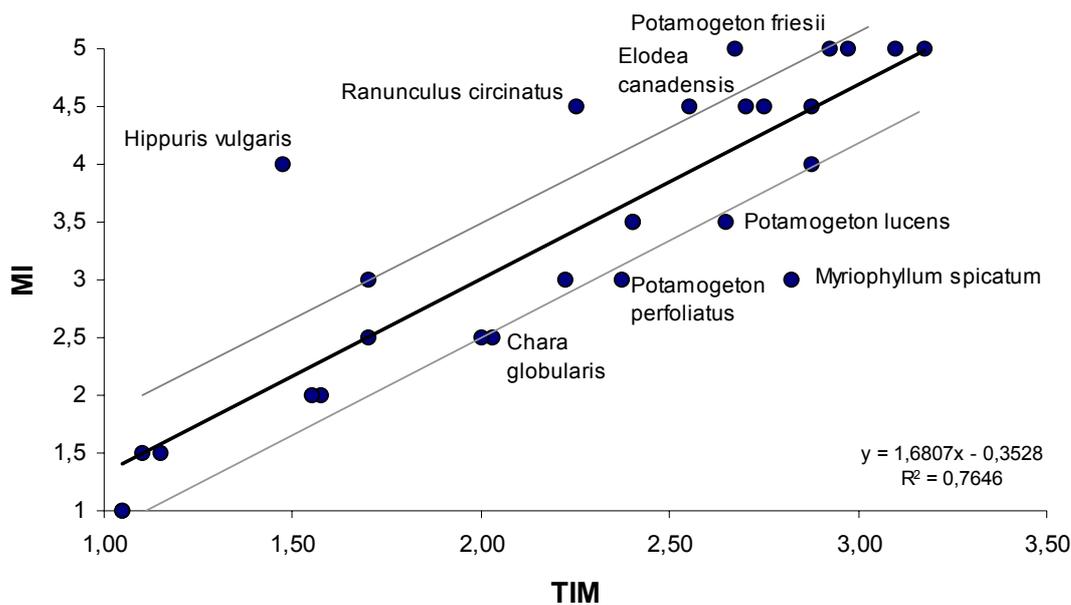


Abbildung 1: Streudiagramm der Indikatorwerte des TIM gegen die Indikatorwerte des MI; eingezeichnet ist die Regressionsgerade sowie eine Abweichung von  $\pm 0,5$  von der Regressionsgeraden

Die Indikatorwerte von *Chara globularis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens* und *Elodea canadensis* weichen nur um wenig mehr als 0,5 von der Regressionsgeraden ab. Diese immer noch geringe Abweichung soll daher nicht weiter interpretiert werden. Vier Arten sind als Ausreißer bezüglich der Regression zu verstehen. Von diesen indizieren *Hippuris vulgaris*, *Ranunculus circinatus* und *Potamogeton friesii* in Seen eutrophere Bedingungen als in Fließgewässern, während *Myriophyllum spicatum* die umgekehrte Tendenz zeigt.

In der europäischen Literatur wird *Hippuris vulgaris* als Art mit weiter ökologischer Amplitude charakterisiert, deren Vorkommen auffällig häufig in Zusammenhang mit einer Grundwasserbeeinflussung der Gewässer beschrieben wird (Literatur s. Schneider, 2000). Da die Art nicht (Maberly & Spence, 1983) oder nur sehr schlecht (Maberly, 1983) in der Lage ist  $\text{HCO}_3^-$  zu verwerten, ist sie auf  $\text{CO}_2$  als C-Quelle angewiesen. In Seen erreicht sie ihre größte Konkurrenzskraft daher entweder in Gewässern mit hohem  $\text{CO}_2$ -Gehalt, wie er zum Beispiel durch Zutritt von Grundwasser erreicht wird (Schwoerbel, 1999), oder in flachen Gewässerbereichen, die der Art ein Wachstum über die Wasseroberfläche und so die Nutzung des  $\text{CO}_2$  der Luft ermöglichen. Als das Wachstum limitierender Faktor scheint daher in erster Linie  $\text{CO}_2$  und nicht Phosphor zu wirken. Wie im Kapitel 2.3 dargestellt wurde, schließt dies eine Indikatoreigenschaft der Art hinsichtlich der Nährstoffbelastung/Trophie jedoch nicht aus, da mit Hilfe der Bioindikation nicht nur der limitierende,

sondern jeder für das Vorkommen einer Art wichtige Faktor indiziert werden kann. Voraussetzung ist allerdings die genaue Kenntnis der artspezifischen Toleranzen und Verbreitungsmaxima.

*Hippuris vulgaris* zählt in Bayern zu den vergleichsweise seltenen Arten. Sie wurde im Zuge der Erstellung der beiden Indices in nur drei Seen sowie drei Fließgewässern nachgewiesen. Alle drei Seen (Melzer, 1988) sowie zwei Fließgewässer zeigen eine Beeinflussung durch Grundwasser, zum dritten Fließgewässer konnte diesbezüglich keine Angabe gemacht werden (Schneider, 2000). Ausschlaggebend für die Einstufung von *Hippuris vulgaris* in die MI-Indikatorgruppe 4 (vgl. Kapitel 3.1) war das Massenvorkommen der Art im eutrophierten Waschsee, einem See der Osterseen-Gruppe. Demgegenüber konnten die drei Standorte an Fließgewässern aufgrund ihrer Phosphorkonzentrationen im Sediment und im freien Wasserkörper in zwei Fällen als oligotroph, im dritten als oligo-mesotroph charakterisiert werden (Schneider, 2000). Unter Berücksichtigung der Phosphorkonzentrationen der drei Fließgewässer, an denen die Art vorkam, sowie der verfügbaren Literatur, wurde für den TIM ein Vorkommen von *Hippuris vulgaris* in oligo- bis eutrophen Fließgewässern mit einem Verbreitungsmaximum im oligo- und oligo-mesotrophen Bereich angenommen (Schneider, 2000). *Hippuris vulgaris* kann daher grundsätzlich als euryök bezüglich der Trophie bezeichnet werden. Da submers wachsende Exemplare jedoch auf grundwassergespeiste Gewässer beschränkt zu sein scheinen, und in Bayern Grundwasser in den allermeisten Fällen nährstoffarm ist (StMLU, 2003), eignet sich *Hippuris vulgaris* dennoch als Indikator oligo- bis mesotropher Gewässer. Die Einstufung der Art in die Nährstoffbelastung anzeigende Indikatorgruppe 4 des MI resultiert aus der Tatsache, dass der oben erwähnte Waschsee einen der seltenen Fälle darstellt, in denen in Bayern phosphorbelastetes Grundwasser zu Tage tritt (Melzer, 1988).

Da *Hippuris vulgaris* auch in eutrophen Gewässern vorkommen kann, muss der TIM kritisch diskutiert werden, wenn Anzeichen für den Zustrom eutrophierten Grundwassers, wie z.B. die Massenentwicklung von Grünalgen bei gleichzeitig geringen Schwankungen der Wassertemperatur im Jahresverlauf, festzustellen sind. Dauerhaft emers wachsende Exemplare der Art können aufgrund ihrer Unabhängigkeit vom Grundwasser nicht zur Bioindikation der Trophie herangezogen werden.

Aussagen zum Verbreitungsspektrum von *Ranunculus circinatus* sind in der nationalen und internationalen Literatur vergleichsweise selten publiziert. Einige wenige Hinweise sind in der so genannten „Grauen Literatur“ zu finden (s. Literatur in Schmedtje et al., 1998). Während alle Autoren, die Angaben zur Verbreitung der Art in Seen machen, *Ranunculus circinatus* übereinstimmend als eutraphent beschreiben (Olsen, 1950; Breuer, 1986; Hünerfeld, 1990), sind die Aussagen zu Fließgewässern heterogener. Hier beschreiben Kohler et al. (1994b, 1997) *Ranunculus circinatus* als Art, die in leicht eutrophierten Abschnitten vorkommt, jedoch in stärker belasteten Bereichen fehlt. Demgegenüber weisen Kelber (1994), Galm (1991) und Melzer & Zimmermann (1992) *Ranunculus circinatus* einen eutraphenten Charakter zu.

Die im Zuge der Erstellung des TIM an 14 Fließgewässern gemessenen Werte (Schneider, 2000) unterstützen die These einer größeren ökologischen Amplitude der Art in Fließgewässern. Hier konnte *Ranunculus circinatus* vom oligo-mesotrophen bis in den eutrophen Bereich, mit einem Verbreitungsschwerpunkt in meso- und meso-eutrophen Gewässern, nachgewiesen werden. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist davon auszugehen, dass sich der Indikatorwert der Art bei der Messung einer größeren Anzahl an Probestellen höchstens geringfügig zu eutrophen Bereichen verschieben würde. *Ranunculus circinatus* scheint in Fließgewässern tatsächlich in einen nährstoffärmeren Bereich vorzudringen als in Seen.

Als mögliche Ursache für dieses Phänomen sind mehrere Faktoren denkbar. Gemäß der in Kapitel 2.2.2 dargelegten Argumentation verringert sich mit zunehmender Fließgeschwindigkeit die ungestörte Grenzschicht um Blattoberflächen. Die damit verbundene Verkürzung der Diffusionswege bedingt eine verbesserte Versorgung der Pflanze mit Nährstoffen (Madsen et al., 2001). Wenn dieser Effekt bei *Ranunculus circinatus* in erheblich stärkerem Maße als bei anderen Makrophyten einträte, würde das den Ausreißer von der Regression erklären. Ein solcher Effekt könnte eintreten, wenn die Art im Vergleich zu anderen Makrophyten einen größeren Anteil der benötigten Nährstoffe aus dem Freiwasser entnähme. Untersuchungen dieser Art liegen nach eigenen Ermittlungen jedoch nicht vor. Auffällige, von der Wasserbewegung verursachte morphologische Veränderungen, die den verringerten Nährstoffanspruch in Fließgewässern ebenfalls erklären könnten, waren nicht festzustellen.

Eine weitere Erklärungsmöglichkeit liefern im Fließgewässer nicht wirksame Faktoren, die zu einer Verdrängung von *Ranunculus circinatus* aus nährstoffarmen Seen führen. Einen derartigen Faktor könnten die Characeen darstellen, die im Fließgewässer deutlich seltener als in Seen auftreten, und aufgrund ihrer raschen Regenerationsfähigkeit in der Lage sind, Gewässer schnell und flächendeckend zu besiedeln (Krause, 1997). Ich halte letztere Erklärungsmöglichkeit für die wahrscheinlichste, nachdem aber diesbezüglich keine Untersuchungen vorliegen, kann dazu kein abschließendes Urteil gefällt werden.

Auch zur ökologischen Valenz von *Potamogeton friesii* (Synonym *Potamogeton mucronatus* Schrader ex Sonder) sind nur sehr begrenzt Informationen publiziert (vgl. Literatur in Schmedtje et al., 1998). Insgesamt kann die Art als meso- bis eutroph charakterisiert werden (Schneider, 2000 und dort zitierte Literatur). Die Arbeitsgruppe um Melzer bewertet *Potamogeton friesii* als sicheren Indikator von Nährstoffbelastungen, Melzer stufte die Art daher in die Indikatorgruppe 5,0 ein (vgl. Kapitel 3.1).

Insgesamt kann die Art zweifellos sowohl in Fließgewässern als auch in Seen als Indikator für nährstoffbelastete Gewässer gelten. Es kann jedoch aufgrund des seltenen Vorkommens von *Potamogeton friesii* in Bayern und der spärlich vorliegenden Literaturangaben weder ausgeschlossen werden, dass der MI eine Indikatorgruppe zu hoch eingestuft ist, noch dass der TIM bei einer größeren

Anzahl an Datenpunkten etwas höher ausfallen würde. Für eine aussagekräftige Interpretation der Abweichung von der Regression wird die Datengrundlage als unzureichend bewertet.

Im Gegensatz zu *Potamogeton friesii* ist *Myriophyllum spicatum* sowohl eine sehr gut untersuchte, als auch in Bayern häufige Art. Ihr Indikatorwert liegt im Gegensatz zu den oben erwähnten Arten in Fließgewässern in einem nährstoffreicheren Bereich als in Seen (Abb. 1). Insgesamt weist *Myriophyllum spicatum* eine breite ökologische Amplitude auf. Die Art kommt sowohl in oligo-mesotrophen Fließgewässern (Schneider, 2000 und dort zitierte Literatur) als auch in oligotrophen Seen vor (Boylen et al., 1996). Während der Verbreitungsschwerpunkt in Fließgewässern eindeutig im eutrophen Bereich liegt (Schneider, 2000 und dort zitierte Literatur), liegt er in Seen im mesotrophen und schwach eutrophen Bereich (Melzer, 1988; Madsen, 1998).

Als Ursache für die offensichtlich differierenden Verbreitungsmaxima kommt die von *Myriophyllum spicatum* ausgehende allelopathische Wirkung in Frage. Dabei ist von Bedeutung, dass die Art unter stickstofflimitierenden Bedingungen vermehrt die allelopathisch wirksame Substanz Tellimagrandin II produziert (vgl. Kapitel 2.2.5). Studien an anderen Arten konnten zeigen, dass eine vermehrte Produktion allelopathisch wirksamer Substanzen auch von einer Phosphor-Limitierung ausgehen kann (Ervin & Wetzel, 2003).

Damit ergibt sich folgende Hypothese: da *Myriophyllum spicatum* in nährstoffreichen Gewässern rascher wächst als in nährstoffarmen (Kohler et al., 1997), kann die Art der Beschattung durch Periphyton in eutrophen Gewässern gleichsam „entwachsen“. In nährstoffärmeren Gewässern wird das dort reduzierte Längenwachstum durch die verstärkte Bildung allelopathisch wirksamer Stoffe kompensiert, die eine Beschattung durch Aufwuchs minimieren. Auch wenn die teilweise hydrophobe Natur der Allelochemikalien ihren Abtransport aus der unmittelbaren Umgebung der Pflanze verlangsamen kann (Ervin & Wetzel, 2003), so muss der Effekt allelopathisch wirksamer Substanzen in Fließgewässern ungleich geringer als in Seen, wenn nicht gänzlich unterbunden sein. Das Fehlen dieses Konkurrenzvorteils unter nährstoffärmeren Bedingungen im Fließgewässer muss zu einer Verschiebung des Verbreitungsschwerpunktes der Art in den eutrophen Bereich führen, wie er in Abb. 1 angedeutet wird.

Einen zusätzlichen Effekt könnte die geringe Toleranz von *Myriophyllum spicatum* gegenüber Beschattung haben (Harley & Findlay, 1994; Abernethy et al., 1996). Insbesondere kleinere Fließgewässer werden durch die Ufervegetation häufig mehr oder weniger stark beschattet. Unter dem kombinierten Stress von Nährstofflimitierung und Beschattung kann *Myriophyllum spicatum* von besser angepassten Arten verdrängt werden. In Seen tritt dieser Effekt weniger stark auf, da hier einer Lichtlimitierung durch gesteigertes Längenwachstum begegnet werden kann (Abernethy et al., 1996). Im Fließgewässer hingegen muss ein gesteigertes Längenwachstum aufgrund der in Strömungsrichtung pendelnden Sprosse nicht notwendigerweise zu einem gesteigerten Lichtgenuss führen.

Insgesamt 17 Arten weisen nur im MI einen Indikatorwert auf (Tabelle 2), sie sind also zur Indikation der Nährstoffbelastung in Seen, nicht jedoch in Fließgewässern geeignet. Mit Ausnahme von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* konnten diese Arten im Zuge der Erstellung des TIM nicht – oder nur sehr selten – nachgewiesen werden. Da auch nur in Einzelfällen Literaturzitate zu ihrer ökologischen Valenz in Fließgewässern vorliegen, ist die Datengrundlage für ihre Aufnahme in das Indikationssystem unzureichend. Als Grund für das seltene Vorkommen der Arten im fließenden Wasser kann eine zu geringe Toleranz gegenüber den Zug- und Scherkräften der Strömung und ihre dadurch verminderte Konkurrenzkraft gegenüber anderen, besser angepassten Arten als sicher angenommen werden. Messungen der Strömungstoleranz liegen nach eigenen Ermittlungen zu diesen Arten jedoch nicht vor.

Art	MI
<i>Chara polyacantha</i>	1,0
<i>Chara strigosa</i>	1,0
<i>Chara tomentosa</i>	2,0
<i>Lagarosiphon major</i>	4,0
<i>Lemna minor</i>	5,0
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	3,5
<i>Nitella opaca</i>	2,5
<i>Nitellopsis obtusa</i>	2,5
<i>Potamogeton compressus</i>	4,5
<i>Potamogeton gramineus</i>	2,5
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	4,5
<i>Potamogeton praelongus</i>	3,5
<i>Potamogeton x zizii</i>	2,5
<i>Spirodela polyrhiza</i>	5,0
<i>Utricularia australis</i>	3,0
<i>Utricularia minor</i>	1,5
<i>Utricularia stygia</i>	1,0

Tabelle 2: Arten mit Indikatorwert nur im MI

*Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* sind in Fließgewässern Bayerns zwar nicht selten, aufgrund ihrer pleustophytischen Wuchsform werden sie jedoch mit der Strömung verdriftet. Ihr Vorkommen lässt in Fließgewässern auf einen Eintrag aus einem flussaufwärts liegenden nährstoffreichen Stillgewässer schließen. Aus der Häufigkeit der Pleustophyten lassen sich jedoch keine Rückschlüsse auf die Intensität der Eutrophierung des Fließgewässers ziehen, da die Pflanzen aufgrund weitgehend trophieunabhängiger Faktoren, wie z.B. der Ufermorphologie, der Ufervegetation oder der Art und Menge an Totholz, mehr oder weniger stark verdriftet werden. *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* sind daher zur Bioindikation der Trophie in Fließgewässern ungeeignet.

Einen Indikatorwert in Fließgewässern, nicht jedoch in Seen, weisen 21 Arten auf (Tabelle 3). Die meisten dieser Arten kommen in kalkreichen Seen des Voralpenlandes, für die der MI entwickelt wurde, zu selten vor um eine gesicherte Einstufung in eine Indikatorgruppe vornehmen zu können. Die Gründe für ihr seltenes Auftreten in diesem Gewässertyp sind vielfältig. Einige Arten kommen in Bayern nicht nur in Seen, sondern auch in Fließgewässern selten vor, ihre trophische Valenz konnte für den TIM aber aufgrund eindeutiger Literaturzitate dennoch beschrieben werden (s. Schneider, 2000). Dazu gehören *Acorus calamus*, *Butomus umbellatus*, *Glyceria maxima*, *Ranunculus aquatilis* und *Sparganium minimum*.

Art	TIM	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<i>Acorus calamus</i>	3,20	?
<i>Berula erecta</i>	2,65	○
<i>Butomus umbellatus</i>	2,98	?
<i>Callitriche cophocarpa</i>	2,50	○
<i>Callitriche hamulata</i>	1,80	○
<i>Callitriche obtusangula</i>	2,50	?
<i>Glyceria maxima</i>	3,00	○
<i>Groenlandia densa</i>	1,83	?
<i>Juncus subnodulosus</i>	1,13	?
<i>Mentha aquatica</i>	2,00	?
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1,55	●
<i>Nasturtium officinale</i>	2,25	?
<i>Nuphar lutea</i>	3,15	○
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	1,13	○
<i>Ranunculus aquatilis</i>	2,53	●
<i>Ranunculus fluitans</i>	3,00	●
<i>Sparganium emersum</i>	2,78	○
<i>Sparganium erectum</i>	3,00	○
<i>Sparganium minimum</i>	1,40	?
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	2,58	○
<i>Veronica beccabunga</i>	2,40	○

Tabelle 3: Arten mit Indikatorwert nur im TIM

- Art zur HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Aufnahme befähigt (Sand-Jensen et al., 1992; Maberly & Madsen, 2002)
- Art zur HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Aufnahme nicht befähigt
- ? keine Angabe

*Potamogeton polygonifolius* und *Callitriche hamulata* sind charakteristische Arten des Weichwassers (Casper & Krausch, 1980; 1981) und kommen daher in kalkreichen Seen, in denen der MI entwickelt wurde, nicht vor. *Myriophyllum alterniflorum* gilt in Süddeutschland zwar als oligotrophente Weichwasserpflanze (Kohler, 1976), die Art ist jedoch grundsätzlich durchaus in der Lage, kalkreiche Gewässer zu besiedeln (Casper & Krausch, 1981; Harris et al., 1992). Sie wird in Europa vielmehr als

empfindlich gegenüber Versauerung und als möglicher Indikator für eine Verkalkung von Weichwasserseen bezeichnet (Brandrud, 2002; Klosowski & Szankowski, 2004). Ob das Fehlen der Art in kalkreichen Seen des Voralpenlandes auf die Bildung von Ökotypen zurückzuführen ist (Harris et al., 1992) oder auf eine verringerte Konkurrenzfähigkeit in kalkreichen Seen, wie sie von Iversen (1929) vermutet wird, kann auf der Grundlage der vorhandenen Informationen nicht geklärt werden. *Berula erecta* ist eine in Fließgewässern Bayerns häufige Art, die in den Seen dieses Gebietes nur sehr selten auftritt. Der Grund hierfür liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Abhängigkeit der Art von CO<sub>2</sub> als C-Quelle. In Fließgewässern ist die CO<sub>2</sub>-Versorgung durch den oft turbulenten Kontakt mit der Luft häufig besser gewährleistet als in Seen (s. Kapitel 2.2.6). Arten, die ausschließlich freies CO<sub>2</sub> als C-Quelle verwerten, können in Seen daher von besser angepassten Species verdrängt werden. Diese Argumentation gilt auch für *Callitriche cophocarpa*.

Da *Ranunculus fluitans* im Gegensatz zu diesen beiden Arten in der Lage ist, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> aufzunehmen, müssen andere Gründe für das Fehlen dieser Art in Seen verantwortlich sein. *Ranunculus fluitans* gilt als Lichtpflanze (Schütz, 1992) und kommt bevorzugt bei hohen Nährstoffkonzentrationen vor (Schneider, 2000). Die Beschattung durch Periphyton könnte daher in eutrophen Seen zu einer Beeinträchtigung der Konkurrenzkraft von *Ranunculus fluitans* führen, während in Fließgewässern die Strömung für eine Verringerung des um Licht und Nährstoffe konkurrierenden Aufwuchses sorgt (vgl. Kapitel 2.2.2). Das bevorzugte Auftreten von *Ranunculus fluitans* bei hohen Fließgeschwindigkeiten (Schütz, 1992) unterstützt diese Hypothese, diesbezüglich wurden jedoch noch keine Untersuchungen publiziert.

Insgesamt neun Arten werden nicht zur Bioindikation der Trophie in Seen herangezogen, obwohl sie für den TIM verwendet werden und auch in kalkreichen Seen des Voralpenlandes nicht selten sind: *Groenlandia densa*, *Juncus subnodulosus*, *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale*, *Nuphar lutea*, *Sparganium emersum*, *Sparganium erectum*, *Veronica anagallis-aquatica* und *Veronica beccabunga*. Mit Ausnahme von *Groenlandia densa* und *Nuphar lutea* treten diese Arten in Seen in den meisten Fällen in ihrer emersen Wuchsform und daher nur im Flachwasserbereich auf. Diese Bereiche sind aufgrund der jährlichen Wasserspiegelschwankungen von Seen häufig nicht ganzjährig überflutet. In den MI fanden jedoch nur submerse Arten Eingang, die aufgrund ihres die ganze Vegetationsperiode andauernden Kontaktes mit dem Wasserkörper eine sichere Aussage über den Zustand des Sees erlauben. Die Ursache für die emerse Wuchsform dieser Arten in Seen liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit erneut in ihrer Abhängigkeit von CO<sub>2</sub> als C-Quelle, die für die zuletzt erwähnten vier Arten auch experimentell nachgewiesen wurde (s. Tabelle 3). Nachdem submerse Exemplare von *Juncus subnodulosus*, *Mentha aquatica* und *Nasturtium officinale* eine auffällige Bindung an grundwasserbeeinflusste Standorte zeigen (eigene Beobachtungen; Melzer, mündl. Mitteilung), kann eine Abhängigkeit von CO<sub>2</sub> auch bei diesen Arten vermutet werden.

Auch *Groenlandia densa* zeigt eine auffällige Bindung an grundwasserbeeinflusste Standorte (Literatur s. Schneider, 2000). Die ökologische Amplitude der Art wurde in Seen als zu groß eingeschätzt, um eine gesicherte Einstufung in eine Indikatorgruppe zu ermöglichen. Auch in Fließgewässern kommt die Art vom oligotrophen bis in den eutrophen Bereich vor (Schneider, 2000), da in die Berechnung des TIM jedoch im Gegensatz zum MI ein Gewichtungsfaktor eingeht, der die Größe der ökologischen Amplitude der Art beschreibt (vgl. Kapitel 4.4), wurde *Groenlandia densa* für den TIM in das Indikationssystem aufgenommen.

*Nuphar lutea* toleriert sowohl in Seen als auch in Fließgewässern hohe Nährstoffkonzentrationen. Während sie jedoch in Fließgewässern auf nährstoffreiche Habitate beschränkt ist, kommt sie in Seen auch im oligotrophen Bereich vor (Melzer, 1988; Schneider, 2000 und darin zitierte Literatur). *Nuphar lutea* ist jedoch in eutrophen Seen konkurrenzkräftiger als in oligotrophen (vgl. Literatur in Schmedtje et al., 1998). Da die Art zudem nur eine geringe Toleranz gegenüber den Kräften der Strömung aufweist (Haslam, 1987), kann angenommen werden, dass der kombinierte Effekt von Strömung und geringer Nährstoffkonzentration ausreicht, die Art aus oligotrophen Fließgewässern zu verdrängen.

Zusammenfassend ergibt der Vergleich zwischen dem MI und dem TIM folgendes Bild: Die Artenlisten des MI und des TIM stimmen nur zu etwa 60 % überein. Die Anwendung des MI in Fließgewässern bzw. des TIM in Seen würde daher die Indikatorfunktion von Teilen der submersen Vegetation vernachlässigen. Abhängig von der Artenzusammensetzung und Abundanz der Makrophytengesellschaft kann dies zu einer mehr oder weniger großen Abweichung im Trophieindex führen, bzw. dazu, dass aufgrund einer zu geringen Menge indikativer Arten kein gesicherter Index berechnet werden kann. Die Hauptgründe für die unterschiedliche Artenausstattung sind einerseits die Intoleranz von Stillgewässer-Arten gegenüber den Kräften der Strömung, andererseits die Abhängigkeit bestimmter Species von CO<sub>2</sub> als C-Quelle. Aufgrund ihres Unvermögens zur Nutzung von HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> können diese Arten in Seen nur in grundwasserbeeinflussten Habitaten oder in flachen Gewässerbereichen in ihrer emersen Wuchsform überdauern. Pleustophytische Arten sind in Fließgewässern zur Bioindikation der Trophie ungeeignet, da die Intensität ihrer Verdriftung von weitgehend trophieunabhängigen Faktoren abhängt.

Der Vergleich der Indikatorwerte der 28 dem MI und TIM gemeinsamen Arten (Abb. 1) zeigt, dass 76 % der Varianz der Indikatorwerte des MI von den Werten des TIM erklärt werden können ( $R^2 = 0,76$ ). Das bedeutet, dass 24 % entweder auf Fehleinstufungen in einem der beiden Indikationssysteme oder auf einen echten Unterschied im Verbreitungsmaximum einzelner Arten zwischen Seen und Fließgewässern zurückzuführen sind. Eine größere Abweichung im Verbreitungsmaximum kann auf der Grundlage der vorhandenen Daten bei drei Arten angenommen werden: *Ranunculus circinatus* dringt in Fließgewässern in einen nährstoffärmeren Bereich vor als in Seen, während *Myriophyllum spicatum* und *Nuphar lutea* das umgekehrte Verhalten zeigen (nachdem *Nuphar lutea* aufgrund ihrer großen ökologischen Amplitude in Seen keinen Indikatorwert besitzt, trägt diese Art jedoch nicht zur

Erklärung der 24 % Abweichung zwischen den Indikatorwerten des MI und des TIM bei). Da eine Änderung der ökologischen Varianz einer Art jedoch immer eine Resultante **aller** in einem Habitat wirksamen ökologischen Faktoren ist (vgl. Kapitel 2.2), muss sie in anderen Ökoregionen nicht notwendigerweise gleichartig ausfallen.

Bereits im Jahr 1940 wurde von Ruttner (zit. in Elster, 1962) angenommen, dass durch die „eutrophierende Wirkung der Strömung“ die Optima und Toleranzgrenzen der meisten Organismen in Bezug auf das Nahrungsangebot im Vergleich zu Biotopen mit schwacher Strömung verschoben werden. Die Ursache dafür liegt in der Tatsache, dass eine erhöhte Fließgeschwindigkeit zu einer Verringerung der an Nährstoffen verarmten Grenzschicht führt. Damit verbunden ist eine Verkürzung der Diffusionswege und eine verbesserte Versorgung der Pflanze mit Nährstoffen (Kapitel 2.2.2). Die gute Korrelation der Indikatorwerte des MI mit denen des TIM stellt keinen Widerspruch zu dieser Theorie dar. Für eine Überprüfung der „eutrophierenden Wirkung der Strömung“ müssten statt der Indikatorwerte die tatsächlichen Nährstoffkonzentrationen an den Standorten submerser Makrophyten zwischen Seen und Fließgewässern verglichen werden. Derartige Messungen liegen für Makrophyten in Seen jedoch nicht vor. Die Korrelation der Indikatorwerte des Makrophytenindex mit denen des TIM deutet jedoch darauf hin, dass die eutrophierende Wirkung der Strömung für die meisten Arten **gleichartig** eintritt.

## **5.2 Indikatorgruppen aquatischer Makrophyten zur Gewässerbewertung gemäß der Wasserrahmenrichtlinie**

Für die Bewertung von Seen und Fließgewässern gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird die aktuell vorhandene Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation mit derjenigen verglichen, die sich in einem unbelasteten Referenzgewässer einstellen müsste (Kapitel 3.2 und 4.6). Je stärker die tatsächliche Vegetation von der des unbelasteten Zustandes abweicht, umso negativer wird der Gewässerzustand bewertet. Die Tatsache, dass auch zahlreiche degradationsunabhängige Faktoren die Zusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation beeinflussen (vgl. Kapitel 2.2), bedingt die Notwendigkeit einer Typisierung der Gewässer. Mit Hilfe der Typisierung werden Gewässerstellen zusammengefasst, an denen diese degradationsunabhängigen Einflussfaktoren möglichst gleichförmig sind. Da die Strömung die Zusammensetzung der submersen Vegetation beeinflusst (Kapitel 2.2.2), müssen Fließgewässer und Seen getrennt bewertet werden.

Um den Unterschied zwischen der tatsächlichen Vegetation und der des unbelasteten Zustandes quantifizieren zu können, wurden so genannte Artengruppen definiert (vgl. Kapitel 3.2 und 4.6). Artengruppe A umfasst Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt an unbelasteten Referenzgewässern liegt. Demgegenüber kommen Arten der Gruppe C nur sehr selten an Referenzgewässern vor. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt an Gewässern mit gegenüber der Referenz veränderter Vegetation.

Arten der Gruppe B nehmen eine intermediäre Position ein. Sie können sowohl zusammen mit Arten der Gruppe A als auch der Gruppe C vorkommen. Die Quantifizierung der Abweichung in der Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation von der Referenzvegetation erfolgt über die Berechnung des Referenzindex (vgl. Kapitel 3.2 und 4.6).

Für einen Vergleich der Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten zwischen Seen und Fließgewässern müssen daher die in den Artengruppen A, B und C enthaltenen Taxa einander gegenübergestellt werden. Da die Artengruppe A die **Kombination** an Standortfaktoren in ungestörten Gewässern des jeweiligen Typs charakterisiert, ist ihre Artenausstattung typabhängig unterschiedlich. Gleiches gilt, in etwas geringerem Ausmaß, für die Taxa der Gruppen B und C. Um die von der Strömung verursachten Unterschiede in den Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten zwischen Seen und Fließgewässern analysieren zu können, muss daher zunächst die grundlegende Frage geklärt werden, der Vergleich welcher Gewässertypen eine diesbezügliche Aussage zulässt. Dazu werden folgende Fragen beantwortet:

- Welche der in Kapitel 2.2 erläuterten Einflussgrößen sind für die makrophytenbasierte Typologie von Seen und Fließgewässern bedeutend?
- Welche Unterschiede in den für die Typologie bedeutenden Einflussgrößen treten zwischen Seen und Fließgewässern auf und wie sind zu erklären?
- Welche Paare an See- und Fließgewässer-Typen unterscheiden sich in keinem anderen typbestimmenden Faktor außer der Strömung?

Basierend auf diesen See-Fließgewässer-Paaren werden anschließend die von der Strömung verursachten Unterschiede in den Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten zwischen Seen und Fließgewässern analysiert.

### 5.2.1 Grundlagen für den Vergleich der Indikatorgruppen

Die im Folgenden diskutierte Typologie ist Teil des für den Baustein „Makrophyten“ entwickelten Bewertungssystems gemäß den Vorgaben der WRRL. Sie beruht ausschließlich auf den Habitatansprüchen submerser Makrophyten und soll daher nicht andere, etablierte Typisierungen ersetzen (vgl. Kapitel 3.2 und 4.6).

Während die Seen-Typologie in Deutschland vier Typen umfasst, werden die Fließgewässer in sieben Typen eingeteilt. Diese Zahlen repräsentieren jedoch nur die in Deutschland am häufigsten auftretenden Gewässertypen. Weitere makrophytenspezifische Gewässertypen existieren, können aufgrund der zu geringen Datengrundlage derzeit jedoch nicht eindeutig abgegrenzt werden.

Die Grundlage für die Typologie ist sowohl in Seen als auch in Fließgewässern die Zusammensetzung der submersen Vegetation. Da Fließgewässer nach wie vor einem starken Nutzungsdruck durch den Menschen unterliegen, konnten nur 19 Referenzstellen, d.h. von Störungen unbeeinflusste Stellen, gefunden und für die Entwicklung der Typologie verwendet werden. Demgegenüber konnten in Seen 32 Referenzstellen ausgewertet werden. In Fließgewässern musste daher die Auswertung der Referenzstellen in weit stärkerem Maß durch Literaturbelege und Expertenwissen ergänzt werden, als dies bei Seen der Fall war.

Für die Einteilung der Seen in Gewässertypen werden folgende Einflussgrößen herangezogen (vgl. Kapitel 3.2):

- Ca-Gehalt
- Ökoregion
- Mixis
- Morphologie

Demgegenüber wird die Typologie der Fließgewässer (vgl. Kapitel 4.6) bestimmt durch:

- Wasserhärte
- Ökoregion
- Fließgeschwindigkeit
- Breite
- Tiefe
- Grundwassereinfluss

Der typbestimmende Einfluss von **Ökoregion** und **Wasserhärte/Ca-Gehalt** ist bei Seen und Fließgewässern identisch und kommt bereits in der Korrespondenz-Analyse bzw. Clusteranalyse zum Ausdruck. Dabei beruht der Einfluss der Ökoregion einerseits auf Unterschieden in der Artenausstattung zwischen den Alpen/Alpenvorland und dem Norddeutschen Tiefland. So kommt z.B. *Chara filiformis* in Süddeutschland, *Chara strigosa* in Norddeutschland nicht vor (Schmidt et al., 1995). In derartigen Fällen spiegeln bestimmte Ökoregionen die natürliche Verbreitungsgrenze von Arten wider. Ein anderer, indirekter Einfluss der Ökoregion besteht darin, dass im Norddeutschen Tiefland sowohl Seen als auch Fließgewässer aufgrund natürlicher Ursachen leicht erhöhte Nährstoffkonzentrationen haben können (s. Kapitel 3.2 und 4.6). Die submerse Vegetation norddeutscher Referenzgewässer kann daher Arten enthalten, die in süddeutschen Gewässern als Anzeichen einer Degradierung gewertet werden müssen.

Der Einfluss von Ca-Gehalt bzw. Wasserhärte ist nicht auf die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration, sondern auf die unterschiedliche DIC-Konzentration von Weich- und Hartwasser zurückzuführen (s. Kapitel 2.2.6). Die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration und die Wasserhärte sind jedoch relativ unkompliziert zu bestimmen und gehören häufig zum Standardmessprogramm der Wasserwirtschaftsverwaltung. Da diese beiden Parameter in den meisten natürlichen Gewässern mit der DIC-Konzentration gekoppelt sind (Hütter, 1994), sind sie in der Praxis zur Abgrenzung der Gewässertypen besser geeignet als die DIC-Konzentration.

Die übrigen typologiebestimmenden Faktoren weichen in Seen und Fließgewässern voneinander ab. Seen werden aufgrund der **Mixis** in polymiktische und stabil geschichtete Wasserkörper unterschieden. Ihr Einfluss auf die submerse Vegetation ist dabei nicht direkt in der Durchmischung zu suchen, sondern in der damit gekoppelten natürlichen Trophie des Gewässers. Polymiktische, flache Wasserkörper weisen natürlicherweise eine höhere Trophie als stabil geschichtete Seen auf (Pott & Remy, 2000), so dass die submerse Vegetation polymiktischer Wasserkörper auch im ungestörten Zustand eutraphente Arten enthalten kann. Die **Morphologie** wird herangezogen, um steile und felsige Stellen in Seen abzugrenzen. Als Einflussfaktor auf die submerse Vegetation wirkt dabei die Zusammensetzung des Sedimentes. Da submerse Makrophyten auf grobklastischen Böden nur sehr eingeschränkt wachsen können (vgl. Kapitel 2.2.3), weist die submerse Vegetation an derartigen Stellen natürlicherweise eine geringe Dichte auf, so dass daraus keine Rückschlüsse auf eine Makrophytenverödung gezogen werden können.

In Fließgewässern ist der Einfluss des Sediments mit der **Fließgeschwindigkeit** gekoppelt, da feinkörniges Material nur bei geringer Strömung abgelagert werden kann. Der Einfluss von Fließgeschwindigkeit und Sediment auf die Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation wird in den Kapiteln 2.2.2 und 2.2.3 eingehend erläutert. Die **Breite** des Fließgewässers wird herangezogen, um große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (z.B. Donau, Mosel) und große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (z.B. Elbe, Havel) von andern Fließgewässer-Typen zu unterscheiden. Mit zunehmender Breite und **Tiefe** von Fließgewässern nimmt die Dichte makrophytischer Wasserpflanzen ab (Pott & Remy, 2000). Die pflanzliche Biozönose wird stattdessen von Phytoplankton dominiert. Auslösender Faktor hierfür ist in erster Linie das am Gewässergrund herrschende geringere Lichtangebot. Demgegenüber ist die Tiefe von Seen nicht direkt in ihrer Typologie enthalten. Polymiktische Flachseen werden jedoch von stabil geschichteten, tieferen Seen abgetrennt. Beeinflusst wird die submerse Vegetation dabei jedoch nicht von der Tiefe des Sees, sondern von der damit gekoppelten natürlichen Trophie (s.o.), die durch den Durchmischungstyp besser abgebildet wird als durch die Tiefe.

Von potamal geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen wird ein durch **Grundwasser** beeinflusster Untertyp abgegrenzt. Der Zustrom von Grundwasser kann die submerse Vegetation auf verschiedene Weise beeinflussen. Sein CO<sub>2</sub>-Reichtum dürfte in Fließgewässern nur eine untergeordnete Rolle spielen, da diese im Gegensatz zu Seen aufgrund der Wasserbewegung häufig gut mit CO<sub>2</sub> versorgt sind (vgl. Kapitel 2.2.6). Bedeutender sind daher die weitgehend konstante Wassertemperatur sowie die Nährstoffarmut des Grundwassers, die eine ausdauernde oligotraphente Vegetation fördern. Nicht von Grundwasser beeinflusste potamale Fließgewässer können daher aufgrund natürlicher Ursachen eine eutraphentere Vegetation aufweisen als grundwassergespeiste. In sehr großen Fließgewässern spielt der Einfluss des Grundwassers aufgrund des großen Abflusses nur eine untergeordnete Rolle. In rhithral geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen ist die Abgrenzung eines grundwasserbeeinflussten Untertyps nicht

notwendig, da diese Gewässer im ungestörten Zustand ohnehin nährstoffarm sind. Aus dem gleichen Grund spielt eine Grundwasserbeeinflussung in der Typologie der Seen keine Rolle. In natürlich oligotrophen Seen sind die Effekte der Degradierung auf die submerse Vegetation an Stellen mit und ohne Grundwassereinfluss identisch. Eine Auswirkung müsste eine Grundwasserbeeinflussung jedoch in polymiktischen Flachseen zeigen, da hier grundwassergespeiste Seen eine geringere natürliche Trophie als solche ohne Grundwassereinfluss aufweisen sollten. Eine derartige Unterscheidung wurde bislang nicht vorgenommen, da im Zuge der Erstellung des Bewertungssystems kein deutlich grundwasserbeeinflusster polymiktischer See bearbeitet wurde.

Für die Anwendung in der Praxis werden zur Bestimmung des Gewässertyps relativ leicht bestimmbare Faktoren herangezogen, auch wenn sie die submerse Vegetation nur indirekt beeinflussen (z.B. Mixis, Wasserhärte, Breite von Fließgewässern). Wie oben erläutert, dienen diese indirekten Faktoren sowohl in Seen als auch in Fließgewässern als Ersatz für die direkt wirkenden Einflussgrößen DIC-Verfügbarkeit, Nährstoffkonzentration und Zusammensetzung des Sediments. Zusätzlich müssen in Fließgewässern noch die Faktoren Fließgeschwindigkeit und Licht (ausgedrückt durch Breite und Tiefe) herangezogen werden. Dabei ist die Fließgeschwindigkeit eine Einflussgröße, die in Seen naturgemäß nicht auftritt. Der Faktor Licht hingegen spielt in Seen keine Rolle, da für die Typisierung nur die degradationsunabhängigen, natürlichen Variationen berücksichtigt werden dürfen. Während in Fließgewässern im Potamal eine dauerhafte natürliche, i.e. nicht von einer Degradierung bedingte, Verschlechterung des Lichtklimas eintreten kann, ist dies in Seen nur im Einflussbereich von Zuflüssen oder in polymiktischen Flachseen der Fall. In Letzteren ist das Lichtklima gekoppelt mit der Änderung der natürlichen Trophie, eine Aussage bezüglich des Lichtklimas wäre also redundant. Der unmittelbare Einflussbereich von Zuflüssen hingegen kann in Seen ohnehin nicht zur Bewertung herangezogen werden, da an diesen Stellen bereits durch die hier herrschende degradationsunabhängige Strömung eine Veränderung in der Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation verursacht wird, die gemäß der Definition der WRRL als Degradierung gewertet werden müsste.

Wie eingangs erwähnt, dient die Typisierung dazu, Gewässerstellen zusammenzufassen, an denen degradationsunabhängige Einflussfaktoren auf die Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation möglichst gleichförmig sind. Nur auf diese Weise können die Effekte der Degradierung eindeutig von natürlichen Variationen getrennt werden. Wie in Kapitel 2.2 ausführlich dargestellt, beeinflussen zahlreiche Faktoren die Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation. Jede signifikante natürliche Variation dieser Faktoren kann daher die Definition eines neuen Gewässertyps erfordern. So ist z.B. ein auf der Linie des Vogelzuges gelegenes Gewässer denkbar, dessen submerse Vegetation alljährlich zu einem bestimmten Zeitpunkt von Zugvögeln intensiv beweidet wird. Da die Vegetation auf diesen Fraßdruck durch eine Änderung ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz reagieren würde (vgl. Kapitel 2.2.4), würde eine Bewertung innerhalb eines nicht durch Grazing beeinflussten Gewässertyps zu einem falschen Ergebnis führen.

Dabei muss die **natürliche** Variation aller in Kapitel 2.2 erwähnten Faktoren Eingang in die Typologie finden, während ihre **nicht-natürliche**, i.e. degradationsbedingte Veränderung mit Hilfe des Bewertungssystems detektiert werden muss, sobald sie eine Veränderung in der Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation verursacht. Das Problem der Unterscheidung zwischen natürlichen und nicht-natürlichen Ursachen ist in vielen Fällen Gegenstand intensiver wissenschaftlicher und politischer Diskussionen und soll an dieser Stelle daher nicht erneut aufgegriffen werden.

In Fließgewässern konnten zwar insgesamt sieben Gewässertypen beschrieben werden, die Datengrundlage war jedoch nur für vier dieser Typen ausreichend, um die Erstellung eines Bewertungssystems zu ermöglichen (vgl. Kapitel 4.6). Der Vergleich der Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten zwischen Seen und Fließgewässern muss daher auf jeweils vier Gewässertypen beschränkt bleiben.

Die Taxaliste für Seen enthält insgesamt 82 Einträge, d.h. 82 Taxa sind in mindestens einem der vier Seetypen in einer der Artengruppen A, B oder C enthalten (Kapitel 3.2). Demgegenüber konnten in Fließgewässern 209 Taxa eingestuft werden, von denen 75 zu den Bryophyta zählen (Kapitel 4.6). Bryophyta zeigen eine besondere Anpassung an geringe Lichtintensitäten (Kapitel 2.2.1), hohe Fließgeschwindigkeiten (Kapitel 2.2.2) und steiniges Substrat (Kapitel 2.2.3). Diese Charakteristika sind kennzeichnend für rhithrale Fließgewässer, weshalb deren submerse Vegetation häufig von Moosen dominiert wird (Kapitel 4.3). Aufgrund ihrer Abhängigkeit von CO<sub>2</sub> als C-Quelle (Kapitel 2.2.6), ihrer Anpassungen an die oben erwähnten Habitateigenschaften sowie ihres langsamen Wachstums kommen Bryophyta in Seen nur sehr selten vor. Sie können dort weder als typspezifisch noch als Anzeichen für eine Degradierung gewertet werden, so dass die Abteilung Bryophyta ohne eine Artdetermination in der Gruppe B geführt wird.

Aber auch ohne die Bryophyta enthält die Artenliste für Fließgewässer mit 138 Einträgen noch bedeutend mehr Taxa als die der Seen. Die Ursache dafür liegt in der Tatsache begründet, dass viele Arten in Fließgewässern sowohl in der submersen als auch der emersen Wuchsform vorkommen, während sie in Seen aufgrund ihrer Abhängigkeit von CO<sub>2</sub> nahezu ausschließlich emers wachsen. Die emerse Vegetation ist aufgrund ihrer hohen natürlichen Variabilität jedoch weder in Seen noch in Fließgewässern zur Indikation einer Gewässerdegradierung geeignet (Stelzer, 2003; Meilinger, 2003). Diese Species sind daher in Seen nicht in der Artenliste enthalten, während ihre submerse Wuchsform in Fließgewässern durchaus einen indikativen Wert besitzen kann.

Indikatoren im Sinne der WRRL zeigen keinen bestimmten Faktor im Ökosystem an, so wie im Falle des MI und des TIM die Nährstoffkonzentration indiziert wird. Taxa der Artengruppe A sind vielmehr für ungestörte, i.e. nicht degradierte, Gewässer des jeweiligen Typs charakteristisch. Aus diesem Grund ist es für eine Indikation gemäß den Vorgaben der WRRL unerheblich, dass submerse Moose

im Gegensatz zu Gefäßpflanzen und Characeen ihre Nährstoffe überwiegend aus der freien Wassersäule entnehmen. Für die Indikation der Trophie ist dieser Unterschied von grundlegender Bedeutung, da Gefäßpflanzen und Characeen die Nährstoffkonzentration im Freiwasser und im Sediment indizieren, während Moose ausschließlich diejenige des Freiwassers anzeigen können. Demzufolge müssen Moose und Gefäßpflanzen/Characeen bei der Trophieindikation getrennt bewertet werden (Schneider, 2000). Charakteristisch für einen ungestörten Gewässerzustand können jedoch Vertreter beider Gruppen gleichzeitig sein.

Alle Arten, die an ungestörten Gewässern eines Typs nicht oder nur sehr selten auftreten, sind der Artengruppe C zuzuordnen. Dabei ist es unerheblich, welcher Art die Störung ist, die zu einer Veränderung der submersen Vegetation führt. In Artengruppe C sind vielmehr alle Taxa vereint, die eine Veränderung mindestens eines der typspezifischen Habitatfaktoren indizieren. Dabei müssen Stillgewässerarten in einem rhithralen Fließgewässer (Veränderung der Fließgeschwindigkeit) genauso behandelt werden wie eutraphente Arten in einem natürlich oligotrophen Gewässertyp (Veränderung der Nährstoffkonzentration) oder Hartwasserarten in einem Weichwässertyp (Veränderung der Wasserhärte). Die Artengruppe B nimmt eine Zwischenposition ein. Vertreter dieser Gruppe können sowohl in ungestörten als auch in degradierten Gewässern vorkommen. Nachdem die Artengruppe C und – in etwas geringerem Ausmaß – auch die Artengruppe B also eine mehr oder weniger umfangreiche Zusammenstellung aus Nicht-Referenz-Arten darstellen, lassen sich aus einem Vergleich der Artenlisten dieser beiden Gruppen zwischen Seen und Fließgewässern keine aussagekräftigen Schlüsse ziehen.

Die Artengruppe A hingegen ist charakteristisch für die **Kombination** an Standortfaktoren in ungestörten Gewässern des jeweiligen Typs. Wie im oben erläuterten wurde, werden die bislang beschriebenen Gewässertypen durch die Habitatfaktoren Ökoregion, DIC, Nährstoffe, Sediment, Fließgeschwindigkeit und Licht voneinander unterschieden. Für einen Vergleich der Indikatoreigenschaften zwischen Seen und Fließgewässern eignen sich also die Artengruppen A derjenigen Typen, die sich in keinem anderen Habitatfaktor außer der Fließgeschwindigkeit unterscheiden. Davon existiert im vorhandenen Datensatz genau ein Paar, nämlich Stellen in polymiktischen karbonatischen Seen des Tieflandes (TKp) und in mittelgroßen Niederungsfließgewässern des Tieflandes (TN).

Anmerkung: Für den nun folgenden Vergleich der Taxa der Artengruppe A wurde deren taxonomisches Niveau für Seen und Fließgewässer vereinheitlicht.

### 5.2.2 Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Stellen in polymiktischen karbonatischen Seen des Tieflandes (TKp) und mittelgroßen Niederungsfließgewässern des Tieflandes (TN)

Diese beiden Gewässertypen sind im ungestörten Zustand gekennzeichnet durch die typbestimmenden Faktoren Tiefland, hohe DIC-Konzentration (Hartwasser), natürlich erhöhte Nährstoffkonzentration und - damit gekoppelt – feinkörniges Sediment sowie erhöhte Wassertrübung. Die Artengruppe A enthält im Seen-Typ TKp 30 Taxa, während im Fließgewässer-Typ TN 53 Taxa genannt werden. 19 Taxa gehören sowohl in Seen als auch in Fließgewässern zur typspezifischen Referenzvegetation.

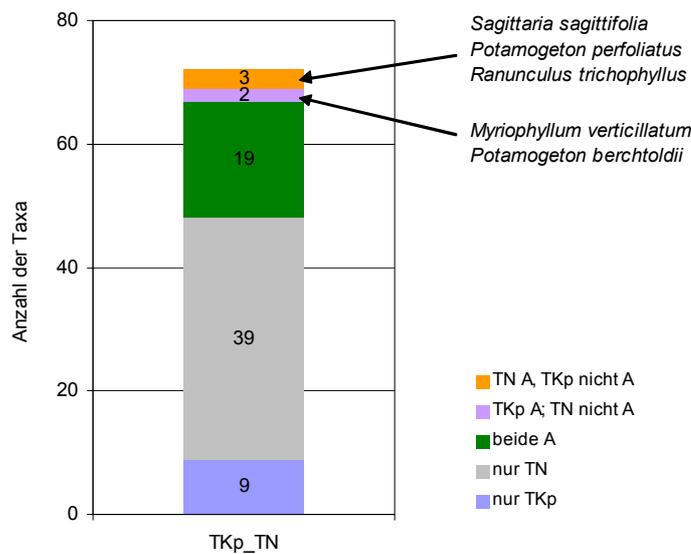


Abbildung 2: Übereinstimmung typspezifischer Referenz-Arten zwischen Seen des Typs TKp und Fließgewässern des Typs TN; das taxonomische Niveau der Artenlisten für Seen und Fließgewässer wurde vereinheitlicht;

TKp = Polymiktische karbonatische Seen des Tieflandes

TN = Mittelgroße Niederungsfließgewässer des Tieflandes

blau: Anzahl der Arten, die nur in der Artenliste des Seen-Typs TKp, nicht jedoch des Fließgewässer-Typs TN vorkommen

grau: Anzahl der Arten, die nur in der Artenliste des Fließgewässer –Typs TN, nicht jedoch des Seen-Typs TKp vorkommen

grün: Anzahl der Arten, die in beiden Gewässertypen in der Artengruppe A vorkommen

violett: Anzahl der Arten, die im Seen-Typ TKp, nicht jedoch im Fließgewässer-Typ TN in der Artengruppe A vorkommen

orange: Anzahl der Arten, die im Fließgewässer-Typ TN, nicht jedoch im Seen-Typ TKp in der Artengruppe A vorkommen

Insgesamt neun Referenz-Arten des Typs TKp sind in der Artenliste der Fließgewässer nicht enthalten. Diese Taxa setzen sich zusammen aus:

- Arten, die die Kräfte der Strömung nicht tolerieren
- Arten, die aufgrund ihres allgemein seltenen Vorkommens in dieser Ökoregion sowie einer unzureichenden Anzahl aussagekräftiger, ihr Vorkommen in Fließgewässern betreffender Literaturzitate nicht eingestuft werden konnten.

Demgegenüber treten 39 Referenztaxa des Typs TN in der Artenliste der Seen nicht auf. Diese Taxa setzen sich zusammen aus:

- Vertretern der Bryophyta, die in Seen aus den oben erwähnten Gründen nur sehr selten vorkommen
- Arten, die aufgrund ihrer Abhängigkeit von CO<sub>2</sub> in Seen nur in ihrer emersen Wuchsform vorkommen (s.o.)
- Arten, die aufgrund ihres allgemein seltenen Vorkommens in dieser Ökoregion sowie einer unzureichenden Anzahl aussagekräftiger, ihr Vorkommen in Seen betreffender Literaturzitate nicht eingestuft werden konnten.

Zwei Referenz-Arten des Typs TKp sind in Fließgewässern des Typs TN nicht in die Artengruppe A eingestuft.

*Myriophyllum verticillatum* indiziert in Seen des Typs TKp einen ungestörten Gewässerzustand, während die Art in Fließgewässern des Typs TN sowohl an ungestörten als auch an gestörten Stellen vorkommen kann. Die Art gedeiht bevorzugt in meso- bis eutrophen Gewässern (s. Literatur in Schmedtje et al., 1998). Da *Myriophyllum verticillatum* ausschließlich CO<sub>2</sub> als C-Quelle verwerten kann (Maberly & Madsen, 2002), ist die Art in Seen auf grundwasserbeeinflusste und daher oft nicht degradierte Standorte angewiesen. Demgegenüber kann sie in Fließgewässern aufgrund des dort generell höheren CO<sub>2</sub>-Angebotes nicht nur an ungestörten, sondern auch an stark eutrophierten Stellen vorkommen und muss in Fließgewässern daher der Artengruppe B zugeordnet werden. Als Ursache für die unterschiedliche ökologische Amplitude von *Myriophyllum verticillatum* in den beiden erwähnten Gewässertypen muss daher die DIC-Verfügbarkeit angenommen werden.

*Potamogeton berchtoldii* gilt als Art mit einer sehr großen ökologischen Amplitude (s. Literatur in Schmedtje et al., 1998; Schneider, 2000), deren Verbreitungsschwerpunkt in nährstoffreichen Gewässern mit höchstens langsamer Strömung liegt (Casper & Krausch, 1980). Die Art kann jedoch auch in nährstoffarmen Gewässern vorkommen, und eine stärkere Belastung kann zu ihrem Rückgang führen (Kohler et al., 1994b). *Potamogeton berchtoldii* wurde in Seen des Typs TKp nur an einer Stelle, einem Referenzgewässer, nachgewiesen, während die Art in Fließgewässern an einer unbeeinträchtigten sowie einer gering beeinträchtigten Stelle vorkam. Mit Blick auf die große ökologische Amplitude der Art sowie die sehr geringe Datengrundlage erscheint sowohl die Einordnung in die Artengruppe A für Seen als auch die Artengruppe C für Fließgewässer nicht

gesichert. Bei dieser Art kann daher aus den vorhandenen Daten kein Unterschied in den Indikationseigenschaften zwischen Seen und Fließgewässern abgeleitet werden.

Die folgenden drei Referenz-Arten des Fließgewässer-Typs TN sind in Seen vom Typ TKp nicht in die Artengruppe A eingestuft.

*Sagittaria sagittifolia* wird übereinstimmend als eutraphente Arte charakterisiert (s. Literatur in Schmedtje et al., 1998; Schneider, 2000). Die Art kommt auch in Fließgewässern des Typs TN sowohl an ungestörten Stellen, als auch in Gewässern mit gegenüber der Referenz veränderter Vegetation vor und muss daher auch in Fließgewässern in die Artengruppe B eingeordnet werden. Für eine unterschiedliche ökologische Amplitude der Art in Seen und Fließgewässern liegen derzeit keine Anhaltspunkte vor.

*Potamogeton perfoliatus* hingegen wurde an Fließgewässern ausschließlich an Referenzstellen oder nur mäßig veränderten Stellen nachgewiesen, während die Art in Seen nie in Referenzgewässern, häufig jedoch an Stellen mit gegenüber der Referenz veränderter Vegetation vorkam. Da die Art im Unterschied dazu in Fließgewässern einen etwas eutropheren Gewässerzustand indiziert als in Seen (vgl. Kapitel 5.1), scheint die Nährstoffkonzentration nicht als Ursache für das unterschiedliche Vorkommen der Art in Seen und Fließgewässern der Typen TKp und TN in Frage zu kommen. Eine Erklärungsmöglichkeit wäre hingegen die Verdrängung von *Potamogeton perfoliatus* aus ungestörten Seen durch die Characeen, die in Fließgewässern des Typs TN nur sehr selten vorkommen. Wahrscheinlicher ist jedoch eine verminderte Konkurrenzfähigkeit der Art in gestörten Fließgewässern, ausgelöst durch einen Faktor, der in Seen weniger zum Tragen kommt. *Potamogeton perfoliatus* gilt als Lichtpflanze (Rintanen, 1996). Die Art kann zwar in Seen in größerer Tiefe wurzeln, reagiert aber auf die dort verringerte Lichtintensität durch ein verstärktes Längenwachstum. In Fließgewässern hingegen muss ein gesteigertes Längenwachstum aufgrund der in Strömungsrichtung pendelnden Sprosse nicht notwendigerweise zu einem gesteigerten Lichtgenuss führen, was zu einer Verdrängung durch an Schwachlicht angepasste Arten führen kann. Auch eine Verdrängung durch *Sparganium emersum*, eine Art die in gestörten Fließgewässern des Typs TN häufig auftritt, in Seen hingegen nur in ihrer emersen Wuchsform vorkommen kann und daher keine Konkurrenz für eine submerse Wasserpflanze darstellt (s.o.), ist denkbar. Welcher dieser Faktoren die unterschiedliche ökologische Amplitude von *Potamogeton perfoliatus* in Seen des Typs TKp und Fließgewässern des Typs TN verursacht, kann derzeit nicht geklärt werden. Dennoch kann auf der Grundlage der vorhandenen Daten als gesichert angenommen werden, dass die Art in Fließgewässern des erwähnten Typs einen ungestörten Zustand indiziert, während sie in Seen vom Typ TKp eine Störung anzeigt.

Die gleichen Faktoren scheinen für das unterschiedliche Vorkommen von *Ranunculus trichophyllus* verantwortlich zu sein, eine Art, die ebenfalls in Fließgewässern des Typs TN, nicht jedoch in Seen vom Typ TKp, in die Artengruppe A eingestuft ist. Auch *Ranunculus trichophyllus* gilt als

Lichtpflanze (Seiffert et al., 1993; Könecke & Tremp, 1997), die Art ist jedoch in weit geringerem Ausmaß als *Potamogeton perfoliatus* in der Lage, auf eine verringerte Lichtintensität durch gesteigertes Längenwachstum zu reagieren und bleibt daher auf Flachwasserbereiche beschränkt (Casper & Krausch, 1981). *Ranunculus trichophyllus* kann daher in den polymiktischen Flachseen des Typs TKp durchaus auch bei hoher Wassertrübung auftreten. Da Fließgewässer des Typs TN jedoch häufig größere Wassertiefen aufweisen (Meilinger, 2003), kommt *Ranunculus trichophyllus* in stark getrüben Fließgewässern dieses Typs kaum vor und kann daher als typspezifisch gelten.

Zusammenfassend kann für den Vergleich der Indikatorgruppen zwischen polymiktischen karbonatischen Seen des Tieflandes (TKp) und mittelgroßen Niederungsfließgewässern des Tieflandes (TN) festgehalten werden, dass bei *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton perfoliatus* und *Ranunculus trichophyllus* die begründete Annahme einer von der Strömung verursachten unterschiedlichen ökologischen Amplitude in Seen und Fließgewässern besteht.

Wie oben erläutert wurde, differieren Stellen der Typen TKp und TN im ungestörten Zustand nur in der Fließgeschwindigkeit. Unter den Gewässertypen, für die bislang ein Bewertungssystem gemäß den Vorgaben der WRRL entwickelt werden konnte, existieren darüber hinaus zwei Paare, die sich außer in der Fließgeschwindigkeit nur in einem Teil der Ökoregion unterscheiden. Es sind dies Stellen karbonatischer Seen der (Vor-)Alpen (AK(s)) und karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK), sowie Stellen silikatisch geprägter Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS) und silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS).

### **5.2.3 Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Stellen in karbonatischen Seen der (Vor-) Alpen (AK(s)) und karbonatisch-rhithral geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK)**

Karbonatische Seen der (Vor-)Alpen (AK(s)) und karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK) sind im ungestörten Zustand gekennzeichnet durch die typbestimmenden Habitatfaktoren hohe DIC-Konzentration (Hartwasser), niedrige Nährstoffkonzentration, teilweise grobklastisches Sediment sowie klares Wasser. Während der Seen-Typ AK(s) ausschließlich in den Alpen und dem Alpenvorland liegt, ist der Fließgewässer-Typ MRK darüber hinaus auch für das Mittelgebirge definiert.

Die Artengruppe A enthält im Seen-Typ AK(s) 21 Taxa, während im Fließgewässer-Typ MRK 59 Taxa genannt werden, davon 48 Moose. 17 Taxa gehören sowohl in Seen als auch in Fließgewässern zur typspezifischen Vegetation. Sechs charakteristische Arten des Typs AK(s) sind in der Artenliste

für Fließgewässer nicht enthalten, während für 51 Taxa der umgekehrte Fall gilt. Als Ursachen wirken die bereits oben für den Vergleich TKp und TN erwähnten Faktoren, sowie zusätzlich die gegenüber dem Seen-Typ erweiterte Ökoregion des Fließgewässer-Typs MRK.

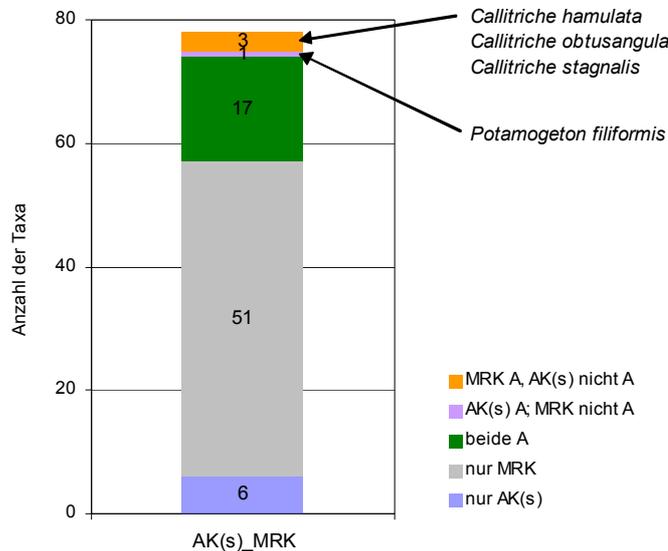


Abbildung 3: Übereinstimmung typspezifischer Referenz-Arten zwischen Seen des Typs AK(s) und Fließgewässern des Typs MRK; das taxonomische Niveau der Artenlisten für Seen und Fließgewässer wurde vereinheitlicht;

AK(s) = Karbonatische Seen der (Vor-) Alpen

MRK = Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen

blau: Anzahl der Arten, die nur in der Artenliste des Seen-Typs AK(s), nicht jedoch des Fließgewässer-Typs MRK vorkommen

grau: Anzahl der Arten, die nur in der Artenliste des Fließgewässer-Typs MRK, nicht jedoch des Seen-Typs AK(s) vorkommen

grün: Anzahl der Arten, die in beiden Gewässertypen in der Artengruppe A vorkommen

violett: Anzahl der Arten, die im Seen-Typ AK(s), nicht jedoch im Fließgewässer-Typ MRK in der Artengruppe A vorkommen

orange: Anzahl der Arten, die im Fließgewässer-Typ MRK, nicht jedoch im Seen-Typ AK(s) in der Artengruppe A vorkommen

Aus der Artengruppe A des Typs AK(s) ist nur *Potamogeton filiformis* in Fließgewässern der Gruppe B zugeordnet. Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art liegt sowohl in Fließgewässern als auch in Seen in unbelasteten bis gering belasteten Gewässern, sie kann jedoch auch in eutrophierten Gewässern vorkommen (Casper & Krausch, 1980; Schneider, 2000; Stelzer, 2003). Da *Potamogeton filiformis* in Fließgewässern nicht häufig vorkommt (Schneider, 2000), reichen sowohl die Datengrundlage als auch die Literaturangaben (s. Schmedtje et al., 1998) nicht aus, um eine Aufnahme in die Artengruppe A zu rechtfertigen. Eine signifikant unterschiedliche ökologische Amplitude der Art in Seen und Fließgewässern erscheint jedoch unwahrscheinlich.

Die folgenden drei charakteristischen Arten des Fließgewässer-Typs MRK sind in Seen vom Typ AK(s) nicht in die Artengruppe A eingestuft.

*Callitriche hamulata*, *C. obtusangula* und *C. stagnalis* kommen in Seen nur sehr selten vor. Da eine Artunterscheidung zudem nur aufgrund der reifen Früchte möglich ist (Casper & Krausch, 1981), wird die Gattung *Callitriche* spec. ohne eine Unterscheidung von Arten in der Gruppe B geführt. Auf Gattungsniveau weist diese Gruppe jedoch eine große ökologische Variabilität auf und ist auch in Fließgewässern weder zur Indikation der Trophie noch zur Indikation des Gewässerzustandes gemäß den Vorgaben der WRRL geeignet (Schneider, 2000; Kapitel 4.6). Für eine von der Strömung verursachte unterschiedliche Indikatoreigenschaft der drei erwähnten Arten existieren keine Hinweise.

Zusammenfassend kann für den Vergleich der Indikatorgruppen zwischen karbonatischen Seen der (Vor-)Alpen (AK(s)) und karbonatisch-rhithral geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK) festgehalten werden, dass bei keiner Art die begründete Annahme einer von der Strömung verursachten unterschiedlichen ökologischen Amplitude in Seen und Fließgewässern besteht.

#### **5.2.4 Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Stellen in silikatisch geprägten Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS) und silikatisch-rhithral geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS)**

Silikatisch geprägte Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS) und silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS) sind im ungestörten Zustand charakterisiert durch die typbestimmenden Habitatfaktoren geringe DIC-Konzentration (Weichwasser), geringe Nährstoffkonzentration sowie klares Wasser. Beide Typen sind für die Ökoregion Mittelgebirge definiert. Während der Seen-Typ MTS jedoch noch zusätzlich das Tiefland einschließt, umfasst der Fließgewässer-Typ MRS zusätzlich die Alpen und Voralpen.

Die Artengruppe A enthält im Seen-Typ MTS 19 Taxa, während im Fließgewässer-Typ MRS 28 Taxa genannt werden. Zusätzlich sind 10 Taxa in der Artengruppe V enthalten, die nur für den Typ MRS definiert ist. Vertreter dieser Artengruppe indizieren bei ausschließlichem Vorkommen an einer Probestelle Versauerung, andernfalls gelten sie als typspezifisch (vgl. Kapitel 4.6). Zwei Taxa gehören sowohl in Seen als auch in Fließgewässern zur typspezifischen Vegetation. 17 charakteristische Arten des Typs MTS sind in der Artenliste für Fließgewässer nicht enthalten, während für 35 Taxa der umgekehrte Fall gilt. Als Ursachen wirken die bereits oben für den Vergleich TKp und TN erwähnten Faktoren sowie die teilweise abweichenden Ökoregionen, für die die beiden Typen definiert sind.

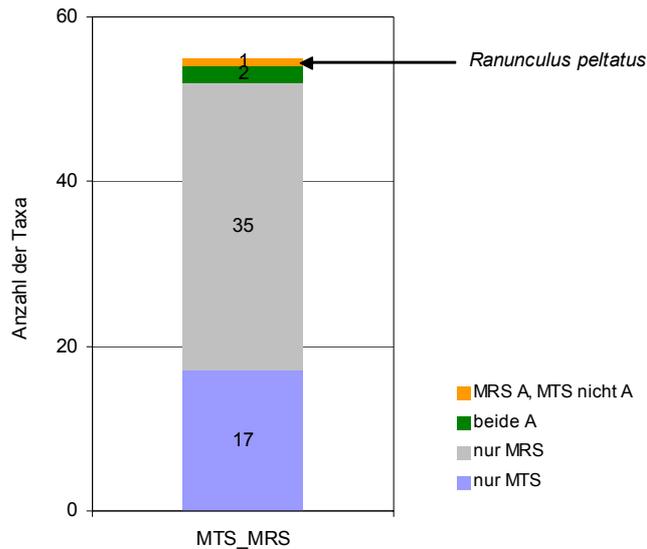


Abbildung 4: Übereinstimmung typspezifischer Referenz-Arten zwischen Seen des Typs MTS und Fließgewässern des Typs MRS; das taxonomische Niveau der Artenlisten für Seen und Fließgewässer wurde vereinheitlicht;

MTS = Silikatisch geprägte Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes

MRS = Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen

**blau:** Anzahl der Arten, die nur in der Artenliste des Seen-Typs MTS, nicht jedoch des Fließgewässer-Typs MRS vorkommen

**grau:** Anzahl der Arten, die nur in der Artenliste des Fließgewässer-Typs MRS, nicht jedoch des Seen-Typs MTS vorkommen

**grün:** Anzahl der Arten, die in beiden Gewässertypen in der Artengruppe A vorkommen

**violett:** Anzahl der Arten, die im Seen-Typ MTS, nicht jedoch im Fließgewässer-Typ MRS in der Artengruppe A vorkommen

**orange:** Anzahl der Arten, die im Fließgewässer-Typ MRS, nicht jedoch im Seen-Typ MTS in der Artengruppe A vorkommen

Von den in der Gruppe A gelisteten Taxa wird nur *Ranunculus peltatus* unterschiedlich bewertet, der in Fließgewässern der Gruppe A, in Seen hingegen der Gruppe B zugeordnet wird. Der Schwerpunkt dieser Art liegt in unbelasteten oder höchstens gering belasteten Gewässerbereichen (s. Literatur in Schmedtje et al., 1998). *Ranunculus peltatus* wurde in Seen trotz der eindeutigen Literaturhinweise nicht in die Artengruppe A aufgenommen, da er an den Referenzstellen des Typs nicht gefunden wurde. Die Einstufung der Art in Seen könnte bei Vorliegen weiterer Daten u.U. modifiziert werden. Für eine unterschiedliche ökologische Toleranz der Art in Seen und Fließgewässern besteht derzeit kein Anhaltspunkt.

Auch bei silikatisch geprägten Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS) und silikatisch-rhithral geprägten Fließgewässern der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS) besteht daher bei keiner Art die begründete Annahme einer unterschiedlichen ökologischen Amplitude zwischen Seen und Fließgewässern.

Alle weiteren Gewässertypen unterscheiden sich außer in der Strömung noch in mindestens einem weiteren typbestimmenden Habitatfaktor und sind daher aus den oben erwähnten Gründen für eine artspezifische Gegenüberstellung der Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern ungeeignet.

### 5.2.5 Überblick über den Vergleich der Indikatorgruppen zwischen Seen und Fließgewässern

Zusammenfassend ergibt sich für den Vergleich zwischen Seen und Fließgewässern folgendes Bild:

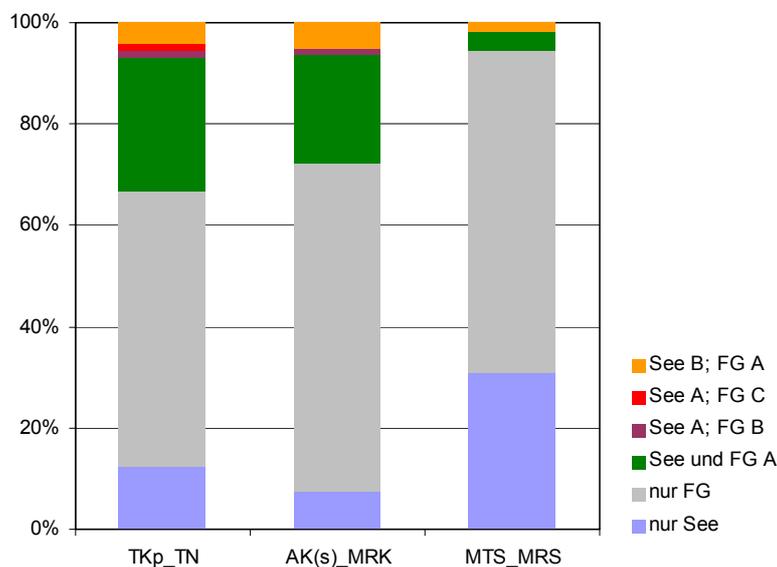


Abbildung 5: Prozentuale Übereinstimmung typspezifischer Referenz-Arten zwischen Seen und Fließgewässern; eine Säule repräsentiert ein Vergleichspaar Seentyp-Fließgewässertyp; das taxonomische Niveau der Artenlisten für Seen und Fließgewässer wurde vereinheitlicht; FG = Fließgewässer;

*blau:* Anteil der Arten, die nur in der Artenliste des Seen-Typs, nicht jedoch des FG-Typs vorkommen

*grau:* Anteil der Arten, die nur in der Artenliste des FG-Typs, nicht jedoch des Seen-Typs vorkommen

*grün:* Anteil der Arten die im Seen- und im FG-Typ in der Artengruppe A vorkommen

*violett:* Anteil der Arten, die im Seen-Typ in der Artengruppe A, im FG-Typ in B vorkommen

*rot:* Anteil der Arten, die im Seen-Typ in der Artengruppe A, im FG-Typ in C vorkommen

*orange:* Anteil der Arten, die im Seen-Typ in der Artengruppe B, im FG-Typ in A vorkommen

Ebenso wie bei der Gegenüberstellung der beiden Trophieindices (Kapitel 5.1) liegt der wesentliche Unterschied zwischen Seen und Fließgewässern nicht in den Indikationswerten einzelner Taxa, sondern in der Artenausstattung der Taxalisten. In allen drei See-Fließgewässer-Paaren sind weniger

als 40 % der Arten in beiden Taxalisten enthalten (Abb. 5). Weniger als 10 % der Taxa sind in Seen und Fließgewässern unterschiedlich eingestuft. Davon besteht bei nur drei Taxa die begründete Annahme einer unterschiedlichen ökologischen Amplitude in Seen und Fließgewässern (*Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus trichophyllus*, jeweils für den Vergleich TKp\_TN). Alle anderen abweichenden Einstufungen beruhen auf einer derzeit zu geringen Datengrundlage, um eine unterschiedliche ökologische Amplitude des Taxons in Seen und Fließgewässern begründen zu können.

Mit Ausnahme von *Potamogeton berchtoldii*, dessen abweichende Bewertung mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht die tatsächlichen Verhältnisse repräsentiert (s.o.), differieren die ungleichen Einstufungen nur zwischen der typspezifischen Gruppe A und der indifferenten Gruppe B. Alle diese Taxa zeigen daher keinen Wandel ihrer Habitatansprüche zwischen Seen und Fließgewässern, sondern nur eine Erweiterung ihrer ökologischen Amplitude in dem Habitat, in dem sie der Gruppe B angehören. Diese Erweiterung der ökologischen Amplitude muss jedoch nicht notwendigerweise von einer Änderung der autökologischen Ansprüche der Art verursacht werden, sondern kann auch eine physikalische Folge der Strömung sein. So gibt es keinen Grund, anzunehmen, dass *Potamogeton perfoliatus* in Seen abweichende Lichtansprüche stellt wie in Fließgewässern. Vielmehr kann die Art in Seen ein verringertes Lichtangebot durch verstärktes Längenwachstum kompensieren, während dies in Fließgewässern aufgrund der in Strömungsrichtung abgelenkten Sprosse nicht möglich ist. *Potamogeton perfoliatus* indiziert daher eine Degradierung bezüglich des Faktors Licht in Fließgewässern frühzeitiger als in Seen.

Im Unterschied zum MI und TIM (Kapitel 5.1) wird mit Hilfe der Methoden der WRRL nicht nur die Nährstoffkonzentration, sondern jede Veränderung der typbestimmenden Habitatfaktoren DIC, Nährstoffe, Sediment, Fließgeschwindigkeit und Licht erfasst (eine Veränderung des typbestimmenden Faktors Ökoregion ist nicht möglich). Die geringen Unterschiede in der Einstufung der Arten zwischen Seen und Fließgewässern zeigen, dass die Wirkungen der Degradation auf die meisten Arten in Seen und Fließgewässern gleichartig sind.

## **6 Zusammenhang und wissenschaftlicher Kontext der vorgelegten Publikationen**

Bereits Mitte des 19. Jahrhunderts wurde erkannt, dass das Vorkommen bestimmter Organismengemeinschaften mit einer Verunreinigung des Ökosystems in Verbindung stehen kann. Erste wissenschaftliche Arbeiten zu diesem Thema wurden von Grindon (1859) und Nylander (1866) (beide zit. aus Arndt, 1996) publiziert, die das Vorhandensein oder Fehlen bestimmter Flechtenarten mit der lufthygienischen Situation in Verbindung brachten. Seit dieser ersten Beschreibung eines Zusammenhanges zwischen der Biozönose und dem Grad der Verunreinigung eines Ökosystems wurden zahlreiche Organismengruppen zur Bioindikation herangezogen. Die Zeigerwerte nach Ellenberg (Ellenberg et al., 1992) dürften das bekannteste Beispiel darstellen.

Im aquatischen Bereich waren es Benthosorganismen, die als erste Bioindikatoren herangezogen wurden. In abwasserbelasteten Fließgewässern sind die verschiedenen Phasen der Selbstreinigung durch charakteristische Organismengesellschaften gekennzeichnet. Diese offensichtliche Beziehung zwischen Besiedelung und Gewässerverunreinigung regte zu Beginn des 20. Jahrhunderts Kolkwitz & Marsson (1909) zur Aufstellung von Katalogen pflanzlicher und tierischer Indikatororganismen für verschiedene Verunreinigungsgrade in Fließgewässern an. Die starke Verunreinigung der Fließgewässer durch organische, sauerstoffzehrende Abwässer konnte in den vergangenen Jahrzehnten durch den verstärkten Bau und Ausbau von Kläranlagen minimiert werden. Seitdem tritt der Effekt der Nährstoffbelastung zunehmend in den Vordergrund. Die offensichtlichste Folge ist eine zunehmende Verkrautung oder Veralgung der Gewässer. Die durch die Verkrautung verursachte Verringerung des Gewässerquerschnitts führt zu einem erhöhten Pegelstand und, damit verbunden, zu einer Vergrößerung des Hochwasserrisikos.

Die Bedeutung submerser Makrophyten zur Aufdeckung eutrophierungsbedingter Umweltveränderungen wurde bereits vor mehreren Jahrzehnten erkannt. Dabei kann die reine Beschreibung von Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung im Laufe der Zeit naturgemäß immer nur für ein bestimmtes Gewässer interpretiert werden. Insbesondere älteres biologisches Erhebungsmaterial erlangt hier große Bedeutung. Im Kapitel 3.1 wird erläutert, wie z.B. im Bodensee eutrophierungsbedingte Florenverschiebungen gegenüber den Vegetationsverhältnissen zu Beginn des 20. Jahrhunderts nachgewiesen werden konnten. Derartige Angaben haben zwar für die Aufdeckung qualitativer Veränderungen in der aquatischen Flora große Bedeutung, quantitative Aussagen können daraus in den meisten Fällen jedoch nicht abgeleitet werden. Die wesentlichen Gründe dafür liegen in der gelegentlich unzureichenden Determination der Arten und der Schwierigkeit, aus oftmals nur schlaglichtartigen Aufnahmen der submersen Vegetation quantitative Aussagen abzuleiten. Auch direkte Vergleiche zwischen verschiedenen Gewässern sind nur qualitativ, nicht jedoch quantitativ möglich.

Von der Beobachtung und Beschreibung gradueller Veränderungen in der Artenzusammensetzung von Gewässern bis zur quantifizierenden Indikation definierter Gewässereigenschaften ist es jedoch ein großer Schritt. Wie in Kapitel 2.2 ausführlich dargestellt wurde, hängt das Vorkommen submerser Makrophyten nicht nur von einem einzigen, sondern von einer Vielzahl von Faktoren ab. Die Grundlage jeder Bioindikation ist eine möglichst genaue Kenntnis der Toleranzen und Präferenzen der verwendeten Taxa hinsichtlich des zu indizierenden Parameters. In Seen wurden die ersten ausführlichen chemisch-physikalischen Habitatcharakterisierungen für bestimmte Arten submerser Makrophyten von Seddon (1972), für aquatische Pflanzengesellschaften von Klosowski (1985) durchgeführt. Derartige Beschreibungen liefern wichtige Hintergrundinformationen für die Erstellung eines Indikationssystems, sie reichen jedoch alleine noch nicht aus, um einen quantitativen Vergleich zwischen verschiedenen Gewässern (oder Probestellen) auf der Basis der Makrophytenvegetation zu ermöglichen.

Der Makrophytenindex nach Melzer (1988) stellt das erste quantitative Verfahren zur Bioindikation der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen dar (vgl. Kapitel 3.1). Dabei erfolgte die Einteilung der Arten in die Indikatorgruppen zwar empirisch, es konnte jedoch in einem zweiten Schritt gezeigt werden, dass der mittlere Makrophytenindex eines Sees mit der Gesamt-Phosphor-Konzentration zum Zeitpunkt der Vollzirkulation korreliert. Phosphor wird für die meisten Binnengewässer als maßgeblicher Minimumfaktor für die Intensität der Primärproduktion angesehen (Ohle, 1953; Whitton, 1975; Schindler, 1977; Schwoerbel, 1999).

Trophie ist definiert als „Intensität der Primärproduktion“ (DIN 4049 Teil 2, 1990). Der Zusammenhang zwischen der Nährstoffkonzentration und der Trophie eines Gewässers wird in Schneider (2000) ausführlich beschrieben. Da die Intensität der Primärproduktion eines Gewässers nur mit vergleichsweise hohem Aufwand direkt im Gewässer messbar ist (vgl. Rodhe, 1969; Canfield et al., 1983), bedient man sich aus Gründen der Praktikabilität der Hilfsparameter Chlorophyll a, Gesamt-P und Sichttiefe. Dabei nimmt man hin, dass diese nicht die Trophie an sich, sondern nur Indikatoren derselben darstellen, die zwar in den meisten Fällen, aber nicht unbedingt der tatsächlichen Primärproduktion entsprechen (LAWA, 1998). Trotz dieser gelegentlich auftretenden Abweichungen erlaubt der Zusammenhang zwischen der Gesamt-Phosphor-Konzentration und der Primärproduktion die Ermittlung der Trophie eines Sees aus dem Makrophytenindex (Kapitel 3.1). Es bleibt jedoch festzuhalten, dass der Makrophytenindex aufgrund des ihm zugrunde liegenden Berechnungsmodus **nicht** die Trophie des Sees per definitionem indiziert, da diese durch weitere Faktoren (Licht, Grazing, Temperatur, Wasserbewegung etc.) zusätzlich beeinflusst wird. Mit Hilfe des Makrophytenindex kann nur ein Wert errechnet werden, der die aus Sicht der Nährstoffverfügbarkeit potentielle Trophie widerspiegelt. Dieser Wert entspricht der tatsächlichen Trophie umso mehr, je weniger zusätzliche Faktoren wie z.B. Beschattung oder Wellenschlag eine optimale Primärproduktion behindern. Eine Zuordnung der Indexwerte zu Trophiestufen ist also nur

dann eindeutig möglich, wenn weitere, die Primärproduktion beeinflussende Parameter in einem kalkulierbar kleinen Rahmen bleiben.

Für Seen existieren neben dem Makrophytenindex nach Melzer bis heute keine vergleichbar genau auflösenden Methoden zur Bioindikation auf der Basis submerser Makrophyten. In Nordgriechenland wurde eine chemisch-physikalische Habitatcharakterisierung für bestimmte Makrophytengemeinschaften durchgeführt, quantitative Aussagen können daraus jedoch nicht abgeleitet werden (Papastergiadou & Babalonas, 1993). In den USA wurde für ein Wasserschutzgebiet in den Everglades die Verbreitung von Makrophyten entlang eines Phosphor-Gradienten beschrieben, bei dem erstmalig sowohl die P-Vorräte im Wasser, als auch die im Sediment berücksichtigt wurden (Vaithyanathan & Richardson, 1999). Die Erstellung eines Index aus den Daten war jedoch nicht möglich, da in die Studie nur 7 Arten submerser Makrophyten aus einem vergleichsweise eng umgrenzten Gebiet eingingen. Problematisch ist auch die Verwendung von Gesamt-P im Sediment, da diese P-Fraktion nicht vollständig von den Makrophyten genutzt werden kann und daher als Trophieindikator nicht geeignet ist (vgl. Kapitel 4.5). Eine weitere Studie aus den USA beschreibt lediglich die Veränderungen in der submersen Vegetation, die nach einer Biomanipulation des Sees beobachtet wurden (Hansel-Welch et al., 2003).

Die Bioindikation in **Fließgewässern** auf der Basis submerser Makrophyten erlangte in Großbritannien bereits vor mehreren Jahrzehnten Bedeutung. Dort entwickelte Harding (1981) für Fließgewässer im Nordwesten des Landes auf empirischer Basis einen Makrophytenindex zur Bioindikation der Gewässerverschmutzung. Grundlage für die Vergabe von „plant scores“, die die artspezifische Toleranz gegenüber Verschmutzung beschreiben, waren Beobachtungen zur Pflanzenverbreitung im Zuge zahlreicher Makrophytenkartierungen. Harding weist jedoch ausdrücklich darauf hin, dass der Index nur lokale Anwendbarkeit besitzt und die Indikatorwerte bei einer Anwendung auf andere Gebiete überprüft und ggf. modifiziert werden müssen. Holmes et al. (1999) entwickelten die Methode des Mean Trophic Rank (MTR), eine Möglichkeit, um aus der Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation die Trophie von Fließgewässern in Großbritannien zu ermitteln. Auch diese Arbeit basiert auf der Vergabe von Indikatorwerten für eine Reihe submerser Arten, die die Toleranz der Art gegenüber Eutrophierung ausdrücken. Die Vergabe der Indikatorwerte erfolgte empirisch, es konnte jedoch für bestimmte Fließgewässer gezeigt werden, dass der MTR schwach aber signifikant mit der SRP- (soluble reactive phosphorus) und der Nitratkonzentration korreliert (Demars & Harper, 1998). Eine verbesserte Korrelation ergab sich unter Berücksichtigung von 13 verschiedenen Pflanzeigenschaften (species traits), wie z.B. der Sprosslänge, der Blattfläche und Blattbiomasse (Ali et al., 1999). Die Methode erlangte jedoch aufgrund des hohen Messaufwandes keine praktische Bedeutung.

Für Fließgewässer im Nordosten Frankreichs wurden die Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen bestimmter Makrophytengemeinschaften und den chemisch-physikalischen Charakteristika des

Wassers beschrieben (Robach et al., 1996; Thiébaud & Muller, 1999). Dabei wurde jedoch die Bedeutung des Sedimentes außer Acht gelassen. Auch fehlt der Schritt von der beschreibenden Charakterisierung der Habitate zur Bioindikation.

In Deutschland führt die Arbeitsgruppe um Kohler seit einigen Jahrzehnten wiederholt Makrophytenkartierungen in Fließgewässern durch (Kohler et al., 1992, 1994a). Die Autoren weisen dabei anhand von verschiedenen Artengruppen so genannte floristisch-ökologische Flusszonen aus, die für bestimmte Nährstoffverhältnisse charakteristisch sind. Diese Flusszonen weisen in den verschiedenen Gewässern naturgemäß eine mehr oder weniger abweichende Artenzusammensetzung auf (Kohler & Janauer, 1995). Aus diesem Grund sind zwar Aussagen über Veränderungen im Längsverlauf der Gewässer und über Änderungen des Nährstoffgehaltes im Laufe der Zeit möglich, nicht jedoch ein quantitativer Vergleich zwischen den Gewässern.

Die erste Beschreibung von trophischen Valenzen submerser Makrophyten in Fließgewässern Deutschlands wurde von der Autorin der vorliegenden Arbeit vorgenommen. Sie erfolgte auf empirischer Basis und ist publiziert in Schmedtje et al. (1998). Basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche wurden für 61 Arten submerser Makrophyten (einschließlich der Wassermoose, die von H. Tresp bearbeitet wurden) ihre Verbreitung in den unterschiedlichen Trophieklassen von Fließgewässern mit Hilfe einer 20-Punkte-Verteilung beschrieben. Die erste Erprobung dieses neuen Systems konnte seine grundsätzliche Eignung zur Trophieindikation in Fließgewässern zeigen (Kapitel 4.1). Der Informationsgewinn gegenüber den von Kohler verwendeten floristisch-ökologischen Flusszonen (s.o.) liegt in der Möglichkeit, auch kleinere Unterschiede in der Nährstoffbelastung eindeutig und nachvollziehbar erkennen und graphisch darstellen zu können. Darüber hinaus können Unterschiede zwischen verschiedenen Gewässern beschrieben werden, indem die relative Anzahl der Punkte in den verschiedenen Trophiestufen verglichen wird. Die 20-Punkte-Verteilung beinhaltet jedoch noch keine Berechnung von Indikatorwerten für einzelne Arten, so dass auch damit zwar Veränderungen in der Trophie von Fließgewässern beschrieben, jedoch nicht quantifiziert werden können. Auch ein quantitativer Vergleich zwischen verschiedenen Gewässern ist damit nicht möglich.

Im Zuge der Erstellung des 20-Punkte-Kataloges zeigte sich, dass für eine exakte Beurteilung der Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten in Fließgewässern ausreichende wissenschaftliche Hintergrundinformationen fehlten. Insbesondere zum Gehalt an Phosphor im Sediment, das meist die Hauptnährstoffquelle für submerse Makrophyten darstellt (vgl. Kapitel 2.2.8), lagen kaum Informationen vor. Untersuchungen am Rotbach (Kapitel 4.2) konnten die Bedeutung des Sediment-Phosphors zur Erklärung unterschiedlicher Pflanzengemeinschaften im Längsverlauf eines Fließgewässers verdeutlichen. Es zeichnete sich ab, dass die Ursache für das Auftreten eutraphenter Arten in einem nährstoffarmen Wasserkörper im Nährstoffgehalt des Sedimentes zu suchen ist. Diese Hypothese konnte durch weitere Untersuchungen unterstützt werden, die zeigten, dass die

Phosphorkonzentrationen im Freiwasser und Sediment von Fließgewässern nicht miteinander korreliert sind (Kapitel 4.5). Eine weitere wichtige Schlussfolgerung aus diesen Untersuchungen war, dass sich die Gesamt-P-Konzentration im Sediment nicht als trophieanzeigender Parameter eignet, die SRP-Konzentration im Interstitialwasser jedoch gute Ergebnisse liefert.

Aus diesen Gründen wurden für die Entwicklung des TIM (Trophie-Index Makrophyten) die SRP-Konzentrationen im Freiwasser und im Sediment herangezogen (Kapitel 4.4). Der Fortschritt in der Entwicklung des TIM gegenüber allen bis dato bestehenden Makrophytenindices liegt in der Einbeziehung des Sedimentes als Nährstoffquelle. Im Makrophytenindex für Seen wird das Sediment als Nährstoffquelle indirekt berücksichtigt, da in der Gesamt-P-Konzentration zum Zeitpunkt der Vollzirkulation ein gewisser Anteil des sedimentierten Phosphors enthalten ist (vgl. Kapitel 3.1). Da in Fließgewässern keine vergleichbare Größe existiert, mussten die Nährstoffkonzentrationen einzeln gemessen werden. Durch die flächendeckende Untersuchung von Probestellen in ganz Bayern konnte der Einfluss regionaler Faktoren ausgeschaltet und damit die Grundlage für eine Trophieeinstufung der Gewässer geschaffen werden. Die dem TIM zugrunde liegenden Indikatorwerte wurden im Gegensatz zum Makrophytenindex und zur 20-Punkte-Verteilung nach Schmedtje et al. (1998) nicht empirisch festgelegt, sondern durch Messung der SRP-Konzentration (soluble reactive phosphorus) im Wasser und im Sediment ermittelt (Kapitel 4.4). Die Verwendung der Phosphor-Konzentration als Hilfsparameter für die Trophie bedingt jedoch, dass ebenso wie beim Makrophytenindex das „trophische Potential“ weitaus besser abgebildet wird als die Trophie (s.o.). Der Rückschluss vom trophischen Potential auf die Trophie führt nur bei geeigneten Strömungs- und Lichtverhältnissen zum gewünschten Ergebnis.

Mit der Entwicklung des TIM war erstmals ein quantitativer Vergleich zwischen den Pflanzengemeinschaften verschiedener Fließgewässer möglich. Dabei werden jedoch nicht direkt die Pflanzengesellschaften verglichen, sondern die Werte des TIM, die ein gewichtetes Mittel der Indikatorwerte darstellen. Wenn sich die Werte des TIM ändern, wird angenommen, dass diese Änderung von einer Veränderung des indizierten Umweltfaktors, in diesem Fall der SRP-Konzentration im Wasser oder Sediment, verursacht wurde. Indikationssysteme, die auf der Berechnung von gewichteten Mitteln beruhen, können immer nur Veränderungen des indizierten Parameters anzeigen (Diekmann, 2003). Änderungen zwischen Arten mit gleichem Indikatorwert werden nicht erkannt.

Die Berücksichtigung vieler unterschiedlicher Habitattypen bei der Charakterisierung von Arten führt dazu, dass der aus den Daten erstellte Index zwar eine breite Anwendbarkeit besitzt, die Indikation insgesamt jedoch mehr oder weniger stark an Aussagekraft verliert (vgl. Kapitel 2.3). Die Ergebnisse aus Kapitel 4.3 zeigen, dass die makrophytenbasierte Indikation struktureller Degradation von Fließgewässern ohne eine ausreichende Gewässertypisierung unmöglich ist. Der Erstellung eines Indikationssystems im aquatischen Bereich muss daher eine mehr oder weniger detaillierte

Gewässertypisierung und eine Beschreibung der Gewässertypen, auf die das Indikationssystem anwendbar ist, vorausgehen. Dabei kann die Anzahl der Gewässertypen nicht von vornherein festgelegt werden. Werden jedoch zu wenig Typen gebildet, so können wichtige Unterschiede zwischen Gewässerstellen nicht erkannt werden, werden zu viele Typen gebildet, wird die Methodik unnötig kompliziert (Karr, 1999). Sowohl der Makrophytenindex als auch der TIM dürfen gesichert nur in einem bestimmten Gewässertyp (kalkreiche Gewässer des Voralpenlandes bzw. Bayerns) angewendet werden (Kapitel 3.1 und 4.4).

Aus theoretischen Überlegungen sind die Toleranzgrenzen einer Art innerhalb eines bestimmten Gewässertyps enger oder höchstens gleich groß als bei der Integration über mehrere Gewässertypen, keinesfalls können die Toleranzgrenzen breiter sein (vgl. Kapitel 2.3). Eine Gewässertypisierung ist also genau dann sinnvoll, wenn sich das ökologische Optimum einer Art hinsichtlich des indizierten Parameters mit der Veränderung eines anderen, innerhalb der erfassten Habitate variierenden Parameters, verschiebt. So indiziert z.B. *Ceratophyllum demersum* in Süddeutschland sowohl in Fließgewässern als auch in Seen eindeutig nährstoffreiche Bedingungen (Kapitel 3.1 und 4.4), während die Art in Norddeutschland bereits vor mehreren Jahrzehnten auch in oligotrophen Gewässern vorkam (Krausch, 1964). Die Ursache für die in Norddeutschland offensichtlich höhere Toleranz der Art gegenüber niedrigen Nährstoffkonzentrationen ist nicht bekannt. Dennoch kann *Ceratophyllum demersum* in Norddeutschland nicht als eindeutiger Indikator für nährstoffreiche Gewässer herangezogen werden. Aus diesem Grund kann weder der Makrophytenindex noch der TIM ohne eine Überprüfung der Indikatorwerte auf andere als kalkreiche Gewässer des Voralpenlandes bzw. Bayerns gesichert angewendet werden. Bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie müssen jedoch Gewässer in ganz Deutschland berücksichtigt werden. Der erste Schritt war daher eine Typisierung der Gewässer Deutschlands (Kapitel 3.2 und 4.6).

Im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurde ein entscheidender Schritt von der **Klassifikation** zur **Bewertung** von Gewässern vollzogen. Damit ist gemeint, dass ein eutrophes Gewässer nicht notwendigerweise im negativen Sinne nährstoffbelastet sein muss. Es kann auch aus natürlichen Ursachen nährstoffreich sein, wie dies zum Beispiel bei zahlreichen flachen und gut durchmischten Seen der Fall ist. Der Schritt von der Beschreibung zur Bewertung wird dann vollzogen, wenn der aktuell beobachtete Zustand mit einem unbelasteten Referenzzustand verglichen wird. Sowohl der Makrophytenindex als auch der TIM können ein Gewässer zwar als eutroph (bzw. nährstoffreich) klassifizieren, es ist jedoch der Interpretation des Bearbeiters überlassen, ob dies als Degradierung des Gewässers gewertet wird, oder ob natürliche Ursachen für den Nährstoffreichtum verantwortlich gemacht werden. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird die aktuell vorhandene Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Vegetation mit derjenigen verglichen, die sich in einem unbelasteten Gewässer des jeweiligen Typs einstellen müsste. Je stärker die tatsächliche Vegetation von der des unbelasteten Zustandes abweicht, umso negativer wird der Gewässerzustand bewertet (Kapitel 3.2 und 4.6). Ein besonders kritisches und daher viel diskutiertes

Problem ist dabei die Beschreibung der Referenzvegetation unbelasteter Gewässer. Da aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte und der häufig intensiven Bodennutzung für manche Gewässertypen Deutschlands keine unbelasteten Gewässer mehr existieren, muss die Referenzvegetation in solchen Fällen aus theoretischen Überlegungen oder historischen Belegen hergeleitet werden (vgl. Kapitel 3.2). Auch die Frage, „wie unbelastet ein unbelastetes Gewässer sein muss“, wird kontrovers diskutiert und soll daher an dieser Stelle nicht erneut erörtert werden (vgl. dazu Friedrich & Lacombe, 1992; Herbst, 1998, Jungwirth et al., 2002).

Die Methoden zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie stellen im Gegensatz zum Makrophytenindex und zum TIM nicht eine spezielle Art der Gewässerbeeinflussung (nämlich die Nährstoffanreicherung) dar, sondern erfassen die Abweichung der tatsächlichen von der theoretischen Vegetation. Daher wird jede Form der Gewässerbeeinflussung detektiert, die zu einer Veränderung der aquatischen Flora führt, unabhängig davon, welcher Art diese Gewässerbeeinflussung ist. Eine entsprechendes Vorgehen ist in der Wasserrahmenrichtlinie ebenso für andere Organismengruppen, namentlich für Fische, Makrozoobenthos, Phytoplankton und Benthosalgen vorgeschrieben. Aus der Abweichung in Artenzahl und Abundanz dieser Organismengruppen vom unbelasteten Referenzzustand wird der so genannte „Zustand“ des Gewässers gemäß einer fünfstufigen Skala bewertet. Die grundsätzliche Idee hinter diesen Überlegungen ist es, die durch menschlichen Einfluss verursachte Abweichung vom biologisch intakten Zustand (biological integrity) zu erfassen. Dabei wird der biologisch intakte Zustand jedoch entgegen mancher Kritik nicht statisch gesehen. Vielmehr muss die natürliche Variabilität der Organismen an einem Standort berücksichtigt werden. Dies kann im Extremfall dazu führen, dass eine bestimmte Organismengruppe nicht als Indikator für Degradierung geeignet ist. Ein Beispiel dafür ist die Röhrichtvegetation, deren natürliche Variabilität an unbelasteten Seen und Fließgewässern so groß ist, dass eine Indikation von Degradierung nicht möglich ist (vgl. Kapitel 3.2 und 4.6; Meilinger, 2003; Stelzer, 2003).

In Großbritannien wurden die grundsätzlichen Ideen der Wasserrahmenrichtlinie, nämlich die typspezifische Bewertung von Gewässerstellen basierend auf einem Vergleich zu so genannten „top quality sites“ gleich zu Beginn der europaweiten Diskussion teilweise in die Tat umgesetzt. Dieser Ansatz basierte einerseits auf den Daten des River Habitat Survey, der der deutschen Strukturgütekartierung vergleichbar ist (Raven et al., 1998), andererseits auf dem River InVertebrate Prediction And Classification System (RIVPACS), der Makroinvertebraten zur Bewertung der organischen Verunreinigung einsetzt (Wright et al., 1998).

In Nordamerika fand die Diskussion um die Bewertung von Gewässern in etwa zeitgleich wie in Europa statt. Auch in Nordamerika sollen „biological endpoints as the most integrative measures of river health“ verwendet werden (Karr, 1999). Die Umsetzung dieses Prinzips wurde für Fließgewässer durch den „Index of Biological Integrity“ (IBI) vorgenommen, der anhand mehrerer Faktoren („metrics“) die Abweichung des Fischbestandes von einem unbeeinflussten Referenzzustand

quantifiziert (Karr, 1999). Der IBI fand in modifizierter Form in weiteren Staaten Anwendung (Ganasan & Hughes, 1998; An et al., 2002). Entsprechende Ansätze für Seen (O'Connor et al., 1998) fanden bislang eine weniger breite Anwendung.

Wie in Kapitel 2.2 ausführlich dargestellt wurde, unterliegt die submerse Vegetation der Beeinflussung durch eine Vielzahl von Faktoren. Die Suche nach den Ursachen einer nach der Methode der Wasserrahmenrichtlinie detektierten Gewässerdegradierung ist derzeit nur sehr eingeschränkt möglich. Eine Versauerung kann bis zu einem gewissen Grad erkannt werden (vgl. Kapitel 4.6), und im süddeutschen Raum kann durch die Berechnung des Makrophytenindex bzw. des TIM auch eine Eutrophierung der Gewässer detektiert werden. Alle weiteren Formen der Gewässerdegradierung können derzeit jedoch nicht quantitativ erfasst werden.

## 7 Ausblick

Die Nutzung von Gewässern durch den Menschen beinhaltet immer auch eine Beeinflussung der Ökosysteme, z.B. durch die Folgen von Wasserknappheit, Eutrophierung, Versauerung, toxischen Stoffen und vielem mehr. Die Bioindikation spielt bei der Detektierung der Folgen derartiger Störungen eine große Rolle. Dabei sind die im Laufe der Zeit entwickelten Methoden meist nicht redundant, sondern sie **ergänzen** sich. So kann auch die Bioindikation nach den Methoden der WRRL die Trophieindikation mit Hilfe des MI oder des TIM nicht ersetzen. Letztere können nämlich im Gegensatz zu den Methoden der WRRL Auskunft über die möglichen **Ursachen** eines mäßigen oder schlechten Gewässerzustandes geben. Auch die Lokalisation von Nährstoffeinträgen wird mit Hilfe des MI und des TIM möglich sein, so dass gezielte Hinweise für die in der WRRL geforderte Gewässerrenaturierung gegeben werden können.

Aufgrund ihrer vielfältigen Interaktionen mit einer Fülle biotischer und abiotischer Gewässergrößen (Kapitel 2.2) beeinflussen submerse Makrophyten die Struktur und Dynamik des benthischen und pelagischen Nahrungsnetzes. Die hohe Komplexität der Vorgänge in einem Ökosystem führt jedoch dazu, dass viele Ursache-Wirkungs-Beziehungen nicht ausreichend bekannt sind. Ohne ein gewisses Verständnis dieser Zusammenhänge ist die Bioindikation des Gewässerzustandes jedoch nur mit bestimmten Einschränkungen möglich. Während es für die Indikation von Nährstoffkonzentrationen ausreicht, die ökologische Amplitude der Arten zu kennen (Kapitel 2.3), ist es für die Charakterisierung der Referenzvegetation notwendig, natürliche Variationen von degradationsbedingten Veränderungen trennen zu können. Sowohl auf dem Gebiet der Bioindikation als auch auf dem Gebiet der Ökosystemforschung werden submerse Makrophyten daher auch in Zukunft eine wichtige Rolle spielen.

## 8 Literatur

- Abernethy, V. J., Sabbatini, M. R. & Murphy, K. J. (1996): Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia* 340: 219-224.
- Adamec, L. (1997): Relations between  $K^+$  uptake and photosynthetic uptake of inorganic carbon by aquatic plants. *Biologia Plantarum* 39 (4): 599-606.
- Agami, M. & Waisel, Y. (1985): Inter-relationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 126: 169-173.
- Agami, M. & Waisel, Y. (1986): The role of mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) in distribution and germination of seeds of the submerged hydrophyte *Najas marina* L. *Oecologia* (Berlin) 68: 473-475.
- Aldridge, K. T. & Ganf, G. G. (2003): Modification of sediment redox potential by three contrasting macrophytes: implications for phosphorus adsorption/desorption. *Marine and Freshwater Research* 54 (1): 87-94.
- Ali, M. M., Murphy, K. J. & Abernethy, V. J. (1999): Macrophyte functional variables versus species assemblages as predictors of trophic status in flowing waters. *Hydrobiologia* 415: 131-138.
- An, K. G., Park, S. S. & Shin, J. Y. (2002): An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. *Environment International* 28 (5): 411-420.
- Anandi, S., Thangavel, P. & Subburam, V. (2002): Influence of aluminium on the restoration potential of a terrestrial vascular plant, *Portulaca oleracea* L. as a biomonitoring tool of fresh water aquatic environments. *Environmental Monitoring and Assessment* 78 (1): 19-29.
- Andersen, F. Ø. & Ring, P. (1999): Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408/409: 175-183.
- Anderson, M. R. & Kalff, J. (1988): Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes. *Freshwater Biology* 19: 115-121.
- Arndt, U. (1996): Erster Hohenheimer Workshop zur Bioindikation in Altbach-Deizisau – eine Einführung. In: Arndt, U., Fomin, A. & Lorenz, S. (eds.): *Bioindikation*. Verlag Günter Heimbach, Ostfildern: 15-29.
- Arts, G. H. P. (2002): Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany* 73: 373-393.
- Badger, M. R. & Price, G. D. (1994): The role of carbonic anhydrase in photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 45: 369-392.
- Baker, J. P. & Schofield, C. L. (1981): Aluminium toxicity to fish in acidic waters. *Water, Air and Soil Pollution* 18: 289-309.
- Barendregt, A. & Bio, A. M. F. (2003): Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Ecological Modelling* 160 (3): 205-217.
- Barko, J. W. & James, W. F. (1997): Effects of Submerged Aquatic Macrophytes on Nutrient Dynamics, Sedimentation, and Resuspension: 197-214. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K.: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. *Ecological Studies* 131. Springer, 423 pp.
- Barko, J. W. & Smart, R. M. (1983): Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *Journal of Ecology* 71: 161-175.
- Barko, J. W. & Smart, R. M. (1986): Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *Ecology* 67 (5): 1328-1340.

- Barko, J. W., Hardin, D. G. & Matthews, M. S. (1982): Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. *Canadian Journal of Botany* 60 (6): 877-887.
- Barko, J. W., Gunnison, D. & Carpenter, S. R. (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* 41: 41-65.
- Beck-Nielsen, D. & Madsen, T. V. (2001): Occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhiza in aquatic macrophytes from lakes and streams. *Aquatic Botany* 71: 141-148.
- Best, E. P. H., Woltman, H. & Jacobs, F. H. H. (1996): Sediment-related growth limitation of *Elodea nuttallii* as indicated by a fertilization experiment. *Freshwater Biology* 36: 33-44.
- Biernacki, M. & Lovett-Doust, J. (1997): *Vallisneria americana* (Hydrocharitaceae) as a biomonitor of aquatic ecosystems: Comparison of cloned genotypes. *American Journal of Botany* 84 (12): 1743-1751.
- Biggs, B. J. F. (1996): Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 131-144.
- Binzer, T. & Sand-Jensen, K. (2002): Production in aquatic macrophyte communities: A theoretical and empirical study of the influence of spatial light distribution. *Limnology and Oceanography* 47 (6): 1742-1750.
- Blindow, I. (1988): Phosphorus toxicity in *Chara*. *Aquatic Botany* 32: 393-395.
- Blindow, I. (1992a): Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 28: 15-27.
- Blindow, I. (1992b): Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology* 28: 9-14.
- Blindow, I. (2002): The role of Charophytes as key factors in shallow water. Habilitationsschrift an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald. 199 pp.
- Boeger, R. T. (1991): The influence of substratum and water velocity on growth of *Ranunculus aquatilis* L. (Ranunculaceae). *Aquatic Botany* 42: 351-359.
- Bonar, S. A., Bolding, B. & Divens, M. (2002): Effects of Triploid Grass Carp on Aquatic Plants, Water Quality, and Public Satisfaction in Washington State. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 96-105.
- Boylen, C. W., Eichler, L. W. & Sutherland, J. W. (1996): Physical control of Eurasian watermilfoil in an oligotrophic lake. *Hydrobiologia* 340: 213-218.
- Brandrud, T. E. (2002): Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia. *Aquatic Botany* 73 (4): 395-404.
- Breuer, K. (1986): Hydrobotanische, hydrochemische und sedimentologische Verhältnisse im Bereich von Chiemseezuflüssen. Zulassungsarbeit am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München.
- Brönmark, C. (1985): Interactions between macrophytes, epiphytes and herbivores: an experimental approach. *Oikos* 45: 26-30.
- Canfield, D. E., Langeland, K. A., Maceina, M. J., Haller, W. T. & Shireman, J. V. (1983): Trophic State Classification of Lakes with Aquatic Macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 (10): 1713-1718.
- Carignan, R. (1982): An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 243-247.

- Carignan, R. (1985): Nutrient Dynamics in a Littoral Sediment Colonized by the Submersed Macrophyte *Myriophyllum spicatum*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42: 1303-1311.
- Carignan, R. & Kalff, J. (1980): Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? Science 207: 987-989.
- Carpenter, S. R., Elser, J. J. & Olson, K. M. (1983): Effects of roots of *Myriophyllum verticillatum* L. on sediment redox conditions. Aquatic Botany 17: 243-249.
- Carr, G. M. & Chambers, P. A. (1998): Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. Freshwater Biology 39: 525-536.
- Casper, S. J. & Krausch, H.-D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 23. Gustav Fischer Verlag. 403 pp.
- Casper, S. J. & Krausch, H.-D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 24. Gustav Fischer Verlag: 409-924.
- Chambers, P. A., Prepas, E. E., Bothwell, M. L. & Hamilton, H. R. (1989): Roots versus Shoots in Nutrient Uptake by Aquatic Macrophytes in Flowing Waters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46: 435-439.
- Chen, R. L. & Barko, J. W. (1988): Effects of Freshwater Macrophytes on Sediment Chemistry. Journal of Freshwater Ecology 4 (3): 279-289.
- Cedergreen, N. & Madsen, T. V. (2002): Nitrogen uptake by the floating macrophyte *Lemna minor*. New Phytologist 155: 285-292.
- Cedergreen, N. & Madsen, T. V. (2004): Light regulation of root and leaf NO<sub>3</sub><sup>-</sup> uptake and reduction in the floating macrophyte *Lemna minor*. New Phytologist 161 (2): 449-457.
- Cheruvilil, K. S., Soranno, P. A., Madsen, J. D. & Roberson, M. J. (2002): Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. Journal of the North American Benthological Society 21 (2): 261-277.
- Christiansen, R., Friis, N. J. S. & Søndergaard, M. (1985): Leaf production and nitrogen and phosphorus tissue content of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. in relation to nitrogen and phosphorus enrichment of the sediment in oligotrophic Lake Hampen, Denmark. Aquatic Botany 23: 1-11.
- Clymo, R. S. (1973): The growth of *Sphagnum*: some effects of environment. Journal of Ecology 61: 849-869.
- Cronin, G. (1998): Influence of Macrophyte Structure, Nutritive Value, and Chemistry on the Feeding Choices of a Generalist Crayfish. In: Jeppesen, E. M., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., (eds.), 1998: The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer, New York, 307-317.
- Cronin, G. & Lodge, D. M. (2003): Effects of light and nutrient availability on the growth, allocation, carbon/nitrogen balance, phenolic chemistry, and resistance to herbivory of two freshwater macrophytes. Oecologia 137 (1): 32-41.
- Cronin, G., Schlacher, T., Lodge, D. M. & Siska, E. L. (1999): Intraspecific variation in feeding preference and performance of *Galerucella nymphaeae* (Chrysomelidae: Coleoptera) on aquatic macrophytes. Journal of the North American Benthological Society 18 (3): 391-405.
- Daldorph, P. W. G. & Thomas, J. D. (1995): Factors influencing the stability of nutrient-enriched freshwater macrophyte communities: the role of sticklebacks *Pungitius pungitius* and freshwater snails. Freshwater Biology 33: 271-289.
- Demars, B. O. L. & Harper, D. M. (1998): The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. Hydrobiologia 384: 75-88.
- Den Hartog, C. & Segal, S. (1964): A new classification of the water-plant communities. Acta Botanica Neerlandica 13: 367-393.

- Denny, P. (1972): Sites of Nutrient Absorption in Aquatic Macrophytes. *Journal of Ecology* 60 (3): 819-829.
- De Winton, M. D., Taumoepeau, A. T. & Clayton, J. S. (2002): Fish effects on charophyte establishment in a shallow, eutrophic New Zealand lake. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 815-823.
- Diehl, S. & Kornijow, R. (1998): Influence of Submerged Macrophytes on Trophic Interactions Among Fish and Macroinvertebrates. In: Jeppesen, E. M., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., (eds.): *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer, New York, 24-46.
- Diekmann, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506.
- Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 683 pp.
- DIN-Norm 4049, Teil 2 (1990): *Hydrologie, Begriffe der Gewässerbeschaffenheit*. Berlin. 25 pp.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica 18. Verlag Erich Goltze, 258 pp.
- Elster, H.-J. (1962): Seetypen, Fließgewässertypen und Saprobien-system. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 47/2: 211 – 218.
- Eriksson, P. G. & Weisner, S. E. B. (1996): Functional differences in epiphytic microbial communities in nutrient-rich freshwater ecosystems: an assay of denitrifying capacity. *Freshwater Biology* 36: 555-562.
- Ervin, G. N. & Wetzel, R. G. (2003): An ecological perspective of allelochemical interference in land-water interface communities. *Plant and Soil* 256: 13-28.
- Farmer, A. M. (1990): The effects of lake acidification on aquatic macrophytes – a review. *Environmental Pollution* 65: 219-240.
- Forsberg, C. (1965): Nutritional studies of *Chara* in axenic cultures. *Physiologia Plantarum* 18: 275-290.
- Forsberg, C., Kleiven, S. & Willen, T. (1990): Absence of allelopathic effects of *Chara* on phytoplankton in situ. *Aquatic Botany* 38: 289-294.
- French, T. D. & Chambers, P. A. (1996): Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology* 36: 509-520.
- Friedrich, G. & Lacombe, J. (eds.) (1992): *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*. Limnologie aktuell 3. Gustav Fischer Verlag. 462 pp.
- Galm, M. (1991): *Verbreitung und Zeigerwert makrophytischer Wasserpflanzen in der Altmühl*. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg. 106 S.
- Ganasan, V. & Hughes, R. M. (1998): Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40: 367-383.
- Glänzer, U., Haber, W. & Kohler, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. *Archiv für Hydrobiologie* 79 (2): 193-232.
- Gopal, B. & Goel, U. (1993): Competition and Allelopathy in Aquatic Plant Communities. *The Botanical Review* 59 (3): 155-210.
- Gross, E. (1995): *Allelopathische Interaktionen submerser Makrophyten mit Epiphyten und Phytoplankton: Algizide hydrolyisierbare Polyphenole aus *Myriophyllum spicatum**. Dissertation an der Christian-Albrechts-Universität Kiel. 148 pp.

- Gross, E. M. (1999): Allelopathy in Benthic and Littoral Areas: Case Studies on Allelochemicals from Benthic Cyanobacteria and Submersed Macrophytes. In: Inderjit, Dakshini & Foy (eds.): Principles and Practices in Plant Ecology: Allelochemical Interactions. CRC Press: 179-199.
- Gross, E. M. (2003): Differential response of tellimagrandin II and total bioactive hydrolysable tannins in an aquatic angiosperm to changes in light and nitrogen. *Oikos* 103 (3): 497-504.
- Gross, E. M., Erhard, D. & Ivanyi, E. (2003): Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L. and *Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfgang) Casper. *Hydrobiologia* 506-509: 583-589.
- Hansel-Welch, N., Butler, M., Carlson, T. J. & Hanson, M. A. (2003): Changes in macrophyte community structure in Lake Christina (Minnesota), a large shallow lake, following biomanipulation. *Aquatic Botany* 75: 323-337.
- Hanson, M. L., Sanderson, H. & Solomon, K. R. (2003): Variation, replication, and power analysis of *Myriophyllum* spp. microcosm toxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (6): 1318-1329.
- Harding, J. P. C. (1981): Macrophytes as monitors of river quality in the southern N.W.W.A. area. Rivers Division Scientists Department Technical Support Group. Ref. No. TS-BS-81-2. 54 pp.
- Harley, M. T. & Findlay, S. (1994): Photosynthesis-Irradiance Relationships for Three Species of Submersed Macrophytes in the Tidal Freshwater Hudson River. *Estuaries* 17: 200-205.
- Harris, S. A., Maberly, S C. & Abbott, R. J. (1992): Genetic variation within and between populations of *Myriophyllum alterniflorum* DC. *Aquatic Botany* 44: 1-21.
- Haslam, S. M. (1987): River Plants of Western Europe. Cambridge University Press. 512 pp.
- Herbst, V. (1998): Leitbilder für den Gewässerschutz – Begriffsbestimmung der LAWA und Folgerungen für die Praxis. *Mitteilungen aus der NNA* 3: 17-21.
- Holmes, N. T. H., Newman, J. R., Chadd, S., Rouen, K. J., Saint, L. & Dawson, F. H. (1999): Mean Trophic Rank: A User's Manual. R&D Technical Report E38. Environment Agency, Bristol: 142 pp.
- Hornstrom, E., Harbom, A., Edberg, F. & Andren, C. (1995): The influence of pH on aluminium toxicity in the phytoplankton species *Monoraphidium dybowskii* and *M. griffithii*. *Water, Air and Soil Pollution* 85 (2): 817-822.
- Horppila, J. & Nurminen, L. (2003): Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research* 37 (18): 4468-4474.
- Huber, W., Melzer, A., & Raeder, U. (1994): Wirkung anthropogener Stressoren auf photoautotrophe Organismen und Produktion. In: Gunkel, G. (ed.): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav-Fischer-Verlag, Jena-Stuttgart: 152-166.
- Huebert, D. B. & Gorham, P. R. (1983): Biphasic mineral nutrition of the submersed aquatic macrophyte *Potamogeton pectinatus* L. *Aquatic Botany* 16: 269-284.
- Huebert, D. B. & Shay, J. M. (1991): The effect of external phosphorus, nitrogen and calcium on growth of *Lemna trisulca*. *Aquatic Botany* 40: 175-183.
- Hünerfeld, G. (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegernsees. Diplomarbeit am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München. 78 S.
- Hütter, L. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. 6. Auflage. Salle + Sauerländer Verlag. 515 S.
- Hutchinson, G. E. (1975): A Treatise on Limnology, Volume III. John Wiley & Sons, New York, 660 pp.
- Idestam-Almquist, J. (1998): Waterfowl herbivory on *Potamogeton pectinatus* in the Baltic sea. *Oikos* 81 (2): 323-328.

- Idestam-Almquist, J. & Kautsky, L. (1995): Plastic responses in morphology of *Potamogeton pectinatus* L. to sediment and above-sediment conditions at two sites in the northern Baltic proper. *Aquatic Botany* 52: 205-216.
- Iversen, J. (1929): Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluß auf die Hydrophyten-Vegetation. *Botanisk Tidsskrift* 40: 277-333.
- James, M. R., Hawes, I. & Weatherhead, M. (2000): Removal of settled sediments and periphyton from macrophytes by grazing invertebrates in the littoral zone of a large oligotrophic lake. *Freshwater Biology* 44: 311-326.
- Janauer, G. A. & Kum, G. (1996): Macrophytes and flood plain water dynamics in the River Danube ecotone research region (Austria). *Hydrobiologia* 340: 137-140.
- Jasser, I. (1995): The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia* 306: 21-32.
- Jaynes, M. L. & Carpenter, S. R. (1986): Effects of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology* 67 (4): 875-882.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R. B., Hammershoj, M., Mortensen, E., Jensen, J. P. & Have, A. (1994): Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and fresh-water lakes differ. *Hydrobiologia* 276: 15-30.
- Jones, J. I., Hardwick, K. & Eaton, J. W. (1996): Diurnal carbon restrictions on the photosynthesis of dense stands of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John. *Hydrobiologia* 340: 11-16.
- Jones, J. I., Moss, B., Eaton, J. W. & Young, J. O. (2000): Do submerged aquatic plants influence periphyton community composition for the benefit of invertebrate mutualists? *Freshwater Biology* 43 (4): 591-604.
- Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (2002): Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 867-887.
- Kaenel, B. R. & Uehlinger, U. (1999): Aquatic plant management: ecological effects in two streams of the Swiss Plateau. *Hydrobiologia* 415: 257-263.
- Karr, J. R. (1999): Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41 (2): 221-234.
- Keeley, J. E. (1998): CAM photosynthesis in submerged aquatic plants. *The Botanical Review* 64 (2): 121-175.
- Keeley, J. E. & Busch, G. (1984): Carbon assimilation characteristics of the aquatic CAM plant *Isoetes howellii*. *Plant Physiology* 76: 525-530.
- Kelber, A. (1994): Untersuchungen über Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten im Fließgewässersystem der Pegnitz. Diplomarbeit am Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim: 14 - 44.
- Klosowski, S. (1985): Habitat requirements and bioindicator value of the main communities of aquatic vegetation in North-East Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 32 (1): 7-29.
- Klosowski, S. & Szankowski, M. (2004): Habitat differentiation of the *Myriophyllum alterniflorum* and *Littorella uniflora* phytocoenoses in Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 73 (1): 79-86.
- Kohler, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen also Bioindikatoren für Belastung von Fließgewässer-Ökosystemen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*: 255-276.
- Kohler, A. & Janauer, G. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Steinberg, C., Calmano, Klapper & Wilken (eds.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. Verlag ecomed: Kap. VIII-1.1.3

- Kohler, A. & Schneider, S. (2003): Macrophytes as Bioindicators. Archiv für Hydrobiologie Supplementum 147/1-2 (Large Rivers 14, No. 1-2): 17-31.
- Kohler, A. & Tremp, H. (1996): Möglichkeiten zur Beurteilung des Säuregrades und der Versauerungsgefährdung von Fließgewässern mit Hilfe submerser Makrophyten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 25: 195-203.
- Kohler, A., Tremp, H. & Fritz, R. (1997): Submerse Makrophyten der südbadischen Oberrheinauen - Verbreitung, Ökologie, Bioindikation. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens O.-Nr. U 22-95.04 im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg; Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Stuttgart. 137 S.
- Kohler, A., Lange, B. & Zeltner, G.-H. (1992): Veränderung von Flora und Vegetation in den Fließgewässern Pfreimd und Naab (Oberpfälzer Wald) 1972 – 1988. Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Heft 1: 72-138.
- Kohler, A., Heimberger, K. & Zeltner, G.-H. (1994a): Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene) - Ihre Entwicklung 1973 bis 1992. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie. Univ. Hohenheim, Beiheft 1. 101 S.
- Kohler, A., Blumenthal, C. & Zeltner, G.-H. (1994b): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung von 1970 bis 1992. Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Heft 3: 53-104.
- Kohler, A., Sipos, V. & Björk, S. (1996): Makrophyten-Vegetation und Standorte im humosen Bräcke-Fluß (Südschweden). Botanisches Jahrbuch für Systematik 188: 451-503.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Internationale Revue der gesammten Hydrobiologie 2: 126 - 152.
- Könecke, J. & Tremp, H. (1997): Aut- und produktionsökologische Untersuchungen an submersen Makrophyten in Kalkfließgewässern der Schwäbischen Alb. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1996 (Schwedt): 477-481.
- Krausch, H.-D. (1964): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes – I. Die Gesellschaften des offenen Wassers. Limnologica (Berlin) 2 (2): 145-203.
- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18. Hrsg: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer, D. Gustav Fischer Verlag. 202 S.
- Krause-Jensen, D. & Sand-Jensen, K. (1998): Light attenuation and photosynthesis of aquatic plant communities. Limnology and Oceanography 43 (3): 396-407.
- Kufel, L. & Kufel, I. (2002): *Chara* beds acting as nutrient sinks in shallow lakes – a review. Aquatic Botany 72: 249-260.
- Lake, M. D., Hicks, B. J., Wells, R. S. D. & Dugdale, T. M. (2002): Consumption of submerged aquatic macrophytes by rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) in New Zealand. Hydrobiologia 470: 13-22.
- LaMontagne, J. M., Jackson, L. J. & Barclay, R. M. R. (2003): Compensatory growth responses of *Potamogeton pectinatus* to foraging by migrating trumpeter swans in spring stop over areas. Aquatic Botany 76 (3): 235-244.
- Lauridsen, T. L., Pedersen, L. J., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (1996): The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. Journal of Plankton Research 18 (12): 2283-2294.
- Lauridsen, T., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Lodge, D. M. (1998): Horizontal Migration of Zooplankton: Predator-Mediated Use of Macrophyte Habitat. In: Jeppesen, E. M., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer, New York, 233-239.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Bearbeiter: LAWA AK Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. 74 S.
- Lehtonen, J. (1989): Effects of acidification on the metal levels in aquatic macrophytes in Espoo, S. Finland. *Annales Botanici Fennici* 26: 39-50.
- Lemarie, G., Dosdat, A., Coves, D., Dutto, G., Gasset, E. & Person-Le Ruyet, J. (2004): Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture* 229 (1-4): 479-491.
- Loczy, S., Carignan, R. & Planas, D. (1983): The role of roots in carbon uptake by the submersed macrophytes *Myriophyllum spicatum*, *Vallisneria americana*, and *Heteranthera dubia*. *Hydrobiologia* 98: 3-7.
- Lodge, D. M., Cronin, G., van Donk, E. & Froelich, A. (1998): Impact of Herbivory on Plant Standing Crop: Comparisons Among Biomes, Between Vascular and Nonvascular Plants, and Among Freshwater Herbivore Taxa. In: Jeppesen, E. M., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer, New York, 149-174.
- Losee, R. F. & Wetzel, R. G. (1993): Littoral flow rates within and around submersed macrophyte communities. *Freshwater Biology* 29: 7-17.
- Luckenbach, T., Ferling, H., Gernhofer, M., Kohler, H. R., Negele, R. D., Pfefferle, E. & Triebkorn, R. (2003): Developmental and subcellular effects of chronic exposure to sub-lethal concentrations of ammonia, PAH and PCP mixtures in brown trout (*Salmo trutta* f. *fario* L.) early life stages. *Aquatic Toxicology* 65 (1): 39-54.
- Maberly, S. C. (1983): The interdependence of photon irradiance and free carbon dioxide or bicarbonate concentration on the photosynthetic compensation points of freshwater plants. *New Phytologist* 93: 1-12.
- Maberly, S. C. & Madsen, T. V. (2002): Freshwater angiosperm carbon concentrating mechanisms: processes and patterns. *Functional Plant Biology* 29: 393-405.
- Maberly, S. C. & Spence, D. H. N. (1983): Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *Journal of Ecology* 71: 705-724.
- Madsen, J. D. (1998): Predicting Invasion Success of Eurasian Watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management* 36: 28-32.
- Madsen, J. D. & Adams, M. S. (1988): The Nutrient Dynamics of a Submersed Macrophyte Community in a Stream Ecosystem Dominated by *Potamogeton pectinatus* L. *Journal of Freshwater Ecology* 4 (4): 541-550.
- Madsen, J. D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E. W. & Westlake, D. F. (2001): The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444: 71-84.
- Madsen, T. V. (1993): Growth and photosynthetic acclimation by *Ranunculus aquatilis* L. in response to inorganic carbon availability. *New Phytologist* 125: 707-715.
- Madsen, T. V. & Sand-Jensen, K. (1994): The interactive effects of light and inorganic carbon on aquatic plant growth. *Plant, Cell and Environment* 17: 955-962.
- Madsen, T. V. & Søndergaard, M. (1983): The effects of current velocity on the photosynthesis of *Callitriche stagnalis* Scop. *Aquatic Botany* 15: 187-193.
- Madsen, T. V., Enevoldsen, H. O. & Jørgensen, T. B. (1993): Effects of water velocity on photosynthesis and dark respiration in submerged stream macrophytes. *Plant, Cell and Environment* 16: 317-322.

- Madsen, T. V., Olesen, B. & Bagger, J. (2002): Carbon acquisition and carbon dynamics by aquatic isoetids. *Aquatic Botany* 73 (4): 351-371.
- Maessen, M., Roelofs, J. G. M., Bellemakers, M. J. S. & Verheggen, G. M. (1992): The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquatic Botany* 43: 115-127.
- McConnaughey, T. A. & Whelan, J. F. (1997): Calcification generates protons for nutrient and bicarbonate uptake. *Earth-Science Reviews* 42: 95-117.
- Meilinger, P., (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation an der TU München, 128 pp.  
<http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/meilinger.html>
- Melzer, A. (1988): Der Makrophytenindex – eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift an der TU München.
- Melzer, A. & Kaiser, R. (1986): Seasonal variations in nitrate content, total nitrogen, and nitrate reductase activities of macrophytes from a chalk stream in Upper Bavaria. *Oecologia* 69: 606-611.
- Melzer, A. & Zimmermann, S. (1992): Der Makrophytenbewuchs der Amper. Unveröffentlichter Bericht über die Kartierungsaktion im Sommer 1992. Limnologische Station der TU München. 87 S.
- Melzer, A., Held, K. & Harlacher, R. (1985a): Die Makrophytenvegetation des Rachelsees im Bayerischen Wald. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 56: 223-226.
- Melzer, A., Held, K. & Harlacher, R. (1985b): Die Makrophytenvegetation des Großen Arbersees – neueste Ergebnisse. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 56: 217-222.
- Middelboe, A. L. & Markager, S. (1997): Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 37: 553-568.
- Mitchell, S. F. & Perrow, M. R. (1998): Interactions Between Grazing Birds and Macrophytes. In: Jeppesen, E. M., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer, New York, 175-196.
- Mulderij, G., Van Donk, E. & Roelofs, J. G. M. (2003): Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from *Chara*. *Hydrobiologia* 491 (1-3): 261-271.
- Murphy, K. J. (2002): Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe. *Aquatic Botany* 73 (4): 287-324.
- Murphy, T. P., Hall, K. H. & Yesaki, I. (1983): Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake. *Limnology and Oceanography* 28 (1): 58-69.
- Nepf, H. M. & Koch, E. W. (1999): Vertical secondary flows in submersed plant-like arrays. *Limnology and Oceanography* 44(4): 1072-1080.
- Newman, J. R. & Raven, J. A. (1999): CO<sub>2</sub> is the main inorganic C species entering photosynthetically active leaf protoplasts of the freshwater macrophyte *Ranunculus penicillatus* ssp. *pseudofluitans*. *Plant, Cell and Environment* 22: 1019-1026.
- Newman, R. M., Kerfoot, W. C. & Hanscom, Z. (1996): Watercress allelochemical defends high-nitrogen foliage against consumption: Effects on freshwater invertebrate herbivores. *Ecology* 77 (8): 2312-2323.
- Nichols, D. S. & Keeney, D. R. (1976): Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: uptake and translocation of <sup>15</sup>N by shoots and roots. *Freshwater Biology* 6: 145-154.
- Noordhuis, R., van der Molen, D. T. & van den Berg, M. S. (2002): Response of herbivorous waterbirds to the return of *Chara* in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany* 72: 349-367.

- Nurminen, L., Horppila, J., Lappalainen, J. & Malinen, T. (2003): Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 506 (1-3): 511-518.
- Nyström, P. & Strand, J. A. (1996): Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 36: 673-682.
- O'Connor, R. J., Walls, T. E. & Hughes, R. M. (1998): Using multiple taxonomic groups to index the ecological condition of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 207-228.
- Ohle, W. (1953): Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. *Vom Wasser* 20: 11-23.
- Oksanen, J., Laara, E., Tolonen, K. & Warner, B. G. (2001): Confidence intervals for the optimum in the Gaussian response function. *Ecology* 82 (4): 1191-1197.
- Olesen, B. & Madsen, T. V. (2000): Growth and physiological acclimation to temperature and inorganic carbon availability by two submerged aquatic macrophyte species, *Callitriche cophocarpa* and *Elodea canadensis*. *Functional Ecology* 14: 252-260.
- Olsen, S. (1950): Aquatic plants and hydrospheric factors - II. The hydrospheric types. *Svensk Botanisk Tidskrift* Bd. 44, H. 2: 332 - 373.
- Ottosen, L. D. M., Risgaard-Petersen, N. & Nielsen, L. P. (1999): Direct and indirect measurements of nitrification and denitrification in the rhizosphere of aquatic macrophytes. *Aquatic Microbial Ecology* 19: 81-91.
- Papastergiadou, E. & Babalonas, D. (1993): The relationships between hydrochemical environmental factors and the aquatic macrophytic vegetation in stagnant and slow flowing waters II. Evaluation of plant associations indicative value. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementum* 90 (4): 493-506.
- Pelton, D. K., Levine, S. N. & Braner, M. (1998): Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using <sup>32</sup>P in stream microcosms. *Freshwater Biology* 39: 285-299.
- Persson, L. & Crowder, L. B. (1998): Fish-Habitat Interactions Mediated via Ontogenetic Niche Shifts. In: Jeppesen, E. M., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer, New York, 3-23.
- Pflugmacher, S. (2002): Possible Allelopathic effects of Cyanotoxins, with Reference to Microcystin-LR, in Aquatic Ecosystems. *Environmental Toxicology* 17: 407-413.
- Phillips, G. L., Eminson, D. & Moss, B. (1978): A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4: 103-126.
- Pinowska, A. (2002): Effects of snail grazing and nutrient release on growth of the macrophytes *Ceratophyllum demersum* and *Elodea canadensis* and the filamentous green alga *Cladophora* sp. *Hydrobiologia* 479: 83-94.
- Pomogyi, P., Best, E. P. H., Dassen, J. H. A. & Boon, J. J. (1984): On the relation between age, plant composition and nutrient release from living and killed *Ceratophyllum* plants. *Aquatic Botany* 19: 243-250.
- Pott, R. & Remy, D. (2000): *Gewässer des Binnenlandes*. Ulmer, Stuttgart, 255 pp.
- Proctor, V. W. (1999): Charophytivorie, Playas y Papalotes, a Local Paradigm of Global Relevance. *Australian Journal of Botany* 47: 399-406.
- Rae, R., Hanelt, D. & Hawes, I. (2001): Sensitivity of freshwater macrophytes to UV radiation: relationship to depth zonation in an oligotrophic New Zealand lake. *Marine and Freshwater Research* 52 (7): 1023-1032.
- Raven, P. J., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H. & Everard, M. (1998): Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 477-499.

- Reiskind, J. B., Madsen, T. V., Van Ginkel, L. C. & Bowes, G. (1997): Evidence that inducible C<sub>4</sub>-type photosynthesis is a chloroplastic CO<sub>2</sub>-concentrating mechanism in *Hydrilla*, a submersed monocot. *Plant, Cell and Environment* 20: 211-220.
- Riis, T. & Biggs, B. J. F. (2003): Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography* 48(4): 1488-1497.
- Riis, T. & Sand-Jensen, K. (1998): Development of vegetation and environmental conditions in an oligotrophic Danish lake over 40 years. *Freshwater Biology* 40: 123-134.
- Rintanen, T. (1996): Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Annales Botanic Fennici* 33: 101-122.
- Robach, F., Hajnsek, I., Eglin, I. & Tremolieres, M. (1995): Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? *Acta botanica Gallica* 142 (6): 719-731.
- Robach, F., Thiebaut, G., Tremolieres, M. & Muller, S. (1996): A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. *Hydrobiologia* 340: 67 - 76.
- Rodhe, W. (1969): Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe. In: *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives*. Washington, D. C., National Academy of Sciences: 50 - 64.
- Roelofs, J. G. M., Brandrud, T. E. & Smolders, A. J. P. (1994): Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- Roelofs, J. G. M., Smolders, A. J. P., Brandrud, T-E. & Bobbink, R. (1995): The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft-water lakes. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 967-972.
- Roelofs, J. G. M., Bobbink, R., Brouwer, E. & De Graaf, M. C. C. (1996): Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45 (4): 517-541.
- Rooney, N. & Kalff, J. (2003): Submerged macrophyte-bed effects on water-column phosphorus, chlorophyll a, and bacterial production. *Ecosystems* 6 (8): 797-807.
- Rout, N. P. & Shaw, B. P. (2001): Salt tolerance in aquatic macrophytes: possible involvement of the antioxidative enzymes. *Plant Science* 160 (3): 415-423.
- Samecka-Cymerman, A. & Kempers, A. J. (2001): Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediment and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *The Science of the Total Environment* 281: 87-98.
- Sand-Jensen, K. (1982): Photosynthetic Carbon Sources of Stream Macrophytes. *Journal of Experimental Botany* 34: 198-210.
- Sand-Jensen, K. (1990): Epiphyte Shading: Its Role in Resulting Depth Distribution of Submerged Aquatic Macrophytes. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 25: 315-319.
- Sand-Jensen, K. (1998): Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39: 663-679.
- Sand-Jensen, K. & Frost-Christensen, H. (1998): Photosynthesis of amphibious and obligately submerged plants in CO<sub>2</sub>-rich lowland streams. *Oecologia* 117: 31-39.
- Sand-Jensen, K. & Mebus, J. R. (1996): Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* 76: 169-180.
- Sand-Jensen, K. & Pedersen, O. (1999): Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology* 42: 315-328.

- Sand-Jensen, K. & Søndergaard, M. (1979): Distribution and quantitative development of aquatic macrophytes in relation to sediment characteristics in oligotrophic Lake Kalgaard, Denmark. *Freshwater Biology* 9: 1-11.
- Sand-Jensen, K., Prahl, C. & Stokholm, H. (1982): Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos* 38: 349-354.
- Sand-Jensen, K., Pedersen, M. F. & Laurentius, S. (1992): Photosynthetic use of inorganic carbon among primary and secondary water plants in streams. *Freshwater Biology* 27: 283-293.
- Scheffer, M. (1999): The effect of aquatic vegetation on turbidity: how important are the filter feeders? *Hydrobiologia* 409: 307-316.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C. & Walker, B. (2001a): Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Scheffer, M., Straile, D., van Nees, E. & Hosper, H. (2001b): Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnology and Oceanography* 46 (7): 1780-1783.
- Schindler, D. W. (1977): Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science* 195: 260 - 262.
- Schmedtje, U. & Kohmann, F. (1987): Bioindikation durch Makrophyten – indizieren Makrophyten Saprobie? *Archiv für Hydrobiologie* 109 (3): 455-469.
- Schmedtje, U., Gutowski, A., Hofmann, G., Leukart, P., Melzer, A., Mollenhauer, D., Schneider, S. & Tremp, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 4/98: 1-501
- Schmidt, D., Van De Weyer, K., Krause, W., Kies, L., Garniel, A., Geissler, U., Gutowski, A., Samietz, R., Schütz, W., Vahle, H.-CH., Vöge, M., Wolff, P. & Melzer, A. (1995): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 28: 547-566.
- Schneider, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Shaker Verlag. 182 pp.
- Schneider, S., Dinzinger, L. & Melzer, A. (2001): Trophieindikation in Fließgewässern – Erprobung des Trophieindex Makrophyten (TIM) im Fließgewässersystem der Sempt (Bayern). *Limnologica* 31: 147-163.
- Schubert, H., Sagert, S. & Forster, R. M. (2001): Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. *Helgoland Marine Research* 55 (1): 12-22.
- Schutten, J. & Davy, A. J. (2000): Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. *Oecologia* 123: 445-452.
- Schütz, W. (1992): Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. *Dissertationes Botanicae*, Band 192. 195 pp.
- Schwarz, A.-M., de Winton, M. & Hawes, I. (2002): Species-specific depth zonation in New Zealand charophytes as a function of light availability. *Aquatic Botany* 72: 209-217.
- Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Auflage. Gustav Fischer Verlag. 465 pp.
- Sculthorpe, C. D. (1967): The Biology of aquatic vascular plants. Reprint 1985. Koeltz Scientific Books, Königstein. 610 pp.
- Seddon, B. (1972): Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshwater Biology* 2: 107-130.
- Seiffert, S., Stabrey, S. & Lott, H. (1993): Helo- und Hydrophyten an fünf Bachläufen im Einzugsgebiet der Wolfegger Ach (Oberschwaben). *Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim*, Heft 2: 159-170.
- Sheldon, S. P., 1987. The effects of herbivorous snails on submerged macrophyte communities in Minnesota lakes. *Ecology* 68(6), 1920-1931.

- Sirjola, E. (1969): Aquatic vegetation of the river Teuronjoki, south Finland, and its relation to water velocity. *Annales Botanici Fennici* 6: 68-75.
- Smith, C. S. & Adams, M. S. (1986): Phosphorus transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum*. *Limnology and Oceanography* 31 (6): 1312-1321.
- Smolders, A. J. P., Lucassen, E. C. H. E. T. & Roelofs, J. G. M. (2002): The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany* 73: 325-350.
- Søndergaard, M. (1988): Photosynthesis of Aquatic Plants under natural conditions. In: Symoens, J. J. (ed.): *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 63-111.
- Sorrell, B. K., Hawes, I., Schwarz, A.-M. & Sutherland, D. (2001): Inter-specific differences in photosynthetic carbon uptake, photosynthate partitioning and extracellular organic carbon release by deep-water characean algae. *Freshwater Biology* 46: 453-464.
- Spencer, D. F. & Ksander, G. G. (2001): Comparison of light compensation points for two submersed macrophytes. *Journal of Freshwater Ecology* 16 (4): 509-515.
- Stelzer, D., 2003: Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung – Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. - Dissertation an der TU München, 141 pp.  
<http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/stelzer.pdf>
- StMLU – Bavarian State Ministry for Regional Development and Environmental Affairs (ed). (2003): *Bavaria, land of water – sustainable water management in Bavaria*. München, 94 pp.
- Strand, J. A. & Weisner, S. E. B. (1996): Wave exposure related growth of epiphyton: implications for the distribution of submerged macrophytes in eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 325: 113-119.
- Sütfield, R., Petereit, F. & Nahrstedt, A. (1996): Resorcinol in exudates of *Nuphar lutea*. *Journal of Chemical Ecology* 22 (12): 2221-2231.
- Suren, A. M., Smart, G. M., Smith, R. A. & Brown, S. L. R. (2000): Drag coefficients of stream bryophytes: experimental determinations and ecological significance. *Freshwater Biology* 45: 309-317.
- Ten Winkel, E. H. & Meulemans, J. T. (1984): Effects of fish upon submerged vegetation. *Hydrobiological Bulletin* 18 (2): 157-158.
- Thiébaud, G. & Muller, S. (1999): A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia* 410: 17-24.
- Thiébaud, G., Vanderpoorten, A., Guerold, F., Boudot, J.-P. & Muller, S. (1998): Bryological patterns and streamwater acidification in the Vosges Mountains (N. E. France): an analysis tool for the survey of acidification processes. *Chemosphere* 36 (6): 1275-1289.
- Thornton, C. I., Abt, S. R. & Clary, W. P. (1997): Vegetation Influence on small stream siltation. *Journal of the American Water Resources Association* 33 (6): 1279-1288.
- Timms, R. M. & Moss, B. (1984): Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography* 29 (3): 472-486.
- Tremp, H. & Kohler, A. (1995): The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta botanica Gallica* 142: 541-550.
- Vadstrup, M. & Madsen, T. V. (1995): Growth limitation of submerged aquatic macrophytes by inorganic carbon. *Freshwater Biology* 34: 411-419.
- Vaithyanathan, P. & Richardson, C. J. (1999): Macrophyte Species Changes in the Everglades: Examination along a Eutrophication Gradient. *Journal of Environmental Quality* 28 (4): 1347-1358.

- Van, T. K., Wheeler, G. S. & Center, T. D. (1999): Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany* 62: 225-233.
- Van den Berg, M. S., Coops, H., Meijer, M.-L., Scheffer, M. & Simons, J. (1998): Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands: 339-352. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.): *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ecological Studies 131. Springer, 423 pp.
- Van den Berg, M., Scheffer, M., Van Nes, E. & Coops, H. (1999): Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408/409: 335-342.
- Van den Berg, M. S., Coops, H., Simons, J. & Pilon, J. (2002): A comparative study of the use of inorganic carbon resources by *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus*. *Aquatic Botany* 72: 219-233.
- Van Wijck, C., de Groot, C.-J. & Grillas, P. (1992): The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L.: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany* 44: 31-49.
- Veit, U. & Moser, H. (2003): Ecotoxicological test assays with macrophytes. *Fresenius Environmental Bulletin* 12 (6): 545-549.
- Vermaat, J. E., Santamaria, L. & Roos, P. J. (2000): Water flow across and sediment trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form. *Archiv für Hydrobiologie* 148 (4): 549-562.
- Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K. (2000): Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany* 67 (2): 85-107.
- Vincent, W. F. & Downes, M. T. (1980): Variation in nutrient removal from a stream by watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). *Aquatic Botany* 9: 221-235.
- Vitt, D. H. & Glime, J. M. (1984): The structural adaptations of aquatic Musci. *Lindbergia* 10: 95-110.
- Wehr, J. D., Empain, A., Mouvet, C., Say, P. J. & Whitton, B. (1983): Methods for processing aquatic mosses used as monitors of heavy metals. *Water Research* 17 (9): 985-992.
- Wertz, I. & Weisner, S. E. B. (1997): *Potamogeton pectinatus* and *Myriophyllum spicatum* Response to Sediments from a Calcareous, Shallow, Eutrophic Lake. *Journal of Freshwater Ecology* 12 (1): 1-10.
- Wetzel, R.G. (2001): *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, New York, 1006 pp.
- Wetzel, R. G., Brammer, E. S. & Forsberg, C. (1984): Photosynthesis of submersed macrophytes in acidified lakes. I. Carbon fluxes and recycling of CO<sub>2</sub> in *Juncus bulbosus* L. *Aquatic Botany* 19: 329-342.
- Wetzel, R. G., Brammer, E. S., Lindström, K. & Forsberg, C. (1985): Photosynthesis of submersed macrophytes in acidified lakes. II. Carbon limitation and utilization of benthic CO<sub>2</sub> sources. *Aquatic Botany* 22: 107-120.
- Whitton, B. A. (1975): *River Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 725 pp.
- Wigand, C. & Stevenson, J. C. (1997): Facilitation of phosphate assimilation by aquatic mycorrhizae of *Vallisneria americana* Michx. *Hydrobiologia* 342/343: 35-41.
- Wigand, C., Finn, M., Findlay, S. & Fischer, D. (2001): Submersed Macrophyte Effects on Nutrient Exchanges in Riverine Sediments. *Estuaries* 24 (3): 398-406.
- Wilcock, R. J., Champion, P. D., Nagels, J. W. & Croker, G. F. (1999): The influence of aquatic macrophytes on the hydraulic and physico-chemical properties of a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia* 416: 203-214.

- Wilcock, R. J., Scarsbrook, M. R., Costley, K. J. & Nagels, J. W. (2002): Controlled release experiments to determine the effects of shade and plants on nutrient retention in a lowland stream. *Hydrobiologia* 485 (1-3): 153-162.
- Wium-Andersen, S. (1982): Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). *Oikos* 39: 187-180.
- Wium-Andersen, S. (1987): Allelopathy among aquatic plants. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft* 27: 167-172.
- Wolek, J. (1984): Intraspecific variation and the competitive abilities of *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleiden. *Ekologia Polska* 32 (4): 637-649.
- Wright, J. F., Furse, M. T. & Moss, B. (1998): River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 617-631.