

Wasserpflanzen als Bioindikatoren des Belastungs- und Trophiezustandes bayerischer Seen

Arnulf MELZER*

Summary

Aquatic macrophytes can serve as useful indicators by disclosing aquatic pollution in the littoral zones of lakes. Mapping by scuba diving, more than 100 lakes were studied by the author and his team of co-workers

in Bavaria with regard to the overgrowth with aquatic macrophytes.

By this means, the shoreline is partitioned into mapping zones of variable length and the frequency of the submerged macrophytes is being estimated in four distinct depths on a scale of five.

Tabelle 1

Einteilung der indikativen Makrophytentaxa in neun Indikatorgruppen.

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

* Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Regionale Indikatorarten“ vom 26.-27. Januar 2000 in Freising (Leitung: Evelin Köstler, ANL)

As a result, 9 indicator groups were distinguished containing 45 different indicating species.

On the basis of this indicator group value and the quantity level of each species a "Macrophyte Index" can be calculated for every single mapping section.

This index ranges from 1 (not polluted) to 5 (heavily polluted) with 7 index classes standing for the different degrees of pollution conditions/ trophic levels.

These 7 index classes can be represented by colour code so that the pollution patterns of lakes can be easily visualized in maps.

Using the "Macrophyte Index" it has been possible to reveal many unknown sources of pollution in lakes.

The situation of the Osterseen as well as that of Chiemsee before and after its waste water rehabilitation measures are discussed in detail.

1. Einleitung

Die in der Uferzone eines Sees untergetaucht wachsenden Wasserpflanzen besitzen zwei Eigenschaften, die sie als Indikatorpflanzen in besonderer Weise geeignet machen. Einerseits reagieren sie im Vergleich zu Bakterien

oder den mikroskopisch kleinen Algen auf Veränderungen der Nährstoffsituation relativ langsam, d.h. im Zeitraum mehrerer Jahre. Daher können Wasserpflanzen, die man in der Fachsprache auch als Makrophyten bezeichnet, Veränderungen der auf sie einwirkenden Umweltbedingungen über einen längeren Zeitraum integrieren und anzeigen. Sie sind demnach Langzeit-Indikatoren. Andererseits kann man durch Makrophyten auch eine hohe räumliche Auflösung der Nährstoff- oder Schadstoffbelastung entlang der Uferlinie erreichen. Diese Belastungen können im Uferbereich von Seen großen Schwankungen unterworfen sein (DAVE 1992; DRAKE & HEANEY 1987), wobei sowohl punktförmige als auch diffuse Einträge wirksam werden. Gerade letztere sind oft schwer zu lokalisieren und zu quantifizieren und werden deshalb in der limnologischen Routineuntersuchung häufig vernachlässigt. Bedeutsam sind Nährstoffbelastungen von Seen vor allem im Übergangsbereich Wasser/Land. Deshalb setzen Restaurierungsmaßnahmen von Seen zumeist auch im Uferbereich ein. Diese können nur dann Erfolg haben, wenn verlässliche Daten über die räumliche Verteilung der Nährstoffbelastung vorliegen. Hier liefern makrophytische Wasserpflanzen hervorragende Dienste. Sie haben bei vielen Restaurierungsmaßnahmen dazu beigetragen, unbekannt oder nicht beachtete Belastungsquellen zu lokalisieren und damit zu beseitigen. Eines von vielen Beispielen, bei denen Makrophyten Informationen für Maßnahmen der Seensanierung lieferten, stellt der Starnberger See dar (vgl. HENSCHER & MELZER 1992). Makrophyten können die auf sie einwirkenden Umweltbedingungen durch ihr Vorhandensein oder Fehlen und durch ihre Häufigkeit anzeigen. Das ist eine wichtige Voraussetzung, sie als Zeigerpflanzen zu

nutzen. Auf diesen Sachverhalt war man in frühen Arbeiten an skandinavischen Seen aufmerksam geworden (SUOMINEN 1968, UOTILA 1971). Auch in Mitteleuropa hat man Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrophytenflora von Seen in Folge einer Gewässereutrophierung mehrfach beobachtet (LANG 1968, LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975, MELZER 1981). Dabei waren Gesetzmäßigkeiten in der Artenverschiebung bei zunehmender Gewässerbelastung zu beobachten. Diese Tatsache erlaubte es, eine Methode zu erarbeiten, mit der es umgekehrt möglich ist, die Nährstoffbelastung über die Makrophytenvegetation zu quantifizieren (MELZER 1988).

2. Methoden

Für die Kartierung der submersen Makrophytenvegetation von Seen hat sich die Methode der Tauchkartierung vielfach bewährt. Auf diese Weise wurde allein in Bayern die gesamte Uferlinie von ca. 100 Seen untersucht, die fast ausnahmslos im Bereich des nördlichen Alpenvorlandes und der nördlichen Kalkalpen liegen. Die Seen verdanken ihre Entstehung der letzten Vereisung und weisen damit alle das gleiche Alter und die gleiche Entstehung auf.

Bei der Kartierung wird die Makrophytenvegetation in vier verschiedenen Tiefenzonen getrennt voneinander aufgenommen und zwar zwischen 0 – 1m, zwischen 1 – 2 m, zwischen 2 – 4 m und unterhalb von 4m bis zur unteren Grenze der Vegetation. Innerhalb dieser Tiefenzonen registriert ein Taucher die Zusammensetzung und Häufigkeit der vorkommenden Makrophyten. Somit kann das Verbreitungsbild und die Tiefenpräferenz der Arten sehr genau erfasst werden. Entlang der Uferlinie ändert sich die Makrophytenvegetation, u.a. in Abhängigkeit der Nährstoffbelastung. Um diese Information nutzen zu können, wird die Uferlinie in Kartierungsabschnitte unterteilt. Die Länge der Kartierungsabschnitte kann in Abhängigkeit der Uniformität des Bewuchses stark schwanken. Einzelne Abschnitte können bis zu 2 km Länge aufweisen, an kleinen, punktförmigen Belastungsquellen dagegen oft nur 20 bis 30 m. Innerhalb eines Kartierungsabschnittes und innerhalb der vier Tiefenzonen wird das Vorkommen aller Höheren Pflanzen, Wassermoose und Armeleuchteralgen festgehalten und die Häufigkeit nach einer fünfstufigen Skala geschätzt. Diese von TUXEN und PREISING (1942) erstmals beschriebene Methode hat sich im aquatischen Bereich vielfach bewährt. Dabei sind den fünf Schätzzahlen folgende Pflanzenmengen äquivalent: 1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig, massenhaft. Zwischen den Schätzstufen besteht kein linearer Zusammenhang. Dies ist für die Berechnung des Makrophytenindex (siehe unten) bedeutsam. Den tatsächlichen Mengenverhältnissen im See kommt die Funktion $Y = x^3$ am nächsten. Die dadurch erhaltenen sog. Quantitätsstufen (Q) nehmen deshalb die Werte 1, 8, 27, 64 und 125 ein.

Neben der Quantitätsstufe spielt für die Ermittlung des Makrophytenindex der Indikatorgruppenwert einer Art eine entscheidende Bedeutung. In Tabelle 1 werden die 45 indikativen Makrophytentaxa in

ihrer Verteilung auf die insgesamt neun Indikatorgruppen wiedergegeben. In Anlehnung an den Saprobienindex von Pantle & Buck (1955) wird der Makrophytenindex nach Gleichung 1 berechnet. Dabei bedeuten: MI = Makrophytenindex; I_i = Indikatorgruppenwert des i -ten Taxons; Q_i = Quantitätsstufe des i -ten Taxons; n = Gesamtzahl der Taxa.

Gleichung (1)

Formel zur Berechnung des Makrophytenindex

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

MI = Makrophytenindex

I_i = Indikatorwert des i -ten indikativen Taxons

Q_i = Quantitätsstufe des i -ten indikativen Taxons

n = Gesamtzahl der Taxa

Mit Hilfe von Gleichung 1 kann der Makrophytenindex für jeden Abschnitt eines Sees errechnet werden. Die in den vier Tiefenstufen eines Abschnitts gefundenen Arten werden separat in die Berechnung einbezogen. D.h., wenn eine Art in allen vier Tiefenzonen vorkommt, dann wird sie viermal in die Formel mit der jeweils ermittelten Quantitätsstufe eingesetzt.

Der Makrophytenindex liefert nur dann sichere Werte, wenn in einem Abschnitt ausreichend viele indikative Arten vorkommen. Nach MELZER (1988) trifft das zu, wenn in einem Abschnitt min-

rechnet werden. Er schwankt zwischen 1 und 5. Diese beiden Extremwerte werden nur dann erreicht, wenn ausschließlich Arten der Indikatorgruppe 1 bzw. 5 vorkommen. Diese Fälle sind sehr selten. Fast immer kommt ein Gemisch von Arten aus mehr als einer Indikatorgruppe vor. Der erwähnte Indexbereich wurde von MELZER (1988) ursprünglich in sechs Indexklassen unterteilt. Mit dieser Einteilung erfolgte für viele Seen eine Charakterisierung der Nährstoffbelastung in ihrem Uferbereich (z.B. MELZER & HUNERFELD 1990). Bei einem späteren Forschungsvorhaben erfolgte eine Revision der Indexklasseneinteilung (SEELE et al. 1999). Die Anzahl der Klassen wurde auf 7 erhöht und Abstand von der linearen Einteilung der Indexklassen genommen (vgl. zu näheren Details: SEELE, 2000). Die sieben Indexklassen zeigen verschiedene Belastungsgrade bzw. Trophiestufen an, die durch unterschiedliche Farben verdeutlicht werden (vgl. Tabelle 2 und Karten 1 bis 3). In der letzten Spalte von Tabelle 2 werden auch noch Gesamt-P-Gehalte aufgeführt. Sie beziehen sich auf den Durchschnitt des Makrophytenindex aller Abschnitte. Auf die Bedeutung dieser Größe wird in der Diskussion näher eingegangen.

3. Ergebnisse

Im folgenden werden zwei Beispiele herausgegriffen, um die Bedeutung des Makrophytenindex als wichtige biologische Methode zur Bewertung des Belastungszustandes von Seen zu demonstrieren. Absichtlich werden dabei Kleinseen (Osterseengruppe) und der größte bayerische See, der Chiemsee, gegenübergestellt. Bei den Osterseen kann mit dem Makrophytenindex deutlich gezeigt werden, dass innerhalb der durchströmten Seenkette der bestehende Gradient der Nährstoffbelastung durch

Tabelle 2

Klasseneinteilung des Makrophytenindex, des Belastungsgrades, des Trophiezustandes, der korrespondierenden Farbe sowie des Gesamt-P-Gehaltes (=TP).

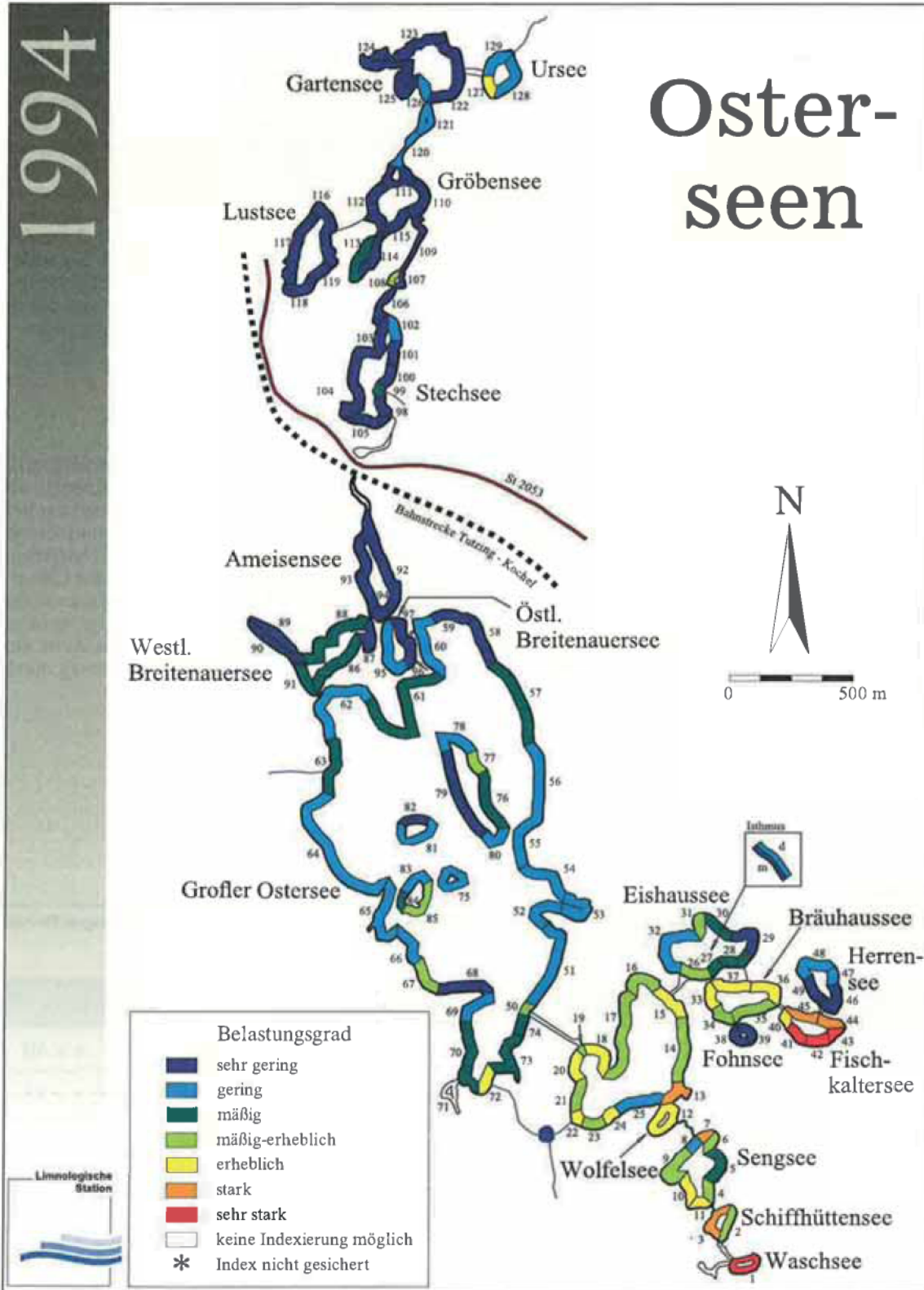
Makrophytenindex	Belastungsgrad	Trophie	Farbe	TP [$\mu\text{g/l}$]
$1,00 \leq x < 2,40$	sehr gering	oligotroph	dunkelblau	$x < 10$
$2,40 \leq x < 2,70$	gering	oligo-mesotroph	hellblau	$10 \leq x < 15$
$2,70 \leq x < 2,95$	mäßig	mesotroph 1	dunkelgrün	$15 \leq x < 20$
$2,95 \leq x < 3,30$	mäßig-erheblich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

des Ringkanals statt, die zweite 7 Jahre nach dessen Inbetriebnahme. Der Erfolg der Sanierungsmaßnahme ist offensichtlich.

3.1 Osterseen

An den 20 Einzelgewässern der Osterseengruppe war MELZER (1976) der Zusammenhang zwischen Nährstoffbelastung und Makrophytenver-

breitung aufgefallen. Diese Untersuchungen stellten die Grundlage für den später entwickelten Makrophytenindex dar. An den Osterseen ergab sich ein ins Auge fallendes gerichtetes Verbreitungsbild der submersen Makrophyten. Die 20 Seen des Osterseengebietes sind miteinander durch natürliche Kanäle verbunden und werden immer in der gleich Richtung von Süd nach Nord durchströmt. Entlang der Seenkette hat sich auf Grund anthropo-



Karte 1
Makrophytenindices für die Osterseen (1994)

gen bedingter Belastungen ein auffälliger Nährstoffgradient eingestellt. Der südlichste See bei Iffeldorf, der Waschsee, weist im Jahresdurchschnitt 80 µg/l an Gesamt-P auf, der zweite See 65 µg/l P, der dritte 40 µg/l P. Bis zu den nördlichen Seen, die schließlich in den Starnberger See entwässern, sinkt der Gesamt-P-Gehalt auf ca. 15 µg/l. Bei einem nordwestlich gelegenen Anhangsee, dem Lustsee, liegt der Gesamt-P-Gehalt sogar unter 10 µg/l. Das resultiert in überdurchschnittlich großen Sichttiefen, die im Jahresdurchschnitt etwa 10 m betragen.

Im Lustsee und den anderen nördlichen Seen ist dementsprechend eine Makrophytenflora anzutreffen, die sich fast ausschließlich aus Vertretern der Indikatorgruppe 1.0, 1.5 und 2.0 zusammensetzt. Besonders häufig treten dabei Armleuchteralgenarten auf, nämlich *Chara hispida*, *Chara aspera*, *Chara intermedia* und *Chara tomentosa*. Unter den Höheren Pflanzen sind es vor allem die an nährstoffarme Standorte gebundenen Wasserschlaucharten *Utricularia stygia* und *Utricularia minor* sowie *Potamogeton coloratus* (Gefärbtes Laichkraut), welche zusammen mit den Characeen die submersen Vegetation prägen. In den südlichen Seen und dem südöstlich gelegenen Fischkaltersee dagegen herrschen Arten der Indikatorgruppen 4.0 bis 5.0 vor (*Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Ceratophyllum demersum* und *Lemna minor*). In der mittleren Seengruppe finden sich Übergänge zwischen den beiden erwähnten Extremen. Die Makrophytenvegetation der Osterseen wurde in den Jahren 1974, 1981 und 1994 kartiert. Bei der letzten Kartierung machte sich der positive Effekt der im Jahr 1983 errichteten Dorfkanalisation bemerkbar. Seit dieser Zeit wird das Abwasser der Ortschaften Iffeldorf und Staltach zum Klärwerk Penzberg gepumpt, wo die gereinigten Abwässer in die Loisach eingeleitet werden.

Die Nährstoffbelastung der Seen wird durch den Makrophytenindex sehr genau widerspiegelt (vgl. Karte 1). Man erkennt die kritischen Zustände der südlichen Seen und eine allmähliche Verbesserung der Situation entlang der durchströmten Seenkette. Besonders günstig sind die Zustände am erwähnten Lustsee, dem durch zahlreiche unterseeische Quellen nährstoffarmes Quellwasser zufließt. Dieser See hat eine Entsprechung im Südosten der Seenkette, wo der Herrensee ähnlich günstige Bedingungen aufweist.

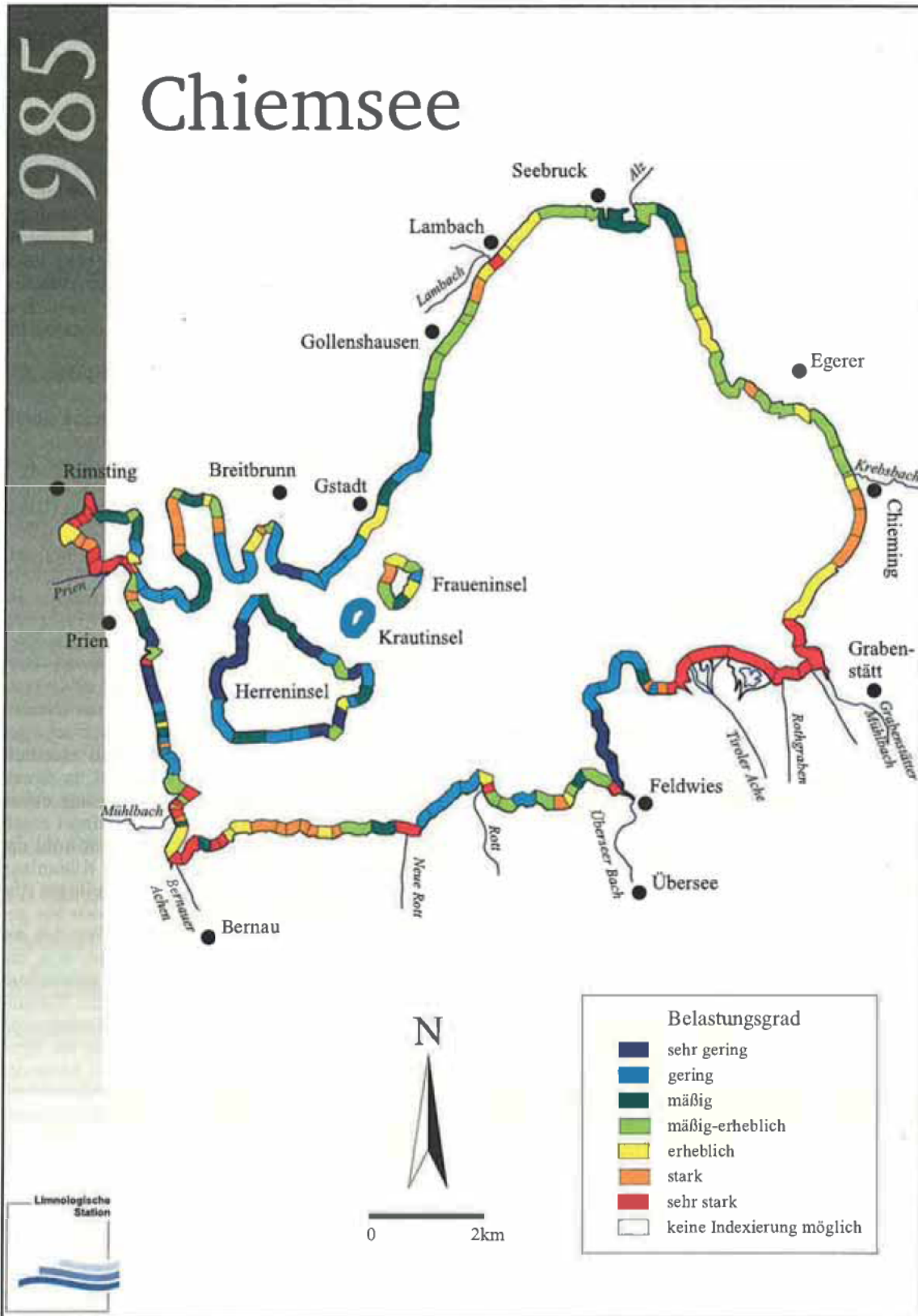
Der Makrophytenindex der südlichen Seen bei Iffeldorf sowie der des Fischkaltersees im Südosten hat sich durch die erwähnte Kanalisation gebessert. Das beweist ein Vergleich der Werte des Makrophytenindex mit den Jahren 1974 und 1981. (Da die Kartierung mit der gleichen Methode erhoben wurde wie 1994, konnte der Makrophytenindex nachträglich errechnet werden, auch wenn die Methode erst später entwickelt wurde.) Obwohl Verbesserungen des Gewässerzustandes eingetreten sind, muss weiterhin alles unternommen werden, um die erwähnten Seen von Belastungen freizuhalten. Wie sich im Fall des Fischkaltersees gezeigt hat, führte z.B. die Einleitung von Drainagewasser eines benachbarten Sportplatzes zu deutlichen und schlagartig eintretenden Erhöhungen des Gesamt-

P-Gehaltes dieses Sees (Mitt. WWA Weilheim). Die Schutzwürdigkeit der Osterseen steht wegen ihrer limnologischen Exklusivität außer Frage.

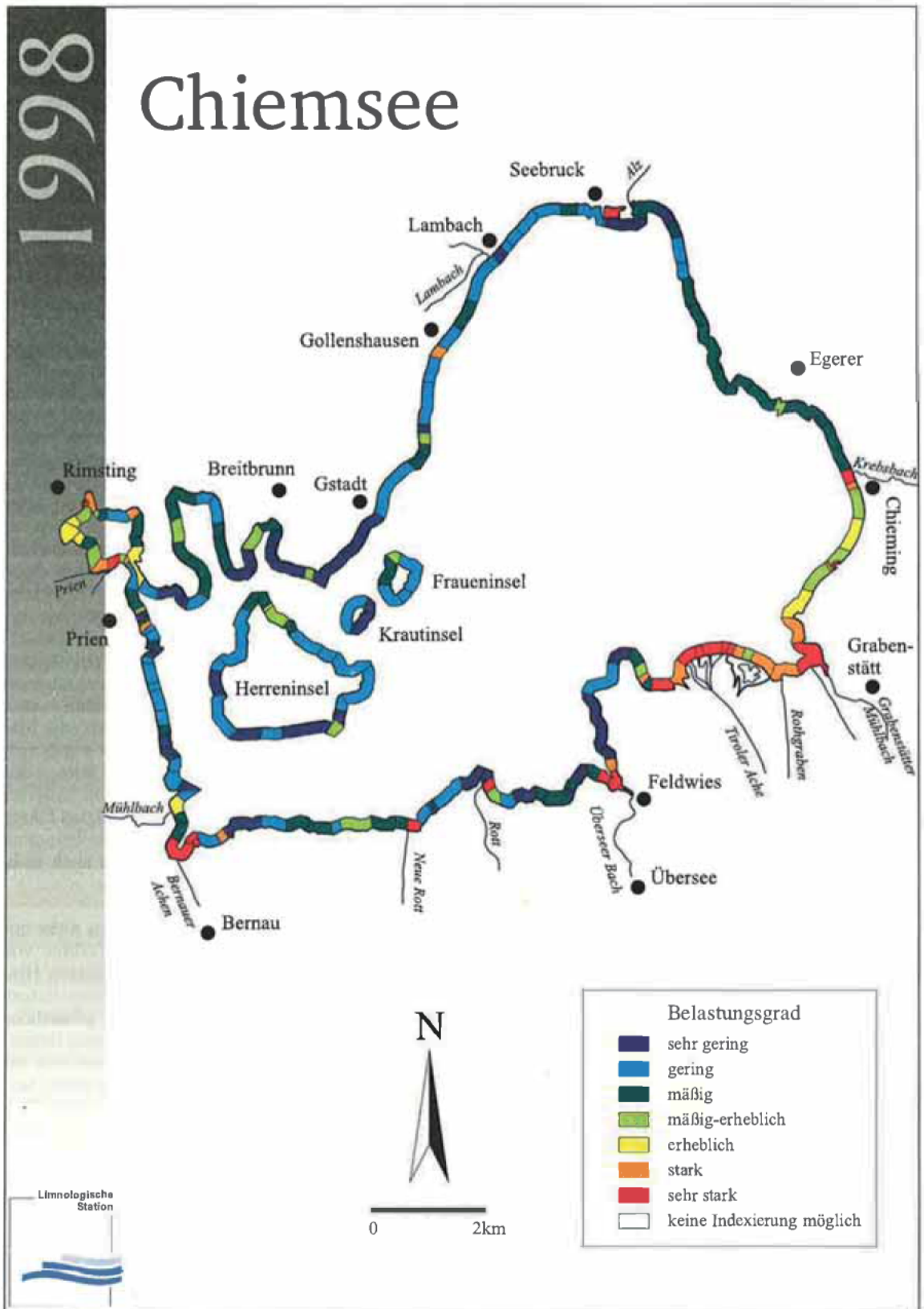
3.2 Chiemsee

Mit einer Fläche von 7990 ha und einem Umfang von 63.9 km ist der Chiemsee der größte bayerische See. Nicht nur wegen seiner Größe war und ist der Chiemsee das Objekt zahlreicher limnologischer Untersuchungen, sondern auch das Problem einer zunehmenden Gewässereutrophierung löste diese aus. Langwierige Verhandlungen führten schließlich zur Entscheidung, auch an diesem See eine Ringkanalisation zu bauen. Man begann mit den Arbeiten im Jahr 1986 und konnte das z.T. seeverlegte Kanalsystem im Jahr 1991 einweihen. Am Chiemsee führten MELZER et al. (1986) erstmalig eine Kartierung der submersen Vegetation durch und an diesem See erfolgte auch die erstmalige Anwendung des Makrophytenindex. Seit dieser Zeit wird die Methode laufend verbessert. Wie das Ergebnis der Kartierung des Jahres 1985 zeigt (Karte 2), wies der Chiemsee in weiten Teilen seiner Uferzone eine sehr starke bzw. starke Belastung auf. Entlang des gesamten Ostufers war kein Abschnitt nur mäßig belastet. Die Tiroler Ache brachte als Hauptzufluss zu dieser Zeit noch eine P-Fracht von 90 t jährlich in den Chiemsee. Auch im Zuflussbereich fast aller übrigen Zuflüsse war eine sehr starke Nährstoffbelastung über den Makrophytenbewuchs nachzuweisen. Entlang der Ufer der Herreninsel konnte dagegen ein durchschnittlich sehr geringer bis geringer Belastungszustand ermittelt werden. Lediglich in drei Abschnitten, in denen Drainagegräben münden, lag die Belastung etwas höher. An der dicht besiedelten Fraueninsel ergab sich eine stärkere Belastung der Ufer, obwohl die Insel schon damals über eine separate Kläranlage mit Phosphatfällung verfügte. Das gereinigte Abwasser wurde damals über ein Rohr in den See geleitet, das in ca. 20 m Tiefe mündete. Wie bei der Kartierung festgestellt werden konnte, war die Rohrleitung jedoch in ca. 2 m Tiefe gebrochen. Dieses unbekannt Leck konnte durch das Vorhandensein von Makrophyten aus der Indikatorgruppe 4 und 5 entdeckt werden, die kreisförmig um diese Stelle wuchsen. Außerhalb davon kamen Arten der Gruppe 3 und 2 vor. Der betroffene Abschnitt am Nordwestufer der Insel ist durch die Farbe Orange zu erkennen.

Am Chiemsee lieferte der Makrophytenindex erstmals einen Eindruck von der stark divergierenden Belastungssituation entlang der Uferlinie eines Sees. Für den sich der Kartierung zeitlich anschließenden Ringkanalbau konnten wertvolle Hinweise geliefert werden. Es war möglich, zahlreiche bis dahin unbekannt Rohrleitungen auszumachen, die an den Kanal angeschlossen wurden. Zudem wurde deutlich, dass jeder natürliche Zufluss für den See eine Belastungsquelle darstellt. Im Rahmen des Gewässerpflegeplanes Chiemsee wird deshalb auch der Entlastung der Zuflüsse besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Im Fall der Tiroler Ache hat man schon frühzeitig einer Abwassersanierung im Einzugsgebiet des Flusses, bis hinein nach Österreich, Vorrang eingeräumt. Bei kleineren Zuflüssen spielt eine Extensivierung der Landwirt-



Karte 2
Makrophytenindices für den Chiemsee (1985)



Karte 3
 Makrophytenindices für den Chiemsee (1998)

schaft als Entlastungsmaßnahme eine wichtigere Rolle.

Die im Jahr 1998 durchgeführte Kartierung zeigt ein verändertes Bild (Karte 3). Was die Zusammensetzung der submersen Vegetation angeht, so konnte vor allem eine Zunahme verschiedener Armeleuchteralgenarten festgestellt werden. Entsprechend des Rückgangs der P-Fracht (SCHAUMBURG 1996), der vornehmlich auf den Bau des Ringkanals und die Entlastung der Tiroler Ache zurückzuführen ist, verbesserte sich die Belastungssituation im Uferbereich des Sees deutlich. Am Ostufer verbesserte sich der Makrophytenindex durchschnittlich um ein bis zwei Stufen und es ergibt sich heute in weiten Teilen nur noch eine mäßige Belastung. Auch zwischen Seebuck und Gstadt am Nordwestufer sowie zwischen Bernau und Übersee am Südufer des Sees trat eine Entlastung ein. Bei den drei Inseln hat sich die Situation für die Fraueninsel verbessert, die abwassertechnisch an den Ringkanal angeschlossen wurde.

Nach wie vor liegt die Nährstoffkonzentration der Zuflüsse über der des Sees, denn in deren Mündungsbereich wird durch die Makrophyten fast durchweg eine sehr starke Belastung angezeigt. Hier müssen künftige Sanierungskonzepte ansetzen.

4. Diskussion

Der für oberbayerische Seen entwickelte Makrophytenindex wurde an Seen Österreichs und Südtirols von Melzer und seiner Mitarbeitergruppe ebenfalls erfolgreich angewandt. Eine Übertragung auf Seen außerhalb der Alpen und des Alpenvorlandes kann nur dann erfolgen, wenn sicher ist, dass die Indikatorarten an Seen anderer Naturräume gleichartig auf Gewässerbelastungen reagieren. Bei der Untersuchung von Seen Mecklenburgs konnten Melzer und seine Mitarbeiter (unveröffentl. Bericht) feststellen, dass einige Arten in ihrem Zeigerwert offensichtlich deutlich abweichen. Im Stechlin See wurde z.B. *Ceratophyllum demersum* (Indikatorgruppe 5.0) zusammen mit Chara-Arten entdeckt, was an bayerischen Seen nie zu beobachten war. Auch für *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* und verschiedene Chara-Arten scheinen nach ersten Beobachtungen andere Zeigerwerte in nord- und ostdeutschen Seen gegeben zu sein. Bisher ist noch unklar, ob diese abweichenden Zeigerwerte auf klimatische Unterschiede, auf Abweichungen der chemisch-physikalischen Verhältnisse oder auf biotischen Interaktionen beruhen. Denkbar ist auch, dass sich auf Grund der großen räumlichen Distanz unterschiedliche Genotypen etabliert haben, die dann auch ein unterschiedliches ökologisches Verhalten aufweisen können. Man konnte bei Wasser- und Sumpfpflanzen, die sich hauptsächlich vegetativ fortpflanzen, sogar kleinräumig große genetische Unterschiede feststellen. Das traf z.B. für *Vallisneria americana* im Detroit River (LOKKER et al. 1994) und das Schilfrohr an einem mecklenburgischen See zu (NEUHAUS et al. 1993). Als Konsequenz der erwähnten Beobachtung bleibt festzuhalten, dass ein überregionaler Einsatz der hier vorgestellten Methode des Makrophytenindex erst nach Überprüfung der

Zeigerwerte der indikativen Arten möglich ist.

Wie eingangs erwähnt wurde, reagieren makrophytische Wasserpflanzen auf Veränderungen der Nährstoffsituation erst allmählich, d.h. im Zeitraum von Jahren. Verändern sich die Nährstoffgehalte sehr rasch, in dem sie durch plötzliche Belastungen stark zu- bzw. durch Entlastungen stark abnehmen, so kann der Makrophytenindex verzerrte Ergebnisse liefern. Erst ein längerer Gleichgewichtszustand wird ein durch den Makrophytenindex indiziertes Belastungsbild liefern, das der Realität entspricht. In vielen Fällen wäre es daher günstig, Zeigerorganismen zur Hand zu haben, die rascher auf veränderte Umweltbedingungen reagieren. Hier

haben sich in jüngster Zeit Aufwuchs-Kieselalgen als besonders zuverlässige Zeigerarten erwiesen (Diatomeenindex von HOFMANN 1994). In einem vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft an die Limnologische Station der TUM vergebenen Projekt wurde die Übereinstimmung bzw. wechselseitige Ergänzung von Makrophyten- und Diatomeenindex überprüft (SEELE et al. 1999). Der Vorteil einer kombinierten Anwendung beider Methoden war offensichtlich. Es gibt Seen, an denen beide Indices zum gleichen Ergebnis kommen. Hier herrscht demnach seit längerer Zeit ein stabiles Gleichgewicht. Ein Beispiel ist der zu den Osterseen gehörende und weiter oben erwähnte Lustsee. Beim Froschhausersee zeigten die Makrophyten einen besseren Zustand als die Diatomeen an. D. h. der Belastungszustand dieses Sees hat sich kürzlich zum Nachteil verändert. Die Diatomeen haben schon reagiert, die Makrophyten noch nicht. Beim Öschlesee ergab sich ein umgekehrtes Bild. Die Makrophyten wiesen den See als stark belastet aus, die Diatomeen lediglich als mäßig belastet. Hier hat also in den letzten Jahren eine deutliche Verbesserung der Nährstoffsituation stattgefunden, auf die die Makrophyten noch nicht reagiert haben.

Makrophytische Wasserpflanzen können nicht nur die Belastungssituation entlang der Uferlinie von Seen aufzeigen, sondern auch einen direkten Hinweis auf den Gesamt-P-Gehalt eines Sees liefern (MELZER 1988). Da der Phosphor die pflanzliche Produktion in Seen limitiert, kommt ihm als Bewertungsparameter für den Zustand eines Sees eine besondere Rolle zu. Der Gesamt-P-Gehalt eines Sees wird üblicherweise durch die Entnahme einer Wasserprobe in Seemitte ermittelt. Mit dieser Entnahme in Seemitte will man bewusst die sich möglicherweise verfälschend auswirkenden Einflüsse ufernaher Bereiche ausschließen. Man geht davon aus, dass in Seemitte eine gemischte Wasserprobe vorliegt, die einen Durchschnittswert für die Phosphorkonzentration des Seewassers liefert. Umgekehrt sollte ein Durchschnitt der Makrophytenindices aller Kartierungsabschnitte eine Korrelation mit dem Gesamt-P-Gehalt des Wassers in Seemitte ergeben. Diese Annahme hat sich bestätigt. Es ergab sich eine signifikante Korrelation zwischen durchschnittlichem Makrophytenindex und Gesamt-P-Gehalt des Wassers. Wenn man den durchschnittlichen Makrophytenindex aller Kartierungsabschnitte eines Sees unter Berücksichtigung der Länge jedes Abschnitts an der Gesamtlänge der Uferlinie errechnet, kann man durch die nachfolgende Formel den Gesamt-P-Gehalt eines Sees vorhersagen. Dabei ist y der Gesamt-

P-Gehalt in $\mu\text{g/l}$ und x der durchschnittliche Makrophytenindex.

$$\text{Gleichung (2)} \quad y = 11,82 x^2 - 44,66 x + 49,30$$

In Tabelle 2 werden die Gesamt-P-Gehalte angegeben, die für bestimmte Indexklassen durch den gemittelten Makrophytenindex angezeigt werden. Wie erwähnt, gilt dieser Zusammenhang für den durchschnittlichen Makrophytenindex und den in Seemitte zu erwartenden Gesamt-P-Gehalt. Ob der in einem einzelnen Abschnitt eines Sees ermittelte Makrophytenindex auch den dort vorherrschenden Gesamt-P-Gehalt anzeigt, konnte noch nicht geklärt werden. Für diese Eichung müssten erst zahlreiche Messungen des Gesamt-P-Gehaltes in vielen Abschnitten durchgeführt werden. Ein Zusammenhang ist durchaus zu erwarten.

5. Zusammenfassung

Makrophytische Wasserpflanzen können als wertvolle Indikatoren für die Aufdeckung von Gewässerbelastungen in der Uferzone von Seen dienen. In den vergangenen drei Jahrzehnten wurde vom Verfasser und seiner Mitarbeitergruppe in Bayern mehr als 100 Seen hinsichtlich des Bewuchses mit makrophytischen Wasserpflanzen durch Tauchkartierung untersucht. Dabei wird die Häufigkeit der untergetaucht lebenden Makrophyten nach einer fünfstufigen Skala in vier verschiedenen Tiefenstufen geschätzt und die Uferlinie dabei in längenvariable Kartierungsabschnitte eingeteilt. Es konnten neun Indikatorgruppen unterschieden werden, denen 45 verschiedene Indikatorarten zugeteilt wurden. Auf der Basis des Indikatorgruppenwertes und der Quantitätsstufe einer Art kann für jeden Kartierungsabschnitt ein Makrophytenindex errechnet werden. Dieser schwankt von 1 (unbelastet) bis 5 (sehr stark belastet). Es wurden 7 Indexklassen eingeführt, die unterschiedliche Belastungszustände bzw. Trophiezustände anzeigen. Die sieben Indexklassen können farblich dargestellt werden, so dass eine sehr rasche optische Erfassung des Belastungsbildes von Seen in Form von Karten möglich ist. Im Uferbereich vieler Seen konnten mit Hilfe des Makrophytenindex unbekannt Belastungsquellen aufgedeckt werden. Die Situation der Osterseen sowie des Chiemsees vor und nach seiner Abwassersanierung werden eingehend beleuchtet.

6. Literaturverzeichnis

- DAVE, G. (1992):
Sediment toxicity and heavy metals in eleven lime reference lakes of Sweden. – *Wat. Air Soil Pollut.* 63 : 187-200
- DRAKE, J.C. & S.I. HEANEY (1987):
Occurrence of phosphorus and its potential remobilization in the littoral sediments of a productive English lake. – *Freshwat. Biol.* 17: 513-523
- HENSCHEL, T. & A. MELZER (1992):
Die limnologische Entwicklung des Starnberger Sees im Fortgang der Abwasserfernhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 3/92
- HOFMANN, G. (1994):
Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. – *Bibl. Diatomol.* 30 : 1-241
- LACHAVANNE, J.-B. & R. WATTENHOFER (1975):
Contribution à l'étude des macrophytes du Léman.

Comm. Int. pour la protect. Des eaux du Léman et du Rhône contre la pollution. Geneva :1-147

LANG, G. (1968):
Vegetationsveränderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren. – *Schrift. Ver. Gesch. Bodensees* 86:295-319

LOKKER, C.; D. SUSKO; L. LOVETT-DOUST & J. LOVETT-DOUST (1994):
Population genetic structure of *Vallisneria americana*, a dioecious clonal macrophyte. – *Am. J. Bot.* 81:1004-1012

MELZER, A. (1976):
Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – *Diss. Bot.* 34

MELZER, A. (1981):
Veränderungen der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung. – *Limnologica* 13:449-458

MELZER, A. (1988):
Der Makrophytenindex – eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. – *Habilitationschrift an der Fak. für Chemie, Biol. u. Geowiss. d. TUM*

MELZER, A.; R. HARLACHER; K. HELD; R. SIRCH & E. VOGT (1986):
Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 4/86

MELZER, A. & G. HÜNERFELD (1990):
Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 2/90

NEUHAUS, D.; H. KÜHL; J.-G. KOHL; P. DÖRFEL & T. BÖRNER (1993):
Investigations on the genetic diversity of *Phragmites australis* stands using genomic fingerprinting. – *Aquat. Bot.* 45:357-364

PANTLE, K. & H. BUCK (1955):
Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – *Bes. Mitt. Z. Dt. Gewässerkundl. Jb.* 12:135-143

SCHAUMBURG, J. (1996):
Seen in Bayern. – *Inf. Ber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 1/96

SEELE, J. (2000):
Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihres Einzugsgebietes. *Diss. TU München*

SEELE, J.; A. MELZER & U. RAEDER (1999):
Handlungsanweisungen für die Untersuchung, Bewertung und den Schutz von Kleingewässern. – *Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, unveröffentlicht*

SUOMINEN, J. (1968):
Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW-Finland. – *Ann. Bot. Fenn* 5: 65-81

TÜXEN, R. & E. PREISING (1942):
Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. – *Dtsch. Wasserwirtsch.* 37:10-17 & 57-69

UOTILA, P. (1971):
Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S-Finland. – *Ann. Bot. Fenn.* 8:257-295

Anschrift des Verfassers:

Univ. Prof. Dr. Arnulf Melzer
Limnologische Station der TU München
Hofmark 1-3
D - 82393 Iffeldorf
e-mail: melzer@limno.biologie.tu-muenchen.de

Berichte der ANL 24 (2000)

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)
Seethaler Str. 6

D - 83406 Laufen

Telefon: 086 82/89 63-0

Telefax: 086 82/89 63-17 (Verwaltung)

086 82/89 63-16 (Fachbereiche)

E-Mail: poststelle@anl.bayern.de

Internet: <http://www.anl.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege ist eine dem
Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums
für Landesentwicklung und Umweltfragen
angehörnde Einrichtung.

Schriftleitung und Redaktion:

Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die
jeweiligen Autoren verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen
– auch auszugsweise –
aus den Veröffentlichungen der
Bayerischen Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege sowie deren
Benutzung zur Herstellung anderer
Veröffentlichungen bedürfen der
schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

Erscheinungsweise:

Einmal jährlich

Dieser Bericht erscheint verspätet
im Dezember 2001

Bezugsbedingungen:

Siehe Publikationsliste am Ende des Heftes

Satz, Druck und Bindung:

Lippl Druckservice, 84529 Tittmoning

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

ISSN 0344-6042

ISBN 3-931175-61-8

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [24](#)

Autor(en)/Author(s): Melzer Arnulf

Artikel/Article: [Wasserpflanzen als Bioindikatoren des Belastungs- und 'frophiezustandes bayerischer Seen 87-96](#)