

# Versuch einer Bioindikation durch submerse Makrophyten

- Margrit Vöge (2003) -

## Zusammenfassung

Am Beispiel von 15 Seen mit sehr unterschiedlicher Vegetation in Estland wird die Bioindikation / Abschätzung der Nährstoffbelastung durch submerse Makrophyten versucht. Dazu wurden der Makrophytenindex nach MELZER (1999) (mit hoher Korrelation zum Phosphorgehalt) und die gewichtete Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992) berechnet. Daneben wurde mit den ökologischen Zeigerwerten von PIETSCH (1980) auch die Lage des Kalk/Kohlensäuregleichgewichts bewertet. Da in den Indikatorgruppen (nach MELZER) 8 Arten fehlen, die nicht in Bayern vorkommen, werden diese Arten hier vier Indikatorgruppen zugeordnet. Die Untersuchungsgewässer besetzen alle Indexklassen, von "sehr gering" bis "sehr hoch belastet". Die ermittelten Stickstoffzahlen reichen von 1,0 bis 6,5, entsprechend stickstoffärmsten bis stickstoffreichen Seen. Die Ergebnisse werden mit Literaturangaben aus Estland verglichen. Die oft erhebliche gewässerökologische Amplitude der Arten, die bisweilen problematische Einstufung von Arten sowie weitere Möglichkeiten der Seen-Bewertung werden diskutiert.

### **Abstract: An attempt of bioindication by submersed macrophytes**

A bioindication / evaluation of the nutrient loading by submersed macrophytes is tried on 15 lakes of Estonia differing distinctly in their vegetation. The macrophyte index following MELZER (1999) with special regard to Phosphor loading, and the "quantitative" Nitrogen figure (ELLENBERG et al. 1992) were calculated. In addition, with the ecological indicator values given by PIETSCH (1980) the state of the calcium/carbonic acid-equilibrium was evaluated. As the indicator groups (according to MELZER) do not include species which are not observed in Bavaria, 8 species are assigned here to 4 indicator groups. The study lakes span from "very low" to "very high loading". The Nitrogen figures span from 1,0 to 6,5, relating to lakes from poorest to rich in Nitrogen. The results are compared with data from Estonian literature. The often extended span of lake ecology of the species, the sometimes problematic assessment of species and further possibilities of lake evaluation are discussed.

**Key words:** lakes , water quality, macrophytes, indicator species, bioindication, Nitrogen figure

## 1. Einleitung

Seit Jahrzehnten wird nach Zusammenhängen zwischen Gewässer-Vegetation und hydrochemischen Umweltfaktoren geforscht ( s. LOHAMMAR 1938, OLSEN 1950). In jüngerer Zeit wurde die korrelative Beziehung zwischen Vegetation und Gewässerchemie bearbeitet, besonders von PIETSCH (1972, 1980) und WIEGLEB (1978). ELLENBERG (1979) und ELLENBERG et al. (1992) geben Zeigerwerte auch für Wasserpflanzen an. Da die Makrophyten, anders als das Plankton, Belastungen über einen langen Zeitraum integrieren, erscheinen sie besonders geeignet zu einer Bioindikation: Sind die ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten bekannt, lassen sich aus dem Makrophytenbewuchs der Seen Rückschlüsse auf die chemische Qualität des Wassers ziehen (KOHLER 1978, 1982). Die Erforschung der Vegetation in Seen ist seit dem Einsatz der Preßlufttauchausrüstung stark vorangeschritten, ihre Benutzung ist eine Voraussetzung für die Bioindikation (z. B. MELZER 1976, VÖGE 1982, 1987, TRAPP 1995).

Den Phosphorverbindungen kommt eine Schlüsselrolle für die Prozesse der Eutrophierung zu. In oligotrophen Situationen wird das Wachstum von Wasserpflanzen in erster Linie durch den Mangel an verfügbarem Phosphor limitiert. Mit der von MELZER und seiner Arbeitsgruppe entwickelten Bioindikation durch submerse Makrophyten (MELZER 1994, 1999) kann auf der Grundlage einer Tauchkartierung aus Indikatorgruppenwert und Quantitätsstufe der Arten für den betreffenden Kartierungsabschnitt der Makrophytenindex errechnet werden. Dieser ist eng mit dem Gehalt an Gesamtphosphor korreliert. Das Verfahren hat sich in Bayern sehr bewährt.

Hinsichtlich der Stickstoffverbindungen ist es schwieriger, die Stickstoffkonzentrationen im Gewässer abzuschätzen, da der Stoffumsatz dynamischer und komplizierter abläuft, der beispielsweise auch einen Austausch mit der Atmosphäre beinhaltet (HAMM, A. 2001). Insbesondere als Folge der intensiven Stickstoff-Düngung ist eine Stickstoff-Limitierung des Wasserpflanzen-Wachstums heute in der Regel nicht gegeben. Auf der Grundlage pflanzensoziologischer Aufnahmen läßt sich mit den Stickstoffzahlen (nach ELLENBERG et al. 1992) und der gewichteten Artmächtigkeit ein gewichtetes "quantitatives" arithmetisches Mittel der Stickstoffzahl errechnen.

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Gesamtheit aller im Wasser gelösten Ionen und i.a. hoch mit dem Kalziumgehalt korreliert. Das Säurebindungsvermögen SBV entspricht dem Hydrogencarbonatgehalt. Mit dem pH-

Wert sind Leitfähigkeit und SBV wichtige gewässerchemische Kenngrößen für das Kalk/Kohlensäuregleichgewicht, die die Artenzusammensetzung in den Gewässern bestimmen. In Einschränkung ist eine Indikation der ökochemischen Beschaffenheit der Gewässer durch submerse Makrophyten möglich unter Benützung der Zeigerwerte bzw. Wertebereiche für pH, SBV und Kalzium, die PIETSCH (1980) angibt.

Stets ist Vorsicht geboten, wenn Zeigerwerte außerhalb des Areal, in dem sie aufgestellt wurden, benutzt werden; durch wechselnde Konkurrenz-Bedingungen kann ihre Gültigkeit eingeschränkt sein. Anders dürfte es sich mit den Wasserpflanzen verhalten, da die Gesamtheit der Seen Mitteleuropas (einschließlich Großbritannien, Skandinavien, Polen, Baltikum) weitgehend als ein floristisch einheitliches Gebiet angesehen werden kann. Selbst in den 15 von der Autorin betrachteten Seen im niederarktischen Grönland sind von 18 gefundenen Arten 17 in Mitteleuropa vertreten. Damit erscheint die Verwendung der Stickstoffzahlen auch in Estland gerechtfertigt. Die Indikatorgruppenwerte sind von MELZER für Bayern aufgestellt worden; daher wurde es für diese Untersuchung notwendig, für einige Arten Mitteleuropas, die dort nicht vertreten sind, entsprechende Werte vorzuschlagen. Sie wurden auch für die Berechnung des Makrophytenindex benutzt. Angaben zur Entwicklung der Untersuchungsgewässer finden sich bei MÄEMETS, A. (1961) und MÄEMETS, M. (1983).

Unter bestimmten Voraussetzungen kann die Tiefengrenze der Vegetation Hinweise zur Trophie des Gewässers geben (TRAPP 1995). In diesem Zusammenhang soll auch die Beziehung zwischen Siedlungstiefe und Vitalität von Wasserpflanzen am Beispiel des See-Brachsenkrautes erörtert werden.

TRAPP (1995) stellt schließlich die Frage, in wie weit die in Bayern bewährten Indikatorgruppenwerte auch auf NW-Deutschland unmittelbar übertragen werden können. Diese Frage soll an einigen Arten diskutiert werden.

## **2. Material und Methoden**

### **2.1. Zum Untersuchungsgebiet**

Der östliche Winkel der Ostsee bildet eine Übergangszone zwischen dem trockenen Kontinentalklima Osteuropas und den Ausläufern eines ausgeglicheneren, milden See-Klimas, wobei der kontinentale Einfluss zum Landesinnern hin nach Südosten zunimmt. Das Baltikum ist eine eiszeitlich geprägte Moränen-Landschaft. Die im Laufe von Jahrmillionen immer wieder von Skandinavien bis nach Mitteleuropa vordringenden Gletschermassen hobelten das Land flach und schoben gewaltige Geröllmassen vor sich her. Bei ihrem letzten Rückzug vor rund 12 000 Jahren hinterließen sie ausgedehnte Tiefebene und Urstromtäler. Entlang ihrer größten Ausdehnung ließen die Gletscherzungen das Geröll zurück. Höhenrücken überragten nun das umliegende Tiefland. Vielerorts bildeten sich Seenplatten und Mooregebiete. So gibt es etwa 1400 Seen in Estland.

Überwiegend im Osten Estlands wurden Tauchuntersuchungen an 15 Seen durchgeführt. Ein Teil der Untersuchungsgewässer lag im militärischen Sperrgebiet und war erst jetzt, nach einigen Jahrzehnten, wieder zugänglich. Die Exkursion wurde von Frau H. Haab, Universität Tallinn, geführt; sie stellte auch dankenswerterweise die zu den Gewässern vorhandenen Informationen zur Verfügung.

RIIKOJA (1940) charakterisierte die Seen Ost-Estlands durch ihre Wasserchemie: die Transparenz-Werte sind i. a. niedrig, besonders in der 2. Sommer-Hälfte, bedingt durch den Reichtum an Humusstoffen bzw. Plankton. Drei Seengebiete werden herausgestellt:

1. Die Jussi-Seen mit ausnahmslos saurem Wasser; gleichzeitig sind sie sehr kalkarm. Die kaum besiedelte Landschaft hat einen stark unregelmäßigen, kuppigen Charakter. Der nährstoffarme Sandboden bewirkt den geringen Elektrolytgehalt der Seen, die moorreiche Umgebung die Meso- bzw. Polyhumosität. Hier wurden die Seen Jussi Pikkjärv und Jussi Linjärv betachtet.

2. Der hier untersuchte Kalijärv gehört zu den Seen der Aegviidu-Gruppe, Sie liegen in dichter besiedeltem Gebiet. Die Randbildungen sind reicher an Moränenmaterial und somit kalkhaltiger. Typisch ist die ausgedehnte Nymphaeiden-Vegetation der Seen.

3. Die Seen der Kurtna-Gruppe liegen teils zwischen Moränenhügeln, teils am Rande des Moränen-Zuges. Das Gebiet ist reich an Wäldern, Mooren und Sümpfen, nährstoffarmer Sandboden herrscht vor. Auf einer Fläche von 30 km<sup>2</sup> gibt es 40 sehr unterschiedliche Seen: Braun- und Klarwasserseen, saure und alkalische, elektrolytarmer und -reiche Seen. Hier wurden die Seen Valgjärv und Niinsaare aufgesucht.

### **2.2. Zu den Felduntersuchungen**

Mit dem Preßlufttauchgerät wurden Uferparallelen und Profile in Richtung Seemitte bis zur Tiefengrenze der Vegetation abgeschwommen; dabei wurden die Arten notiert und ihre Menge geschätzt (Schätzstufen nach MELZER). Die Tiefengrenzen von zwei Isoëten wurden erfasst. Ferner wurden pflanzensoziologische Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) erstellt. Für eine gewässerchemische Kurzcharakteristik wurden Wasserproben nahe der Oberfläche genommen; es wurden Leitfähigkeit (LF 90, WTW) und pH (digi 88, WTW) elektronisch bestimmt sowie titrimetrisch das Säurebindungsvermögen.

### 2.3. Zur Bioindikation der Gewässer-Belastung durch Phosphor nach MELZER

Die Berechnung des Makrophytenindex folgte der Verfahrensweise von MELZER (1994, 1999). Es wurden ausschließlich die angegebenen Indikator-Arten berücksichtigt. *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Polygonum amphibium*, *Utricularia vulgaris* und die Moose wurden daher für die Indikation nicht verwendet. Von den in Estland beobachteten Arten sind acht in der Zusammenstellung der Indikator-Arten nicht enthalten. Es sind überwiegend Arten, die in oligotrophen und elektrolytarmen Seen siedeln. In die hier vorgeschlagene Zuordnung zu Indikatorgruppen geht die langjährige Gelände-Erfahrung an zahlreichen mittel- und nordeuropäischen Seen der Verfasserin ein; weiterhin wurden die Angaben bei PIETSCH (1980) und ELLENBERG et al. (1992) berücksichtigt. Den Arten der Gruppe 1,0 in Bayern (oligotroph/ elektrolytreich) entsprechen die vier Isoëtiden im Norden (oligotroph/ elektrolytarm). In die Gruppen 1,5 bzw. 2,0 (in Bayern sind es überwiegend Characeen) werden drei Arten gestellt, die vorzugsweise *Isoëtes – Lobelia –* Seen bewohnen, die bereits eine geringe Nährstoffbelastung erfahren. In die Gruppe 2,5 wird zu den Laichkräutern eine vierte Art, nämlich *P. compressus*, gestellt, den Beobachtungen im nördlichen Polen und in Litaunien entsprechend. Die hier vorgestellten Indikatoren und die vorgeschlagenen Gruppenwerte wurden bei der Berechnung berücksichtigt. Der mittlere Makrophytenindex MI errechnet sich für die Arten A bis Z nach

$$MI = \frac{(IA * QuA) + (IB * QuB) + \dots + (IZ * QuZ)}{QuA + QuB + \dots + QuZ}$$

mit I = Indikatorgruppenwert der betreffenden Art,  
und Qu = Quantitätsstufe der Art; (Schätzstufe)<sup>3</sup>; Schätzstufen 1 bis 5.

### 2.4. Zur mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG

An einigen Seen, die keine Characeen aufweisen, wurde die gewichtete "quantitative" Stickstoffzahl (nach ELLENBERG et al. 1992) errechnet. Dabei wurden die gleichen Arten berücksichtigt wie oben. Sie ergibt sich nach

$$N \text{ (quantitativ)} = \frac{(WA * fA) + (WB * fB) + \dots + (WZ * fZ)}{fA + fB + \dots + fZ}$$

mit W = Zeigerwert der betreffenden Art,  
und f = Gewichtungsfaktor der Art. Die Artmächtigkeitswerte gehen folgendermaßen als Gewichtungsfaktor in die Berechnung ein: r = 1, + = 2, 1 = 3, 2 = 4, 3 = 5, 4 = 6, 5 = 7.

### 2.5. Zum Kalk/Kohlensäuregleichgewicht: Abschätzung nach PIETSCH

Zusätzlich zum Makrophytenindex und zur Stickstoffzahl wurde eine Bewertung zum Kalk/Kohlensäuregleichgewicht mittels Makrophyten durchgeführt. Dazu wurden die Zeigerwerte für pH, SBV, Hydrogencarbonat- und Kalzium-Gehalt nach PIETSCH (1980) benutzt. Damit ist auch ein Vergleich mit den während der Tauchuntersuchungen gewonnenen Messwerten möglich.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Gewässerchemische Beschreibung und Makrophyten

Die Seen, an denen Tauchuntersuchungen durchgeführt wurden, und die gewonnenen gewässerchemischen Daten sind in Tab. 1 aufgeführt. Auffällig sind die Seen 1 bis 10 durch den geringen Elektrolytgehalt und die niedrigen Werte für das Säurebindungsvermögen. Die pH-Werte liegen im sauren bis neutralen Bereich. Eine Ausnahme bildet der See Pullijärv (Nr. 8) mit etwas höheren Werten. Erst vom See Särgjärv (Nr. 11) an weisen alle Parameter höhere Werte auf: die Leitfähigkeit (und damit der Kalziumgehalt), das Säurebindungsvermögen SBV (und damit der Hydrogencarbonatgehalt), sowie der pH-Wert bis zu einer deutlich basischen Reaktion. Die Seen Nr. 1- 10 sind Weichwasserstandorte, die Seen Nr. 13- 15 sind als Hartwasserseen anzusprechen, während die Seen Nr. 11 und 12 eine Zwischenstellung einnehmen.

Die in Tab. 2 genannten 32 Pflanzenarten sind den von MÄKIRINTA (1978a) unterschiedenen 7 Lebensformen Helophyten (He), Nymphaeiden (Ny), Elodeiden (El), Isoëtiden (Is), Ceratophylliden (Ce), Chariden (Ch) und Bryiden (Br) zugeordnet. Isoëtiden bestimmen das Vegetationbild, besonders *Isoëtes lacustris* und *Lobelia dortmanna*, in den Seen 1- 8. Im See Nr. 9 (Valgjärv) sind die Isoëtiden weniger verbreitet, im See Karsna (Nr. 10) wurde nur noch *Sparganium angustifolium* beobachtet. Der See Pullijärv (Nr. 8), besonders aber die Seen Valgjärv (Nr. 9) und Karsna (Nr. 10) werden bereits von Elodeiden besiedelt. Während in saurem Wasser das Kohlensäuregleichgewicht auf der Seite des Kohlendioxids liegt, verschiebt es sich mit zunehmend basischer Reaktion zum Hydrogencarbonat bzw. Karbonat. Während die Isoëtiden das Kohlendioxid nutzen, erfordern die meisten Wasserpflanzen Hydrogencarbonat als Kohlenstoffquelle. Besonders die Elodeiden, Ceratophylliden und Chariden besiedeln die Seen Nr. 11-15.

Tab. 3 zeigt die unterschiedlichen Verbreitungsgrenzen für *Isoëtes lacustris* und *Lobelia dortmanna* in den Seen 1-9. Während die Wasserlobelie allgemein auf die ufernahe Zone beschränkt bleibt, geht das See-Brachsenkraut tiefer. Im norwegischen See Stordalsvatnet konnte es noch in 10 m Tiefe beobachtet werden. Daran gemessen ist die Siedlungstiefe hier gering. Dabei ist jedoch zu bedenken, daß nur die Seen Nohipalu Valgjärv (Nr. 3) und Viitna Pikkjärv (Nr. 5) Klarwasserseen sind, während die übrigen Seen mehr oder weniger dystrophe Verhältnisse aufweisen.

### 3.2. Bioindikation der Phosphorbelastung nach MELZER

Tab. 4 zeigt die hier vorgeschlagenen Ergänzungen zu den von MELZER (1999) angegebenen Indikatorgruppen. Bei der Berechnung des Makrophytenindex wurden 24 der beobachteten Arten (s. Abb. 1 und 2) berücksichtigt. Für die Seen 1 – 8 wurden Werte bis 1,53 errechnet, entsprechend der Indexklasse 1,0 – 1,99, d. h. sehr geringer Nährstoffgehalt. Der See Valgjärv (Nr. 9) ist auf Grund des nur geringen Anteils von Isoëtiden und der See Niinsaare (Nr. 13) durch die dort siedelnden Characeen zur Indexklasse 2,0 - 2,49 (Makrophytenindex 2,17 bzw. 2,40) zu zählen, entsprechend einem geringem Nährstoffgehalt. Der See Piigandi (Nr. 12) ist mit einem Makrophytenindex von 2,61 als mäßig belastet (Indexklasse 2,5 – 2,99) zu werten; die Elodeiden, z.B. *Elodea canadensis* und *Ranunculus circinatus*, gewinnen zwar an Einfluß, jedoch ist *Chara aspera* häufig. Der Indexklasse 3,0 – 3,49, erheblich belastet, wird der See Kalijärv (Nr. 14) mit einem Index von 3,25 zugeordnet, hier wird bereits *Ceratophyllum demersum*, aber auch noch *Chara tomentosa* beobachtet. Als hoch belastet (Makrophytenindex 3,50 bzw. 3,59, Indexklasse 3,5 – 3,99) werden die Seen Karsna (Nr. 10) und Särgjärv (Nr. 11) eingestuft. Beiden Seen fehlen Characeen. Sehr hoch ist schließlich der Nährstoffgehalt im See Kubija (Nr. 15); hier wird die Vegetation im Wesentlichen von eutraphenten Arten wie *Ceratophyllum demersum* und *Ranunculus circinatus* gebildet (Makrophytenindex 4,17). Die Ergebnisse der Bioindikation sind in Tab. 5 zusammengestellt.

### 3.3. Bestimmung der gewichteten Stickstoffzahl nach ELLENBERG

Für vier Seen, in denen keine Characeen siedeln, wurden die Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (1992) zur Berechnung der gewichteten Stickstoffzahl benutzt (für Characeen werden hier keine Zahlen angegeben). Dabei steht der See Jussi Pikkjärv (Nr. 1) auch für die Seen Nr. 2 – 5 und 7, alle mit gleicher Bewertung. Ferner wurden die Seen Valgjärv (Nr. 9), Särgjärv (Nr. 11) und Kubija (Nr. 15) berücksichtigt. Tab. 6 zeigt die gewichteten Stickstoffzahlen und die Bewertung durch Angabe der Stickstoffsituation an den bevorzugten Standorten. Die Seen Nr. 1 bis 7 (ohne 6) sind als stickstoffärmste Standorte anzusehen. Mit der gewichteten Stickstoffzahl von 3,1 für den See Valgjärv (Nr. 9) ist er als stickstoffarm anzunehmen. Der See Särgjärv (Nr. 11) mit der Stickstoffzahl 5,6 kann als (mäßig) stickstoffreich gekennzeichnet werden. Für den See Kubija (Nr. 15) weist die Stickstoffzahl 6,5 auf einen stickstoffreichen See hin.

### 3.4. Abschätzung von Daten zum Kalk/Kohlensäuregleichgewicht nach PIETSCH

Obwohl eine numerische Indikation mit den Daten von PIETSCH (1980) nicht möglich ist, da häufig eine mehr oder weniger ausgedehnte gewässerökologische Zahlenspanne, z.B. "2 – 5", genannt wird, wurde versucht, eine Abschätzung von Daten zum Kalk/Kohlensäuregleichgewicht durch Makrophyten vorzunehmen. Daten liegen zwar für alle beobachteten 24 Arten vor, im Hinblick auf die Zahlenspannen war es jedoch sinnvoll, jeweils die Seen 1 – 10 und 11 - 15 zusammenfassend zu bearbeiten, wie in Tab. 7 dargestellt ist. Innerhalb der ersten Seen-Gruppe (Nr. 1 – 10) ergab sich ein allmählicher Übergang von extrem geringem zu geringem Kalzium- und Hydrogencarbonatgehalt und eine saure bis neutrale Wasserreaktion. Innerhalb der zweiten Gruppe (See Nr. 11 – 15) wurde ein Übergang von hohem zu sehr hohem Kalzium- und Hydrogencarbonatgehalt und zu stark basischer Wasserreaktion erhalten. Der Vergleich mit den gewonnenen Messwerten (vgl. auch Tab. 1) bestätigt die durch Makrophyten angezeigten Tendenzen.

### 3.5. Gewässerökologische Amplitude der für die Indikation genutzten Arten

Am Beispiel von Leitfähigkeit und pH ist in Abb. 1 und 2 die ökologische Amplitude der 24 für die Indikation genutzten Arten dargestellt. Die zugrunde liegenden Daten wurden im Laufe von Tauchuntersuchungen gewonnen, die von der Verfasserin während 30 Jahren an 360 Seen zwischen Südfrankreich und Nordnorwegen sowie zwischen Island und dem Osten Finnlands und auf Grönland durchgeführt wurden. Die Balken in Abb. 1 geben den Bereich der Leitfähigkeit an, in dem 75 % der Standorte der jeweiligen Art liegen. Die Linien in beiden Abbildungen geben den beobachteten Gesamtbereich an.

Etliche der genannten Makrophyten besiedeln bevorzugt Standorte mit einer Leitfähigkeit bis etwa 700  $\mu\text{Scm}^{-1}$  (Abb. 1). Nur wenige Arten besitzen eine sehr schmale Amplitude mit sehr niedrigen Werten für Leitfähigkeit (und Kalzium), wie etwa die Isoëtiden, *Utricularia intermedia* und auch *Myriophyllum alterniflorum* und *Nitella flexilis*. Neben *Ceratophyllum demersum* gehen *Chara hispida* und *Chara tomentosa* noch weit in einen Bereich mit hohem Elektrolytgehalt.

In Abb. 2 zeigen die Arten ein anderes Verhalten: Die Isoëtiden und *Utricularia intermedia* siedeln zwar in den Seen mit den niedrigsten pH-Werten von knapp 5, insbesondere *Isoëtes lacustris* und *Lobelia dortmanna* können jedoch bei Eutrophierung, zumindest für eine gewisse Zeitspanne, noch bis in den deutlich basischen Bereich von über

pH 8 gehen. Dagegen bleiben *Chara aspera*, *C. hispida* und *C. tomentosa* nur in einem engen Bereich von pH 8 – 9. - Bereits diese beiden Veranschaulichungen zeigen deutlich die Problematik einer numerischen Indikation durch Makrophyten.

### 3.6. Zusammenfassende Bewertung der Seen

Die isoëtide Rosetten-Wuchsform bestimmt die Vegetation in den Seen Nr. 1 – 8. SAND-JENSEN & SÖNDERGAARD (1978) betrachten sie als charakteristisch für Makrophyten in unproduktiven Seen. Entsprechend der Korrelation zwischen Gesamtposphor (Zirkulation) und durchschnittlichem Makrophytenindex (MELZER 1999) errechnet sich der Gehalt an Gesamtposphor für die Seen 1 – 9 zu 9 µg/l (sehr gering bis gering). Seen dieser Gruppe können mit ELLENBERG et al. (1992) als stickstoffärmste Standorte betrachtet werden. Der See Valgjärv (Nr. 9) wird hier als stickstoffarm eingeschätzt. Innerhalb der Seen Nr. 1 – 10 wurde der Übergang von extrem geringem zu geringem Kalzium- und Hydrogencarbonatgehalt und von saurer zu neutraler Wasserreaktion entsprechend den Daten von PIETSCH (1980) angezeigt und durch eigene Messwerte tendenziell bestätigt.

Der See Särgjärv (Nr. 11) wird mit 41,3 µg P/l als hoch belastet angezeigt und als (mäßig) stickstoffreich eingeschätzt. Der See Kubija (Nr. 15) mit den errechneten 68,6 µg P/l wird als hochbelastet und stickstoffreich bezeichnet. Daneben wird eine Tendenz von hohem zu sehr hohem Kalzium- und Hydrogencarbonatgehalt und zu stark basischen Verhältnissen innerhalb der Seen Nr. 11 – 15 errechnet und belegt.

Es zeigen sich hier drei ähnliche Tendenzen in der Abfolge der Standorte: von sehr geringer zu hoher Belastung durch Phosphor und Stickstoff sowie von sehr geringem bis zu sehr hohem Elektrolyt- und Hydrogencarbonatgehalt und schließlich von saurer bis zu basischer Reaktion. Wird zur Abschätzung des Trophiegrads bei stehenden Gewässern die Einteilung gemäß dem OECD-Eutrophierungsprogramm genutzt, sind den errechneten Werten für Gesamtposphor zufolge die Seen Nr. 1 – 9 als oligotroph und der See Nr. 15 als eutroph einzustufen. Diese Beurteilung entspricht tendenziell der dargestellten Entwicklung in der gezeigten Seenabfolge.

MÄEMETS, M. (1983) bezeichnet die Seen Nr. 1, 2, 4, 6, 7 als semidystroph, nur die Seen Nr. 3 und 5 sind Klarwasserseen; alle sind Siedlungsgewässer von Isoëtiden. Im See Karsna (Nr. 10) wurde jetzt *Sparganium angustifolium* als einzige zu den Isoëtiden gehörende Art beobachtet. MÄEMETS, A. (1961) nennt jedoch auch *Isoëtes lacustris* und *Lobelia dortmanna* für diesen See, ebenso wie für die Seen Särgjärv (Nr. 11) und Piigandi (Nr. 12). Die beiden zuletzt genannten Seen sind jetzt deutlich basisch. Es hatte sich erwiesen, daß bei pH-Werten ab etwa 8,3 nur noch kümmernde Brachsenkraut-Pflanzen beobachtet werden, die keine Sporen mehr entwickeln und so der Bestand schließlich zusammenbricht (VÖGE 2002). Beide Seen sind wenig gepuffert. Mit der Ansiedlung von Elodeiden, die Hydrogenkarbonationen als Kohlenstoffquelle nutzen, werden Hydroxidionen an das umgebende Wasser abgegeben. In einer Folgereaktion können diese mit Hydrogenkarbonationen zu Wasser und Karbonationen reagieren, die mit Kalzium-Ionen schwer lösliches Kalziumkarbonat bilden. Eine solche Entfernung von Hydroxidionen aus dem Gleichgewicht unterbleibt weitgehend in wenig gepuffertem Wasser, sodass der pH-Wert rasch ansteigen kann. Im See Kalijärv (Nr. 14) bildeten 1935 Characeen noch ausgedehnte Bestände (MÄEMETS, A., 1961), sie sind inzwischen als Folge der Eutrophierung deutlich zurückgegangen. Der See Kubija (Nr. 15) wird als ein typisch eutropher Badensee beschrieben; daran hat sich in der Zwischenzeit nichts geändert..

### 3.7. Tiefenausbreitung der Vegetation und Nährstoffbelastung

TRAPP (1995) sieht einen klaren Zusammenhang zwischen der Trophie Bremer Gewässer und der unteren Verbreitungsgrenze der Vegetation. Mit zunehmender Trophie der Wuchsgewässer nimmt meist die Durchsichtigkeit des Wassers ab und damit auch die Ausdehnung der Zone mit ausreichendem Lichtgenuss. So kann die untere Verbreitungsgrenze durch die Trophie modifiziert werden (TRAPP 1995). Auch HOESCH und BUHLE (1996) betonen die enge Beziehung, unabhängig von den Arten, zwischen der Tiefenverbreitung und den Trophiestufen. SUCCOW & KOPP (1985, zitiert in HOESCH und BUHLE) legen Trophiestufen entsprechend der Makrophytengrenze fest. Diese Methode dürfte jedoch auch ihre Grenzen haben, selbst bei Beschränkung auf ein einziges Untersuchungsgewässer. Regelmäßige Beobachtungen, die am Hohendeicher See in Hamburg gemacht wurden zeigten, daß sich die Tiefengrenze der Vegetation von Jahr zu Jahr deutlich ändern kann. Es scheint, daß hier die Vegetationsentwicklung im Frühjahr chaotische Züge zeigt und von den Anfangsbedingungen, insbesondere den sich entwickelnden Planktonpopulationen und ihrer Konkurrenz um Nährstoffe auch mit Algen, wie *Spirogyra* und *Cladophora*, abhängt. Bei sommerlichen Sichttiefen um 7 m gingen die Makrophyten deutlich tiefer als bei 2 m Sichttiefe im darauf folgenden Jahr, wobei sich die Artenzusammensetzung der Vegetation nicht verändert hatte und damit eben so wenig der Makrophytenindex.

In einem norwegischen See zeigt sich zunehmende Nährstoffbelastung sowohl durch eine verringerte Wuchstiefe als auch durch die eingewanderten Arten an. 1986 wurde dort eine Sichttiefe von 10 m gemessen und bis in diese Tiefe ging auch das See-Brachsenkraut. Uferwärts siedelten auch drei weitere Isoëtiden und *Utricularia ochroleuca*. 1995 ging das Brachsenkraut nur noch 6 m tief und *Myriophyllum alterniflorum* bildete größere Bestände (VÖGE 1997a). 2001 lag die untere Verbreitungsgrenze bei 5 m. Stickstoffdüngung durch die umliegende Landwirtschaft war erkennbar, entsprechend den hinzugekommenen Arten wie *Potamogeton alpinus*, *P. pusillus* und massenhaft *Callitriche hamulata*. Letztere wurde so auch in anderen von *Isoëtes lacustris* besiedelten Seen beobachtet, in deren Umgebung Gülle ausgebracht wurde; hier erscheint sie als Stickstoffzeiger.

Gemessen an möglichen Siedlungstiefen bis 10 m erscheint die untere Verbreitungsgrenze des Brachsenkrautes in den Untersuchungsgewässern in Estland recht gering. Sie zeigt hier dystrophe Bedingungen (bei gleichzeitiger Nährstoffarmut) an. In dystrophen Gewässern ist die Wasserfarbe mit der Sichttiefe korreliert (MÄKIRINTA 1978b).

Wasserpflanzen zeigen durch sehr üppigen Wuchs für sie optimale Bedingungen an. Sie reagieren durch kümmerndes Wachstum auf eine Verschlechterung der Umweltbedingungen. Beispielsweise an den Blättern von *Potamogeton crispus* und *Ceratophyllum demersum*, sehr kräftig entwickelt oder zart, lässt sich die Qualität der Wachstumsbedingungen ablesen. Angaben zur Vitalität der Pflanzen, in die auch zwischenartliche Konkurrenz eingeht, können bei der Bewertung von Seen hilfreich sein. Anhaltendes kümmerndes Wachstum macht einen baldigen Rückgang bzw. ein Verschwinden der Art in dem betreffenden Gewässer wahrscheinlich. Das See-Brachsenkraut reagiert auf Lichtmangel, sei es in dystrophen Verhältnissen (hier verursacht durch die Wasserfarbe) oder in mesotrophen Bedingungen (hier bedingt durch Plankton und hochwüchsige Makrophyten) mit kleinen blattarmen Rosetten und nur wenigen Sporen im Megasporangium am Blattgrund (VÖGE 1997a,b).

### 3.8. Gedanken zur Bioindikation durch Makrophyten

Nährstoffarme Seen in Norddeutschland unterscheiden sich in ihrem Arten-Inventar erheblich von entsprechenden Seen in Bayern. Die von MELZER untersuchten Gewässer sind Mergel-Seen und liegen in den nördlichen Kalkalpen und in der Voralpenregion. Die oligotrophen Seen sind kalkreich, ihre Vegetation ist von Characeen und *Potamogeton coloratus* geprägt. Characeen reagieren sehr empfindlich auf den Phosphorgehalt des Wassers. Oligotrophe Seen in Norddeutschland (und Nordeuropa) sind eiszeitlicher Entstehung, teilweise typische Rinnenseen, wie etwa der Garrensee in Schleswig-Holstein. Sie sind ursprünglich kalkarm und werden vornehmlich von Isoetiden besiedelt. Einige der Isoetiden werden aber auch in entsprechend nährstoff- und elektrolytarmen Seen im Hochschwarzwald/ Baden-Württemberg beobachtet.

Zeigerwerte werden allgemein verwendet, um ohne aufwändige Meßverfahren schnell zu einer Abschätzung der Umweltbedingungen zu kommen. Sie können keine absolute Gültigkeit haben, zumal dann, wenn die Nährstoffsituation auch in entfernteren Regionen bewertet werden soll. Wenngleich die Skalierung unterschiedlich ist, gehen die Ergebnisse beider Verfahren in Estland in die gleiche Richtung. Sie können sich möglicherweise sogar ergänzen, indem Phosphor- und Stickstoffbelastung getrennt berücksichtigt werden.

Bis zu einem gewissen Maß wird die Bewertung der Indikator-Arten wohl immer umstritten sein, je nach Arbeitsgebiet und Erfahrung des betreffenden Limnobotanikers. HOESCH und BUHLE (1996) weisen darauf hin, daß gleiche Arten im Norden Deutschlands ein anderes Verhalten zeigen als in Bayern, beispielsweise das Hornblatt *Ceratophyllum demersum*. Das Laichkraut *Potamogeton alpinus* wird von MELZER (1994) in die Gruppe 2,0 gesetzt. TRAPP (1995) findet die Art in Bremen ausschließlich in eu- und polytrophen Seen. Im niedersächsischen Kreidesee Hemmoor dagegen ist *P. alpinus* mit zunehmender Fischzucht sowie Ansiedlung und Ausbreitung von eutraphenten Arten wie *P. pectinatus* und *P. crispus* verschwunden. In den Hamburger Gewässern, alle eutroph, wurde *P. alpinus* zumindest in den vergangenen Jahrzehnten nicht beobachtet. Dagegen wurde dieses Laichkraut im niederarktischen Grönland in einem elektrolytarmen See mit hoher Wassertransparenz neben Isoetiden, *Potamogeton gramineus* und *P. praelongus* gefunden.

*Myriophyllum spicatum* wird von MELZER (1994) der Gruppe 3,0 zugeordnet. TRAPP (1995) würde die Art mit einer höheren Zahl bewerten, da sie in Bremen vor Badestränden ihren Schwerpunkt hat. Das weist aber auf erhebliche Stickstoff-Belastung hin. ELLENBERG et al (1992) geben die Stickstoffzahl 7 an und stellen so die Art in die Nähe eines Stickstoffzeigers (8). Der Indikatorgruppenwert berücksichtigt dagegen maßgeblich die Phosphor-Belastung.

Problematisch kann der Zeitpunkt der Pflanzenkartierung sein, wenn eine phänologische Sukzession im Untersuchungsgewässer erfolgt. Im Hohendeicher See in Hamburg siedelt von März bis Mai *Nitella capillaris*; innerhalb dieser Zeitspanne durchläuft sie vollständig ihren Entwicklungszyklus. Dann schließen sich Laichkräuter an, bis sie im September zerfallen. Zu dieser Zeit beginnt für *Elodea nuttallii* die Hauptwachstumsperiode, die bis Ende Oktober andauert. Erst dann, im Herbst und zeitigen Winter (bis Ende Januar), bringen Wurzelstöcke von *Myriophyllum spicatum* ihre Sprosse hoch. Bei einer sommerlichen Kartierung würden somit zwei Arten gar nicht und *Elodea nuttallii* in zu geringer Menge berücksichtigt werden.

Hilfreich wäre es, wenn der Makrophytenindex auch die Isoetiden und *Nitella*-Arten beinhalten würde und Stickstoffzahlen auch für Characeen genannt würden. Eine kritische Zusammenschau des nach MELZER (1994, 1999) errechneten mittleren Makrophytenindex und der mittleren gewichteten Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992) unter Berücksichtigung von Vegetationsgrenze und Sichttiefe sollten zu einer verlässlichen Bewertung der See-Ufer führen.

### Danksagung:

Mein Dank geht an Frau Helen Haab, Universität Tallin, für die Führung zu interessanten Seen und die zahlreichen Informationen sowie an meinen Mann, Harald Vöge, für stetige Hilfe.

## 4. Literatur

- BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie - 865 S. Wien, New York.
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleurapa. - Göttingen.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIBEN, D., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - SCRIPTA GEOBOTANICA 18, 258 S. Göttingen.
- HAMM, A., 2001: Eutrophierung. - In: Ökologie und Schutz von Seen. Dokolil, M., Hamm, A. & Kohl, J. G. (Hg).
- HOESCH, A. & BUHLE, M., 1996: Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL. - Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 2: 84 - 101.
- KOHLER, A., 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - Landschaft und Stadt 10: 73 - 85.
- KOHLER, A., 1982: Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. - Dechenia- Beihefte 26: 31 - 42.
- LOHAMMAR, G., 1938: Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. - Symb. Bot. Ups. 3: 1-252.
- MELZER, 1994: Möglichkeiten einer Bioindikation durch submerse Makrophyten- Beispiele aus Bayern. - Gewässerökologie Norddeutschlands 1: 92 - 102.
- MELZER, A., 1976: Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. - Dissertation Botanicae. 34: Vaduz.
- MELZER, A., 1999: Aquatic macrophytes as tools for lake management. - Hydrobiologia 395/396: 181 - 190.
- MÄEMETS, A., 1961: Vegetation of North-West Estonian lakes (Russ., engl. Zusammenfassung) - XVII Estonia Occidentalis, Tallinn.
- MÄEMETS, M., 1983: About changes of macrophytes vegetation in eutrophizing soft-water lakes of Estonia. - Diplomarbeit, Mskr. Tartu.
- MÄKIRINTA, U., 1978a: Ein neues ökomorphologisches Lebensformensystem der aquatischen Makrophyten. - Phytocoenologia 4: 446-470.
- MÄKIRINTA, U., 1978b: Spektrale Lichtmessungen im freien Wasser und in der Wasservegetation des Sees Kukkia, Südfinnland, unter besonderer Berücksichtigung der Zonation. - Aquilo Ser. Bot. 16: 39-53.
- OLSEN, S., 1950: Aquatic plants and hydrospheric factors. - Svensk. Bot. Tidsskr. 44: 1 - 34, 332 - 374.
- PIETSCH, W., 1972: Ausgewählte Beispiele für Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen. - Arch. Naturschutz. Landschaftspf. 12: 121 - 151.
- PIETSCH, W., 1980: Makrophytische Indikatoren für die ökochemische Beschaffenheit der Gewässer (makrophytisches Indikationssystem). - In: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Bd. 2, Jena.
- RIIKOJA, H., 1940: Zur Kenntnis einiger Seen Ost-Estis, insbesondere ihrer Wasserchemie. - Beitr. d. naturforschenden Gesellschaft der Universität Tartu 46: 168-310.
- SAND-JENSEN, K. & SØNDERGAARD, M., 1978: Growth and production of isoetids in oligotrophic Lake Kalgaard, Denmark. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 659-666.
- TRAPP, S., 1995: Wasserpflanzen Bremer Seen und ihr Verhältnis zur Gewässergüte. - Abh. Naturw. Verein Bremen 43: 165 - 177.
- VÖGE, M., 1982: Zur Durchführung vegetationskundlicher Untersuchungen in norddeutschen Seen. - Tuexenia. 2: 23-26.
- VÖGE, M., 1987: Technik und Ergebnisse der Hydrophyten-Vegetationsaufnahme unter Benutzung eines Tauchgerätes. - Arch. Hydrobiol. 110: 125-132.
- VÖGE, M., 1997a: Plant size and fertility of *Isoetes lacustris* L. in 20 lakes of Scandinavia: a field study. - Arch. Hydrobiol. 139: 171-185.
- VÖGE, M., 1997b: Number of leaves per rosette and fertility characters of the quillwort *Isoetes lacustris* L. in 50 lakes of Europe: a field study. - Arch. Hydrbiol. 139: 415-431.
- VÖGE, M., 2002: Environmentally related demography: Field studies on *Isoetes lacustris* L. (Lycophyta, Isoetaceae) in Europe. - In: Pteridology in the New Millennium, S.Chandra & M. Srivastava (eds.) Kluwer Acad. Publ.
- WIEGLEB, G., 1978: Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. - Arch. Hydrobiol. 83: 443-484.

Dr. Margrit Vöge  
Pergamentweg 44b  
D-22117 Hamburg  
info@solo-tauchen.de

Tab. 1: Charakterisierung der betauchten Seen in Estland

See Nr.	See - Name	Leitfähigkeit ( $\mu\text{S} / \text{cm}^{-1}$ )	SBV (mVal / l)	pH
1	Jussi Pikkjärv	14	0,2	5,9
2	Jussi Linajärv	16	n.n.	5,0
3	Nohipalu Valgjärv	14	0,1	5,5
4	Mähuste järv	19	0,8	6,3
5	Viitna Pikkjärv	19	0,2	6,4
6	Uljaste	51	0,4	7,0
7	Kirikumäe	25	0,2	6,0
8	Pullijärv	111	0,8	8,5
9	Valgjärv	66	0,2	6,8
10	Karsna	54	0,3	7,1
11	Särgjärv	123	1,5	8,5
12	Piigandi	123	1,2	8,3
13	Niinsaare	392	2,6	8,4
14	Kalijärv	378	3,2	8,2
15	Kubija	498	3,8	8,1

Tab. 2: Wasserpflanzen in den Untersuchungsgewässern

	Pflanzen - Name	See Nr.														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
He	<i>Sagittaria sagittifolia</i>										+					+
Ny	<i>Lemna minor</i>											+				
	<i>Nuphar lutea</i>	+	+	+	+			+				+			+	+
	<i>Nymphaea alba</i>		+								+			+	+	
	<i>Polygonum amphibium</i>				+			+						+	+	
	<i>Potamogeton natans</i>										+			+	+	+
El	<i>Elodea canadensis</i>								+	+	+	+	+	+		
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>								+							
	<i>Myriophyllum verticillatum</i>													+	+	
	<i>Potamogeton compressus</i>											+				
	<i>Potamogeton friesii</i>															+
	<i>Potamogeton gramineus</i>										+		+			
	<i>Potamogeton lucens</i>													+		
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>												+			+
	<i>Potamogeton pusillus</i>								+	+						
	<i>Ranunculus circinatus</i>												+			+
Is	<i>Isoëtes lacustris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+						
	<i>Lobelia dortmanna</i>			+	+	+	+	+	+	+						
	<i>Ranunculus reptans</i>								+							
	<i>Sparganium angustifolium</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+					
Ce	<i>Ceratophyllum demersum</i>														+	+
	<i>Utricularia intermedia</i>										+					
	<i>Utricularia vulgaris</i>										+			+		+
Ch	<i>Chara aspera</i>												+	+		
	<i>Chara delicatula</i>								+							
	<i>Chara hispida</i>													+		
	<i>Chara tomentosa</i>														+	
	<i>Nitella flexilis</i>							+								
Br	<i>Chiloscyphus sp.</i>					+										
	<i>Drepanocladus trichophyllus</i>	+	+	+												
	<i>Fontinalis antipyretica</i>			+	+	+	+	+					+			+
	<i>Sphagnum sp.</i>			+							+					

Tab. 3: Tiefengrenzen von zwei Isoëtiden

See Nr.	<i>Isoëtes lacustris</i>	<i>Lobelia dortmanna</i>
1	1,60 m	-
2	1,50 m	-
3	2,60 m	0,90 m
4	1,60 m	1,30 m
5	3,00 m	1,70 m
6	1,30 m	1,00 m
7	0,80 m	0,50 m
8	1,00 m	1,00 m
9	0,70 m	0,50 m

Tab. 4: Ergänzungen zu den Indikatorgruppen von Melzer

Gruppe 1,0	Gruppe 1,5
<i>Isoëtes lacustris</i>	<i>Nitella flexilis</i>
<i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Utricularia intermedia</i>
<i>Ranunculus reptans</i>	
<i>Sparganium angustifolium</i>	
Gruppe 2,0	Gruppe 2,5
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Potamogeton compressus</i>

Tab. 5: Ergebnisse der Bioindikation nach Melzer + Ergänzungen (Vöge)

See Nr.	Index - Klasse	Nährstoffgehalt
1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8	1,0 – 1,99	sehr gering
9, 13	2,0 – 2,49	gering
12	2,5 – 2,99	mäßig
14	3,0 – 3,49	erheblich
10, 11	3,5 – 3,99	hoch
15	4,0 – 4,99	sehr hoch

Tab. 6: Gewichtete Stickstoffzahl und bevorzugte Standorte nach Ellenberg et al. (1992)

See Nr.	Stickstoffzahl	Bevorzugte Standorte
1	1,0	Stickstoffärmste Seen
9	3,1	Stickstoffarme Seen
11	5,6	(Mäßig) stickstoffreiche Seen
15	6,5	Stickstoffreiche Seen

Tab. 7: Ökochemische Beschaffenheit der Untersuchungsgewässer

Abschätzung durch Makrophyten (Pietsch 1980)				Meßwerte		
See Nr.	Kalziumgehalt*	SBV (mVal/l) Hydrogencarbonat	pH	Leitfähigkeit	SBV (mVal/l)	pH
1-10	(extrem) arm	0,2 - 0,8 (extrem) gering	5 - 7	14 - 66 (111)	nn - 0,8	5 - 7,1 (8,5)
11-15	reich - sehr reich	1,8 - 3,5 hoch - sehr hoch	6 - 9	123 - 498	1,2 - 3,8	8,1 - 8,5

\*) mit der Leitfähigkeit korreliert

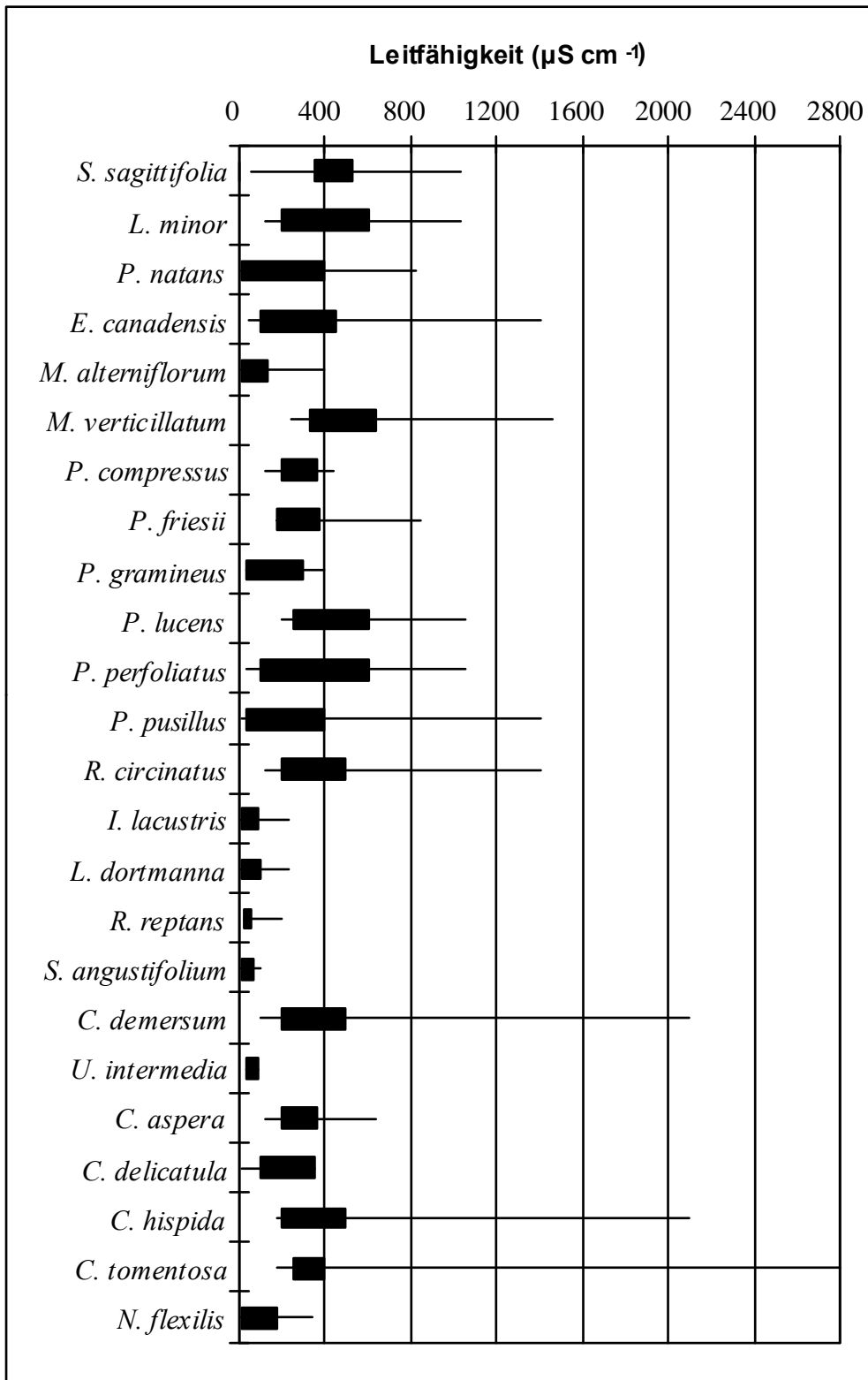


Abb. 1: Leitfähigkeits-Amplitude der Arten, die für die Indikation genutzt wurden.  
 75 % der Vorkommen (Balken)  
 Alle Standorte (Linie)  
 Eigene Erhebungen.

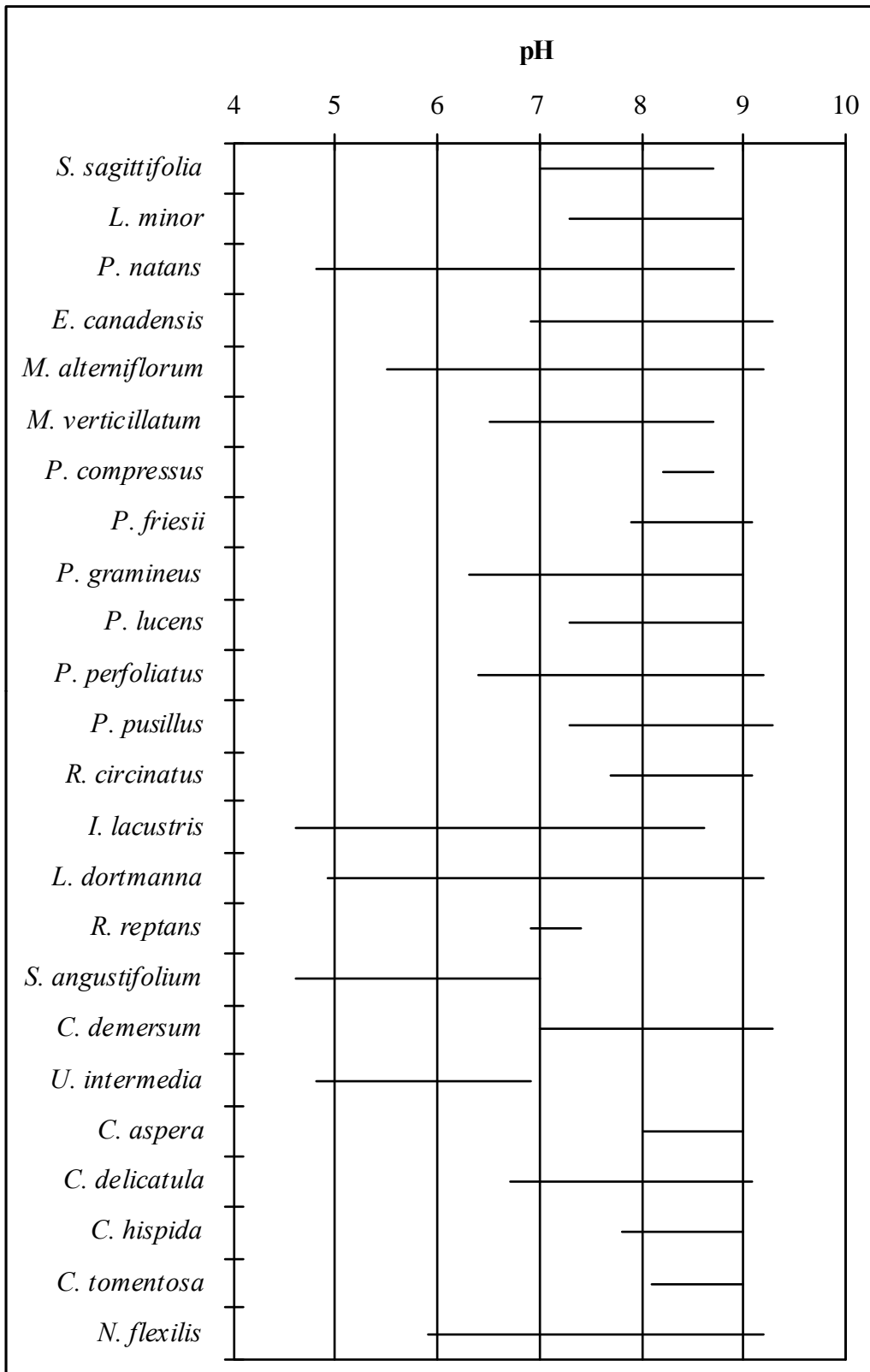


Abb. 2: pH-Amplitude der Arten, die für die Indikation genutzt wurden. Eigene Erhebungen.