

Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung

von ALEXANDER KOHLER

Lange Zeit hat man den submersen Makrophyten als Indikatoren für den Gewässerzustand kaum Bedeutung beigemessen. So werden z.B. im Saprobien-system (vgl. KOLKWITZ 1950) und in dem von LIEBMAN (1960/1962) daraus weiter entwickelten Güteklassensystem für die biologische Analyse von Gewässern hauptsächlich Tiere und Algen verwendet, während Makrophyten, vor allem höhere Wasserpflanzen, entweder gar nicht oder falsch bewertet werden. Die Vernachlässigung dieser Organismen, die in einer mangelnden Kenntnis ihrer Systematik und ihrer Standortansprüche begründet sein mag, wird aus einem Zitat von KOLKWITZ (1950, S. 32) deutlich, der schreibt: „... für die Wasserbeurteilung kommen sie insofern weniger in Frage, als dafür genügend andere Organismen zur Verfügung stehen, welche leichter zur biologischen Analyse herangezogen werden können.“ Dennoch fällt es schwer, einzusehen, warum gerade diese bei der Gewässerkartierung physiognomisch leicht erfassbare und oft ohne mikroskopische Bestimmungsarbeit determinierbare Organismengruppe der Makrophyten aus der Gewässerbeurteilung ausgeklammert werden soll.

In den letzten Jahren sind in einigen europäischen Ländern Veröffentlichungen erschienen, die den hohen Zeigerwert der Makrophyten deutlich machen. Ihr Indikatorwert zeigt sich z. B. in der Erfahrung, daß bei organischen Abwassereinleitungen in ein unbelastetes oligotrophes Gewässer mit der zunehmenden Eutrophierung sich ganz auffallende Florenverschiebungen abspielen. Man kann dabei folgende zwei Vorgänge bzw. Pflanzentypen unterscheiden:

1. Manche Submerse gehen bei Belastung eines Gewässers rasch zurück oder verschwinden ganz. Zu dieser Gruppe von Makrophyten zählen mehrere Arten, die vom Aussterben bedroht sind und die wegen ihres hohen Indikatorwertes für intakte Gewässer-Ökosysteme für den Umweltschutz von großer Bedeutung sind.
2. Eine zweite Gruppe von Submersen erfährt durch die Gewässerverunreinigung zunächst eine ausgesprochene Förderung ihrer Vitalität und Ausbreitung. Das dadurch vermehrte Makrophytenwachstum wird allerdings bei stetig zunehmender Belastung wieder gemindert, bis schließlich bei Überbelastung des Gewässers die Submersen nacheinander wieder ausfallen, ein Vorgang, der bis zur völligen Makrophytenverödung führen kann.

Neben diesen beiden Typen von Submersen finden sich auch solche Pflanzenarten, die gegenüber der Abwasserbelastung relativ unempfindlich sind, also in reinsten oligotrophen Gewässern ebenso gut gedeihen wie in stärker belasteten; sie fehlen nur in ausgesprochenen Verödungszonen und haben daher einen verhältnismäßig geringen Zeigerwert.

Ich möchte einige Beispiele anführen für durch Belastung bedingte Florenveränderungen in Gewässern. In Calcium-reichen, ursprünglich oligotrophen Hartwasserseen ist bei Abwasserbelastung und Eutrophierung zu erkennen, daß die typischen Characeen-Rasen zurückgehen bzw. verschwinden und von höheren Wasserpflanzenbeständen abgelöst werden, in denen *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. crispus*, *Zannichellia palustris* u. a. oft dominieren. Die Umwandlung eines Characeen-Sees in einen *Potamogeton*-See durch Abwässer ist von FORSBERG (1964) für Schweden beschrieben worden; aber auch die Arbeiten von LANG (1967, 1973) über den Bodensee brachten ähnliche Ergebnisse. In Calcium-armen oligotro-

phen Weichwasserseen, die ein völlig anderes Makrophyteninventar besitzen, spielen sich bei Abwasserbelastung und Eutrophierung ähnliche Florenverschiebungen ab. In finnischen Seen konnten KURIMO (1970), SUOMINEN (1968), UOTILA (1971), PERTTULA (1953) zeigen, daß „oligotrophente“ Elemente wie *Myriophyllum alterniflorum*, *Lobelia dortmanna*, *Isoëtes*-Arten und *Ranunculus peltatus* sich als belastungsempfindlich erwiesen und zurückgingen bzw. ganz verschwanden. Demgegenüber breiteten sich mit zunehmender Belastung „eutrophente“ Pflanzenarten, so z. B. *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Elodea canadensis* etc. aus oder traten sogar neu auf.

Aber nicht nur in Stillgewässern, sondern auch in Fließgewässern sind bei Belastung derartige Florenverschiebungen nachzuweisen. In harten oligotrophen Calcium-reichen Niedermoorbächen stellt z. B. *Potamogeton coloratus* eine außerordentlich belastungsempfindliche Wasserpflanze dar und ist vielfach stark im Rückgang (CARBIENER 1969, KOHLER et al. 1971). Aber auch Characeen wie *Chara hispida* und *Ch. vulgaris* sind in diesen Fließgewässern wenig belastbare Elemente. Als Beispiel für Wasserpflanzen, die sich in harten Fließgewässern infolge von Eutrophierung in den letzten Jahrzehnten stark ausgebreitet haben, sei *Callitriche obtusangula* genannt. KRAUSE (1971) hat den raschen Ausbreitungsvorgang dieser Art für Gewässer des Oberrheingebietes geschildert. Als Beispiel für eine relativ belastungsunempfindliche Pflanzenart in harten Fließgewässern, die sowohl in reinsten wie auch in ziemlich stark belasteten Flußläufen wächst, möchte ich *Ranunculus trichophyllus* nennen. In weichen Fließgewässern, z. B. denen der Oberpfalz, gibt es ebenso wie in harten, belastungsempfindliche und durch Belastung geförderte Submerse. Zu den nicht allzusehr belastbaren Weichwasserpflanzen rechnen wir z. B. *Myriophyllum alterniflorum*, während andererseits *Ranunculus penicillatus* durch Abwässer stark gefördert wird (ZELTNER 1974 in Vorbereitung).

Die erwähnten Beispiele dürften klar machen, daß die Belastung von Gewässern einen stark kontrollierenden Einfluß auf die Makrophytenvegetation ausübt. Über die bei den Florenverschiebungen wirksamen Mechanismen wissen wir bis heute noch sehr wenig. Die Abwasserbelastung der Gewässer stellt ein sehr komplexes Geschehen dar; und es wird schwierig sein, alle für die Vegetationsveränderungen verantwortlichen Faktoren aufzuklären, zumal nicht auszuschließen ist, daß die Belastungskomponenten teils synergistisch, teils antagonistisch wirken. Vielleicht sollte man folgende zwei Wirkungskomplexe unterscheiden, die bei den Florenverschiebungen eine Rolle spielen:

1. Direkte toxische Wirkungen bestimmter Abwassergifte auf die Submersen. Hier kommen Einflüsse von Ammoniak, von Boraten, von Chloriden, Tensiden, Phenolen und vielen anderen Abwasserstoffen in Frage.
2. Bei den indirekten Wirkungen handelt es sich um Veränderungen von Faktoren, welche sich oft mittelbar auf die Konkurrenzverhältnisse unter den Arten auswirken. So dürften z. B. die Nährstoffanreicherung im Wasser, Sedimentveränderungen, die Beeinträchtigung des Lichthaushaltes (Trübung) dazu beitragen, daß wettbewerbsbedingte Vegetationsveränderungen bei den Submersen stattfinden.

Wenn es auch schwierig sein wird, das gesamte Wirkungsgefüge aufzuklären, so sollte neben der Beschreibung der Phänomene doch versucht werden, einzelne Mechanismen und den Empfindlichkeitsgrad ausgewählter Arten im Experiment aufzuklären. Wir müssen uns aber im klaren darüber sein, daß wir das Zusammenwirken von Faktoren und die Langzeitwirkungen im Gewässer nicht hinreichend simulieren können. Vielmehr sind wir gezwungen, mit wenigen kontrollierbaren Faktoren zu arbeiten und aus Kurzzeitversuchen mit überhöhten Konzentrationen auf Langzeitwirkungen im Gewässer zu schließen.

Für eine richtige Interpretation der experimentellen Befunde ist es aber wichtig, daß wir uns immer wieder an den Gegebenheiten im Gewässer selbst orientieren. Bei der Suche nach den Kausalketten sind wir in derselben schwierigen Situation wie etwa die Krebsforschung, die im

Tierversuch mit weit überhöhten Dosierungen der zu testenden evtl. kanzerogenen Substanzen arbeitet und daraus auf Langzeitwirkungen schließen muß. Da die submersen Makrophyten, wie wir gesehen haben, ganz unterschiedlich auf die Gewässerbelastung reagieren, müßte es bei genügend kritischer Betrachtung möglich sein, aus den Verbreitungsbildern der Arten im Gewässer Rückschlüsse auf den Gütezustand zu ziehen. Um die Zusammenhänge zwischen dem Belastungsgrad von Fließgewässern und der Verbreitung von submersen Makrophyten von Grund auf zu studieren, untersuchen wir in einer Weißenstephaner Arbeitsgruppe seit mehreren Jahren verschiedene Fließgewässer mit sehr unterschiedlichem Belastungsgrad. Wir entwickelten dafür ein Arbeitsprogramm, das folgende fünf wichtige Programmpunkte enthält:

1. Landschaftsökologische Voruntersuchungen im Einzugsgebiet
2. Makrophytenkartierung
3. Chemisch-physikalische Wasseruntersuchungen
4. Experimentelle Untersuchungen mit einzelnen Wasserpflanzen
5. Ermittlung und Kartierung von floristisch-ökologischen Fließgewässerzonen bzw. Vegetationstypen.

1. Voruntersuchungen

Für die Planung des speziellen Arbeitsprogrammes sind allgemeine hydrologische und landschaftsökologische Erhebungen über das Einzugsgebiet eines Fließgewässers von großem Nutzen. Die Erfassung und Kartierung der Abwasserzuflüsse, der Lage der Siedlungen sowie Landnutzungsformen ergeben oft wichtige Informationen über den Belastungsgrad eines Gewässers (KNAPPE 1971, BRINKMEIER et al. 1974).

2. Kartierung der submersen Makrophyten

Die kartographische Erfassung aller submerser Makrophyten spielt eine zentrale Rolle in dem Arbeitsprogramm. Aufgrund der bei den Voruntersuchungen gemachten Erfahrungen wird das gesamte Gewässersystem in Abschnitte eingeteilt, in denen die Häufigkeit der Submersen grob geschätzt wird. Für jede Art wird dann eine Verbreitungskarte gezeichnet (KÖHLER et al. 1971, KÖHLER et al. 1974). Die Aufnahmen der Gewässerabschnitte können zusätzlich für die Ermittlung der Vegetationstypen tabellarisch ausgewertet werden. In allen den von uns untersuchten Fließgewässern zeigte sich, daß manche Submerse ganz bestimmte Verbreitungsbilder besitzen, die sich vielfach mit dem Belastungsgrad in Beziehung bringen lassen. Sowohl in Fließgewässern der Münchener Ebene, als auch in denen der Friedberger Au bei Augsburg – in beiden Fällen handelt es sich um harte Calcium-reiche Niedermoorgewässer – waren *Potamogeton coloratus* und *Chara hispida* auf die reinsten quellenahen Bäche beschränkt. In diesen katharoben Fließgewässerbereichen fehlen immer bestimmte Arten wie *Callitriche obtusangula* und *Ranunculus fluitans*. Diese sind in leicht bis stärker eutrophierten Flußabschnitten verbreitet. Schließlich gibt es noch Arten, die vom reinsten Fließgewässerbereich bis an die Verödungszone heranreichen. Hierzu gehört z. B. *Ranunculus trichophyllus*. An dieser Stelle sei noch ein Beispiel dafür angeführt, wie sich Makrophyten entlang einer Selbstreinigungsstrecke verhalten (Abb. 1). Dies konnten wir an der Friedberger Ach studieren, wo die gesamten Abwässer der Stadt Friedberg (ca. 15 000 Einwohner) nur mechanisch geklärt in dieses Fließgewässer eingeleitet werden. Vor der Einleitung hat das Gewässer noch einen ziemlich hohen Gütezustand mit einem zahlreichen Makrophytenbewuchs von *Potamogeton densus*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus trichophyllus*, *Sium erectum* und *Nasturtium*

officinale coll. Nach der Durchmischungszone fallen sämtliche submerse Makrophyten außer der Flutform von *Sparganium emersum* (oder *erectum*) aus. Erst nach einer Selbstreinigungsstrecke von 4 km tritt die erste Wasserpflanze wieder auf; es handelt sich um *Elodea canadensis*, der sich nach ca. 5 km *Ranunculus trichophyllus* zugesellt. Mit der weiteren Selbstreinigung und der Zufuhr von reinem Wasser durch einen Seitengraben kommt es zu einer starken Bereicherung der Makrophytenflora in der Selbstreinigungsstrecke (Abb. 1, vgl. auch KOHLER et al. 1974).

Bevor wir über die eigentlich ökologischen Untersuchungen sprechen, sei noch auf die Grenzen der Makrophytenkartierungsmethode hingewiesen. Natürlich ist das Verfahren nur in solchen Gewässern anwendbar, wo überhaupt Makrophyten auftreten. Fließgewässer mit starkem Gefälle, wie z. B. Gebirgsbäche, müssen daher von einer solchen Untersuchung ausgeklammert werden. Die Ergebnisse, welche man bei der Kartierung eines bestimmten Flußtypes erhalten hat, können nur bedingt auf andere Fließgewässer übertragen werden. Nur dann sind die Befunde übertragbar, wenn es sich um einen annähernd gleichen Gewässertyp handelt.

3. Chemische Wassereigenschaften und Makrophytenverbreitung

In mehrjährigen Untersuchungen zum Wasserchemismus der Moosach versuchten wir, einigen der die Pflanzenverbreitung kontrollierenden Faktoren auf die Spur zu kommen. Unter den sog. chemischen Verschmutzungsfaktoren ergaben vor allem das Ammonium und das Phosphat klare Korrelationen zur Verbreitung von Submersen. Man kann das durch sog. ökologische Reihen verdeutlichen. Sorgfältig ausgesuchte Probeflächen werden dabei entlang eines chemischen Umweltgradienten angeordnet. Dabei zeigt sich die ökologische Amplitude einzelner Arten gegenüber diesem Faktor (KOHLER et al. 1973, KOHLER et al. 1974). Solche ökologische Reihen scheinen uns brauchbare Hinweise zu liefern für die Planung eines experimentellen Programmes. Sie zeigen uns, welche chemischen Faktoren auf die Makrophytenverbreitung eventuell einen kontrollierenden Einfluß haben könnten.

4. Experimentelle Untersuchungen

Unsere experimentellen Arbeiten sollten zwei Fragen klären helfen:

1. Sind die Artenverbreitungsbilder im Fluß zufällig bedingt (wie das von GESSNER (1955 S. 289 ff.) vertreten wird) oder sind hier ökologische Faktoren im Spiel?
2. Wenn die erste Frage positiv beantwortet werden kann, müssen wir weiterfragen, welche Faktoren wirken auf die Makrophyten begrenzend?

a. Umpflanzversuche im Fließgewässer

Zur Beantwortung der ersten Frage führten wir Umpflanzversuche im Fluß selbst durch. Dabei verpflanzten wir Arten, die auf katharobe oder schwach belastete Abschnitte beschränkt waren, in mehr oder weniger stark belastete Bereiche. Umgekehrt brachten wir vermeintliche Eutrophierungsanzeiger in katharobe Fließgewässerabschnitte. Von den (wahrscheinlich) belastungsempfindlichen Arten benutzten wir *Potamogeton coloratus* und *P. densus*, die wir in verunreinigte Flußabschnitte einpflanzten. Zur Kontrolle wurden natürlich am Entnahmestandort Umpflanzungen vorgenommen.

In relativ kurzer Zeit zeigten sich an den Versuchspflanzen im belasteten Bereich Schädigungen an den Blättern und Sprossen, die nach einiger Zeit zum Absterben der Versuchsexemplare führten (KÖHLER 1972, KÖHLER et al. 1972). Aber auch die „eutraphenten“ Elemente wie *Ranunculus fluitans* und *Callitriche obtusangula*, die wir in oligotrophe Flußbereiche eingebracht hatten, wuchsen auf diesen Standorten schlecht und zeigten zum Teil nach wenigen Wochen ebenfalls Schadsymptome an den Blättern. Bei *Ranunculus fluitans* wurden einzelne Blatteile chlorotisch, bei *Callitriche* waren bräunliche Verfärbungen an den Blättern festzustellen (GLÄNZER 1974).

b. Belastungsversuche im Aquarium

Aufgrund der bei den Umpflanzversuchen gewonnenen Informationen wissen wir, daß an der Verbreitung der Makrophyten ökologische Faktoren beteiligt sind. Die eigentliche Frage aber, welche Faktoren oder Faktorengruppen zur Schädigung bzw. zum Absterben der oligotraphenten Pflanzen im belasteten Flußbereich führen, ist auch damit noch nicht beantwortet. Um diesem Problem nachzugehen, führten wir Aquarienversuche durch, die über die Empfindlichkeit einiger ausgewählter Arten gegen Belastungsfaktoren Auskunft geben sollten.

In einer einfachen Versuchsanlage testeten wir Wasserpflanzen mit o-Phosphat und Ammonium, also mit Abwasserstoffen, die nach den ökologischen Reihen als begrenzende Maximumfaktoren in Frage kommen. Bei *Potamogeton coloratus* zeigte sich, daß erhöhte o-Phosphatkonzentrationen auf diese Pflanzenart eher fördernd als hemmend wirkten. Dagegen ergaben erhöhte Ammoniumkonzentrationen bei den Versuchspflanzen bald deutliche Schädigungen, die denen der Umpflanzversuche recht ähnlich waren. Nach den ermutigenden Versuchen entwickelten wir eine große Versuchsanlage, in der zwanzig Aquarien betrieben und verschiedene Faktoren kontrolliert werden können, so z. B. die Temperatur, die Beleuchtung, das chemische Wassermilieu, die Luftsättigung des Wassers. Außerdem kann in einem Durchflußsystem das offene System Fließgewässer in etwa simuliert werden (GLÄNZER 1974).

Greifen wir ein Versuchsergebnis heraus, nämlich die Wirkungen verschiedener Konzentrationen von Ammonium auf *Potamogeton coloratus* und auf *Ranunculus fluitans*. Es zeigt sich, daß die erstgenannte Art bei erhöhten Konzentrationen relativ empfindlich reagiert und nach drei Wochen hohe Schädigungsraten erreicht. Demgegenüber wird *Ranunculus fluitans* auch bei höheren Konzentrationen kaum geschädigt, in seinem Wachstum aber außerordentlich gefördert (GLÄNZER 1974). Durch diesen Befund werden unsere Erfahrungen über die Verbreitung und Dynamik der beiden Arten in calciumreichen Fließgewässern gestützt. Wie erwähnt, geht *Potamogeton coloratus* bei Abwasserbelastung, mit der ja fast immer eine Ammoniumanreicherung einhergeht, in oligotrophen Bächen zurück. *Ranunculus fluitans* dagegen fehlt in oligotrophen Fließgewässerbereichen und wird durch Abwasserbelastung stark gefördert. Wir dürfen wohl mit einiger Sicherheit annehmen, daß das mit dem Abwasser in die Fließgewässer gelangende Ammonium am Rückgang von oligotraphenten Elementen und an der Ausbreitung von eutraphenten Pflanzen beteiligt ist. Ob und inwieweit auch andere chemische Belastungsfaktoren wie Natriumperborat und Tenside bei abwasserbedingten Florenveränderungen toxisch oder fördernd auf Makrophyten wirken, soll weiteren Arbeiten vorbehalten bleiben.

5. Floristisch-ökologische Flußzonen

Mit Hilfe der bei der Makrophytenaufnahme und -kartierung gewonnenen Artengruppen kann man eine Klassifizierung und Kartierung von Fließgewässern vornehmen. Die so gewonnenen synthetischen Einheiten – wir nennen sie floristisch-ökologische Flußzonen – kön-

nen Pflanzengesellschaften im Sinne der Pflanzensoziologie darstellen. In den Calcium-reichen Niedermoorgewässern nimmt den quellnahen oligotrophen Bereich das *Potamogetonum colorati* ein, mit *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida*, *Chara vulgaris* und *Juncus subnodulosus*. Wir nannten diesen Typus zunächst neutral Zone A. Diese Gesellschaft geht fließend über in einen Typus (Zone B), in dem die *Potamogeton coloratus*-Gruppe zurücktritt, die eutraphenten Elemente aber noch nicht vorhanden sind. CARBIENER (1969) nennt diese Gesellschaft *Mentha aquatica* – *Sium erectum*-Gesellschaft. Der Eutrophierungsgrad ist hier gegenüber dem *Potamogetonum colorati* kaum meßbar erhöht. Werden nun diese oligotrophen Calcium-reichen Fließgewässer belastet, so tritt zunächst ein artenreiches *Callitricetum obtusangulae* (Zone C) auf, das bei weiterer Belastung wieder verarmt (Zone D der Moosach). Nicht nur bei uns sind solche Abfolgen in Niedermoorgewässern festzustellen, sondern auch im Elsäßischen Ried hat CARBIENER (1969) eine entsprechende Reihe von Vegetationstypen geschildert.

In der Friedberger Au bei Augsburg haben wir im Vergleich zur Münchener Ebene etwas abgewandelte Verhältnisse. Das *Callitricetum obtusangulae* wird in der belasteten Friedberger Ach durch eine andere Artenkombination ersetzt (KOHLER et al. 1974). Wir möchten das auf die von anderen harten Fließgewässern verschiedenen thermischen Verhältnisse zurückführen. Die Friedberger Ach ist heute gegen den Schotterkörper abgedichtet und hat infolge des fehlenden Grundwasserkontaktes mehr eurythermen Charakter als z. B. das Moosach-System. *Callitriche obtusangula* liebt aber nicht nur eutrophes, sondern auch winterwarmes Wasser (KRAUSE 1971).

Für die Klassifizierung von Flußsystemen anhand der Verbreitung von Makrophyten ist es sehr nützlich, wenn als Bezugsbasis katharobe Gewässerabschnitte zur Verfügung stehen, eine Forderung, die allerdings in Mitteleuropa heute für die wenigsten Fließgewässer realisiert werden kann. Mit den so ermittelten Flußzonen soll keineswegs ein starres System aufgestellt werden, auch wenn die Übertragung auf andere Gewässer gleichen Typs möglich ist. Die Anzahl der in einem Flußsystem auftretenden Zonen ist variabel. Wesentlich erscheint uns, daß die Flußzonen floristisch und ökologisch gut definiert sind. Mit einem variablen System kann der Individualität und den oft sehr unterschiedlichen Belastungsgradienten von Fließgewässern am besten Rechnung getragen werden.

Wir dürfen wohl annehmen, daß auch in der Naturlandschaft vom Quellbereich bis zur Mündung von Fließgewässern gewisse Vegetationsabfolgen stattgefunden haben, die u. a. auch Ausdruck waren von unterschiedlichen Trophiestufen. Auch ohne den Einfluß des Menschen dürften flußabwärts natürliche Eutrophierungsprozesse eine Rolle gespielt haben, die zur Ausbildung verschiedener Pflanzengesellschaften geführt haben. Infolge der fortschreitenden anthropogenen Fließgewässerbelastung dürften sich die natürlichen Fließgewässerzonen zum Teil in Richtung Quellbereich nach oben verschoben haben. Auf der anderen Seite ist es wahrscheinlich, daß im Quell- und Oberlauf neue Typen bzw. Vergesellschaftungen entstanden sind wie z. B. das *Callitricetum obtusangulae*. Auf solche trophiebedingten Verschiebungsvorgänge flußaufwärts deutet beispielweise die Tatsache hin, daß noch vor wenigen Jahrzehnten im Oberlauf der von uns untersuchten Moosach *Potamogeton coloratus* vertreten war, eine Pflanze, die heute nur noch in zwei Quellbächen vorkommt. Außerdem war *Callitriche obtusangula* für das gesamte Flußsystem der Moosach bis vor kurzem noch nicht bekannt, eine Pflanze, die heute zu den dominanten Arten dieses Gewässers gehört (KOHLER et al. 1971). Nicht nur in harten, sondern auch in weichen Calcium-armen Fließgewässern kann man belastungsbedingte Flußzonen unterscheiden. In der Oberpfalz ist z. B. für wenig belastete Gewässer eine Gesellschaft typisch, die u. a. durch *Myriophyllum alterniflorum* charakterisiert wird (Abb. 2), während in den mehr oder weniger stark belasteten Flußstrecken *Ranunculus penicillatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* (Abb. 3) u. a. eine dominierende Rolle spielen (ZELTNER 1974).

WASSERPFLANZENVERBREITUNG IN NAAB, PFREIMD
UND SCHWARZACH (OBERPFÄLZER WALD)

LAGE DER UNTERSUCHTEN FLEESGEWÄSSERABSCHNITTE (FUNDORTE)



VERBREITUNG VON

MYRIOPHYLLUM ALTERNIFLORUM

- NICHT NACHGEWIESEN
- ⊕ VEREINZELT
- VERBREITET
- HAUFIG
- KARTIERTER FLUSSABSCHNITT
- LANDESGRENZE ZUR CSSR

FORSTLICHE AUFNAHME IN DER VEGETATIONSPERIODEN 1972/73
KARTENGRUNDLAGE: FRITSCH'S WANDERKARTE N:1:100.000

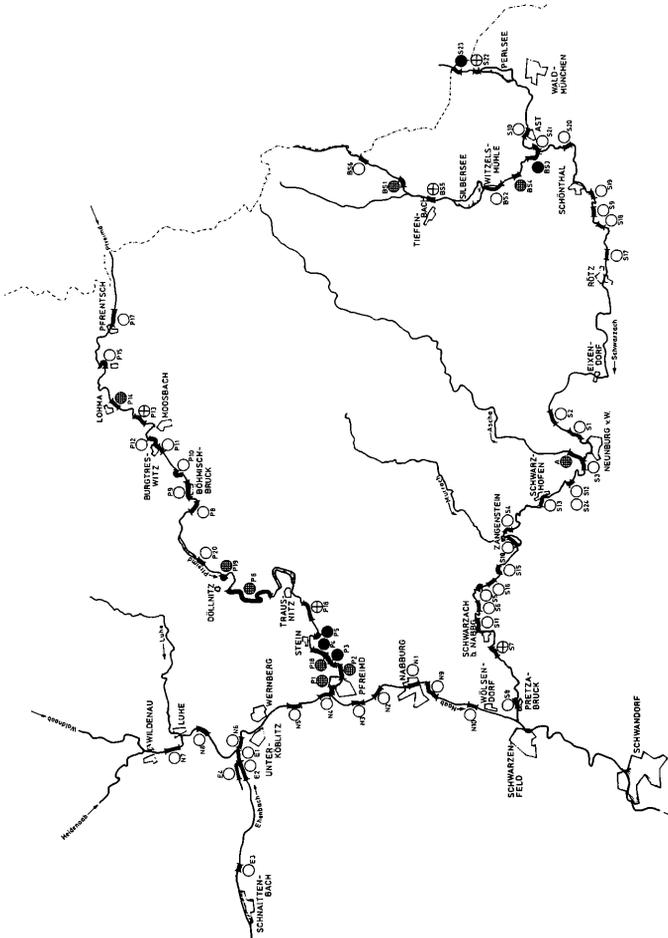


Abb. 2: Verbreitung von *Myriophyllum alterniflorum* im Naab-System. Typische Art für nicht bis wenig belastete weiche Fließgewässer der Oberpfalz.

Wenn wir auch mit unseren experimentellen Untersuchungen bisher noch wenig über die spezifische Abwasserresistenz einzelner Arten aussagen können, so hoffen wir doch mit dem hier kurz aufgezeigten Untersuchungsprogramm einen Weg beschritten zu haben, der eine weitere Aufklärung des Zeigerwertes von Makrophyten sowohl als positive wie als negative Belastungsindikatoren ermöglicht. Wie wir gesehen haben, handelt es sich bei manchen Arten und Gesellschaften z. B. beim Potamogetonetum colorati um sehr empfindliche und wohl auch spezifisch reagierende Indikatoren, mit deren Hilfe wir in der Lage sind, bereits kleinste Belastungen von Gewässer-Ökosystemen festzustellen. Um die Umweltprobleme in unseren Gewässern lösen zu können, scheint es sehr wichtig zu sein, möglichst vielseitige und spezifische Indikatorensysteme zu entwickeln. Den Bio-Indikatoren kommt in diesem Zusammenhang schon deswegen größte Bedeutung zu, als sie schon relativ geringe Belastungen anzeigen können, die mit chemisch-physikalischen Methoden oft nur mit einem nicht mehr vertretbaren Aufwand erfaßbar sind.

Literatur

- CARBIENER, R., 1969: Aperçu sur quelques effets de la pollution des eaux douces de la zone tempérée sur le biocénoses aquatiques. Bull. Sect. Geogr. Minist. Educ. Nation., 80, 45–132, Paris.
- FORSBERG, C., 1964: The vegetation changes in Lake Tåkern. Svensk Bot. Tidskrift, 58, 1, 44–54, Uppsala.
- GESSNER, F., 1955: Hydrobotanik I. VEB, Berlin, 289 ff.
- GLANZER, U., 1974: Experimentelle Untersuchungen über das Verhalten submerser Makrophyten bei NH_4^+ -Belastung. Verh. Ges. Ökol., II. Bd., (Im Druck).
- HABER, W. und A. KOHLER, 1973: Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. Landschaft + Stadt, 4. Jg., 159–168, Stuttgart.
- KNAPPE, W. D., 1971: Das Fließwassersystem der Moosach (Münchener Ebene). Eine landschaftsökologische Studie. Diplom-Arb., Inst. f. Landschaftsökologie, TU München.
- KOHLER, A., 1972: Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. Ber. Dtsch. Bot. Ges., 84, (1971) 11, 713–720, Stuttgart.
- , H. VOLLRATH und ELISABETH BEISL, 1971: Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol., 69, 3, 333–365, Stuttgart.
- , G. H. ZELTNER und M. BUSSE, 1972: Wasserpflanzen und Bakterien als Verschmutzungsanzeiger von Fließgewässern. Umschau, 72, 5, 158–159, Frankfurt.
- , RENATE WÖNNEBERGER und G. H. ZELTNER, 1973: Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol., 72, 4, 533–549, Stuttgart.
- , KOHLER, A., R. BRINCKMEIER und H. VOLLRATH, 1974: Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bayer. Bot. Ges. 45, 5–35, München.
- KOLKOWITZ, R., 1950: Ökologie der Saprobien. – Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Nr. 4, S. 1–64 Stutgart.
- KRAUSE, W., 1971: Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinebene. Arch. Hydrobiol., Suppl. 37, 387–465, Stuttgart.
- KURIMO, U., 1970: Effect of pollution on the aquatic flora of the Varkaus area, Finish Lake District. Ann. Bot. Fennici, 7, 213–254, Helsinki.
- LANG, G., 1967: Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. Arch. Hydrobiol., Suppl. 32, 437–574, Stuttgart.
- , 1973: Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. (Unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand). Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 12, 1–67.
- LIEBMANN, H., 1960/62: Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Bd. I u. II, Verl. Oldenbourg, München.
- PERTTULA, U., 1953: Jätevesien vaikutusesta Valkeakosken lähivesien kasvillisuuteen ja kasvistoon (mit deutscher Zusammenfassung). Arch. Soc. Zool.-Bot. Fenn., Vanamo, 7, 106–113, Helsinki.

- SUOMINEN, J., 1968: Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW-Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 5, 65–81, Helsinki.
- UOTILA, P., 1971: Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S-Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 8, 257–295, Helsinki.
- ZELTNER, G. H., 1974: Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von submersen Makrophyten in Naab, Pfreimd und Schwarzach (Oberpfalz). Diplom-Arbeit, Inst. f. Landschaftsökologie TU München (in Vorbereitung).
- Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. A. KOHLER, Lehrstuhl für Landeskultur der Univ. Hohenheim, D-7000 Stuttgart-Hohenheim.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland](#)

Jahr/Year: 1975

Band/Volume: [34](#)

Autor(en)/Author(s): Kohler Alexander

Artikel/Article: [Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung 149-159](#)