

MAKROPHYTISCHE WASSERPFLANZEN ALS BIOINDIKATOREN FÜR BELASTUNGEN VON FLIESSGEWÄSSER-ÖKOSYSTEMEN*

A. KOHLER

Abstract

In this paper a survey is given of the results of investigations concerning the problems of aquatic macrophytes as indicators of running water pollution. The following results are pointed out:

1. Dispersion pattern of macrophytic species and communities show clear relations to the water quality. That is true as well of soft running waters of the „Oberpfälzer Wald“ as of the hard calcareous fen waters.
2. By the mapping of macrophytic communities floristical ecological river zones can be distinguished, frequently reflecting an exact detailed classification of the water quality.
3. That this dispersion pattern in the river is not accidental but subject to ecological regularity could be proved by transplant experiments in running waters over a number of years.
4. Putting the dispersion pattern of macrophytes in relation to single chemical pollution factors (in form of ecological series) indications for the environmental demands and the resistance of the single species can be obtained. The ecological NH_4^+ series in calcareous running waters indicated an ecological amplitude, differentiating within the single species.
5. To determine the tolerance of macrophytes towards single factors, an experimental aquarium plant was developed, in which a series of environmental influences can be controlled and varied. Determination methods for bioindication are referred to.
6. Finally, results of pollution experiments in aquariums are demonstrated and their environmental significance is discussed. Submerged species show a different sensibility towards the pollution by ammonia, tensides, chlorides, heavy metals, etc.

For the investigation of the bioindication of running water macrophytes, purely descriptive investigation (mapping and measuring) are not sufficient in my opinion. Taking the descriptive results as a basis, a direct experimental laboratory programme is being developed in order to test the reaction of the single species towards single factors and combination factors. With such a working programme we hope to obtain in future exact knowledge of the ecological and physiological behaviour of individual species towards water pollution.

1. Einleitung

Auf den Jahrestagungen der Gesellschaft für Ökologie in Konstanz 1971 (KOHLER et al. 1972) und in Saarbrücken 1973 (GLÄNZER 1974) wurde bereits über die ersten Ergebnisse unserer Untersuchungen zur Belastungs-Indikation von Fließgewässer-Makrophyten berichtet. Im folgenden soll nun ein kurzer Überblick über die bisher durchgeführte Arbeiten gegeben und aufgezeigt werden, wo die Schwerpunkte bei den laufenden und geplanten Forschungen liegen.

Der Begriff des Bioindikators wird im Sinne der von ELLENBERG (mündl.) vorgeschlagenen Definition verstanden: „Ein Bioindikator ist eine Sippe oder Gemeinschaft von Lebewesen, deren Vorkommen oder sonstiges leicht erkennbares Verhalten sich mit bestimmten Verhältnissen so eng korrelieren lassen, daß man sie

* Gefördert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft.

als Zeiger oder quantitativen Test (in unserem Fall für Gewässerbelastungen) verwenden kann“.

Für die Ermittlung des Zeigerwertes von makrophytischen Wasserpflanzen ist die Kenntnis des intakten ursprünglichen Zustandes der Fließgewässerökosysteme und ihrer Vegetation sehr wesentlich. Annähernd natürliche Verhältnisse finden wir aber heute nur noch in einigen oligotrophen Fließgewässern Mitteleuropas, die aus dünn besiedelten Landschaften kommen und nicht bis wenig belastet sind. Wie die Vegetation der wohl ursprünglich meso- bis eutrophen Mittel-, Unter- und Mündungsläufe unserer Flüsse von Natur aus beschaffen war, darüber liegen uns keine Informationen vor, zumal diese schon seit langer Zeit vom Menschen beeinflusst sind (HABER & KOHLER 1972, KOHLER 1975a).

2. Untersuchte Fließgewässer

Um die Indikatoreigenschaften von submersen Makrophyten und ihren Gemeinschaften zu ermitteln, haben wir seit 1969 in Bayern mehrere von Natur aus oligotrophe Fließgewässer-Ökosysteme studiert.

Weiche und harte (Ca-hydrogencarbonatreiche) Fließgewässer haben von Natur aus ein völlig verschiedenes Makrophyteninventar, was übrigens auch für Seen gilt. Die Ursachen für dieses Phänomen sind noch nicht geklärt; sie könnten vielleicht bei verschiedenen Pflanzentypen zu suchen sein, was die C-Aufnahme betrifft. Als Beispiele für Weichwasserflüsse wählten wir Naab, Pfreimd und Schwarzach, welche u.a. das Granit-Gneisgebirge des Oberpfälzer Waldes entwässern (KOHLER & ZELTNER 1974). Unter den harten, hydrogencarbonatreichen Fließgewässern studierten wir kalkreiche Niedermoorgewässer: Das Moosachsystem (KOHLER et al. 1971, 1972, 1973), die Fließgewässer im Erdinger Moos (KUTSCHER & KOHLER in Vorber.), beides Nebenflüsse der mittleren Isar, sowie die Fließgewässer der Friedberger Au am Ostrande des Lechtales bei Augsburg (KOHLER et al. 1974).

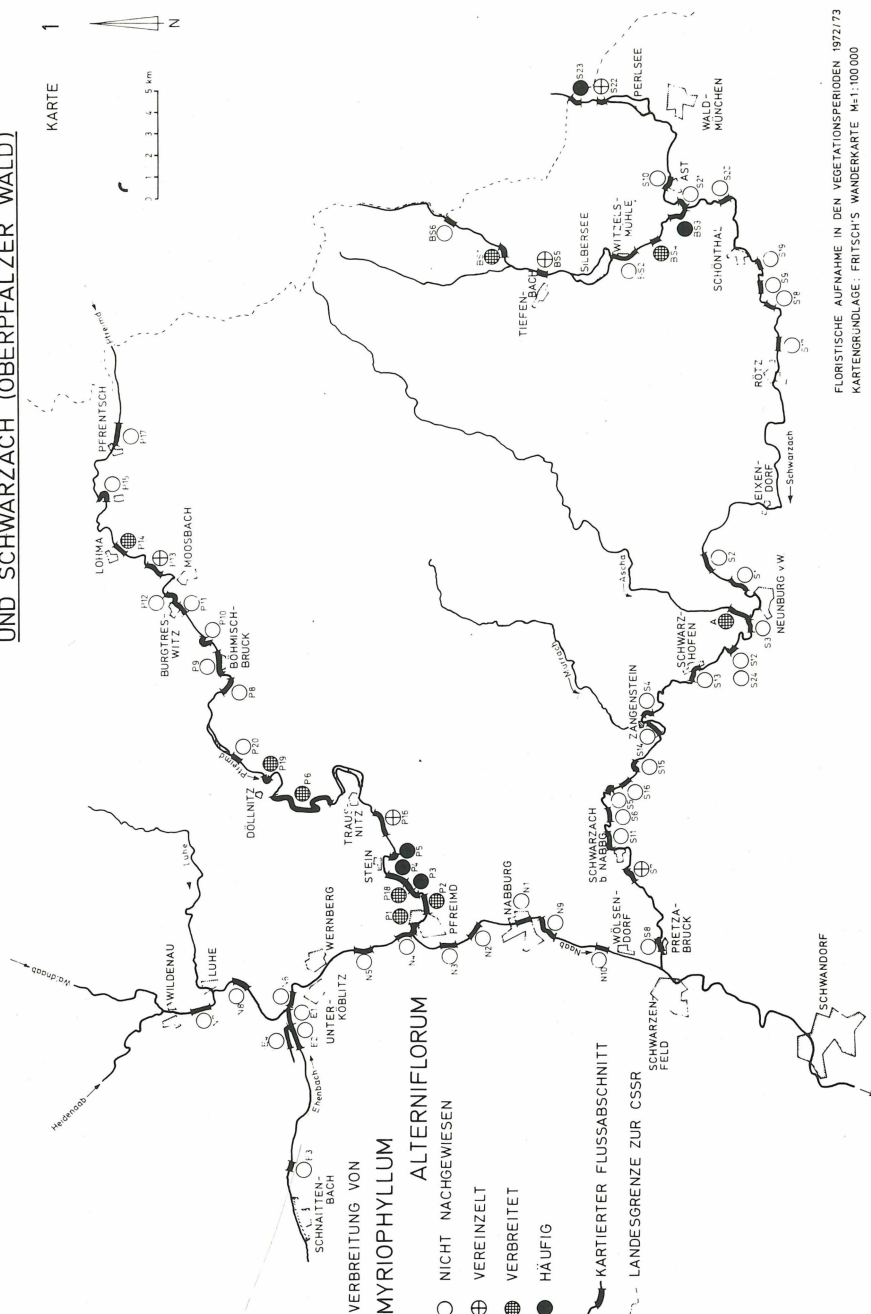
Durch Vegetationsuntersuchungen und Kartierungen der Submersen sowie ihrer Gesellschaften lassen sich in allen untersuchten Gewässern Gruppierungen und Verbreitungsmuster erkennen, die klare Beziehungen zum Reinheits- bzw. Belastungsgrad des Gewässers ergeben.

3. Beispiele für Zeigerpflanzen

In den weichen Fließgewässern des Oberpfälzer Waldes zeigt *Myriophyllum alterniflorum* (Abb. 1) eine auffallende Bindung an Flußbereiche mit fehlender bzw. geringer bis mäßiger Belastung, also an die Güteklassen I bis II im Sinne der Münchener Methode (LIEBMANN 1969). Ähnliche Verbreitungsschwerpunkte lassen hier *Potamogeton alpinus* und *Ranunculus peltatus* erkennen. Demgegenüber konzentriert sich eine „eutraphente“ Artengruppe mit *Myriophyllum spicatum* (Abb. 2), *Ceratophyllum demersum*, *Ranunculus penicillatus* und vielen anderen auf die eutrophen, kritisch belasteten Flußbereiche der Güteklasse II-III (KOHLER & ZELTNER 1974).

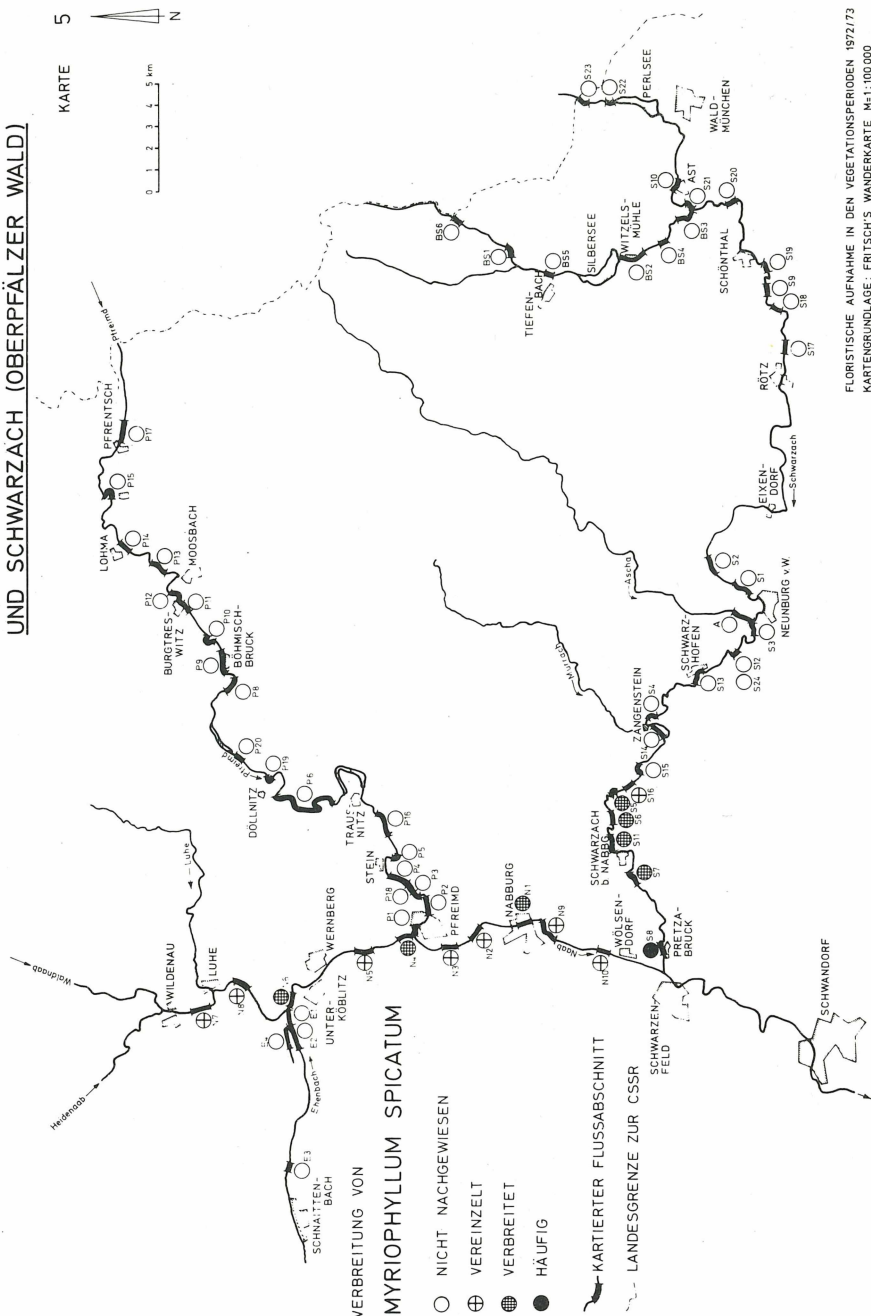
Bei den studierten Ca-Hydrogencarbonat-Niedermoorgewässern läßt sich übereinstimmend feststellen, daß extrem „oligotraphente“ Elemente wie *Potamogeton*

WASSERPFLANZENVERBREITUNG IN NAAB, PFREIMD UND SCHWARZACH (OBERPÄLZER WALD)



FLORISTISCHE AUFNAHME IN DEN VEGETATIONSZEITEN 1972/73
KARTENGRUNDLAGE: FRITSCH'S WANDERKARTE M:1:100.000

WASSERPFLANZENVERBREITUNG IN NAAB, PFREIMD UND SCHWARZACH (OBERPÄLZER WALD)



FLORISTISCHE AUFNAHME IN DEN VEGETATIONSZEITEN 1972/73
KARTENGRUNDLAGE: FRITSCH'S WANDERKARTE M=1:100.000

MAKROPHYTENVERBREITUNG IN DER MOOSACH (MÜNCHENER EBENE)

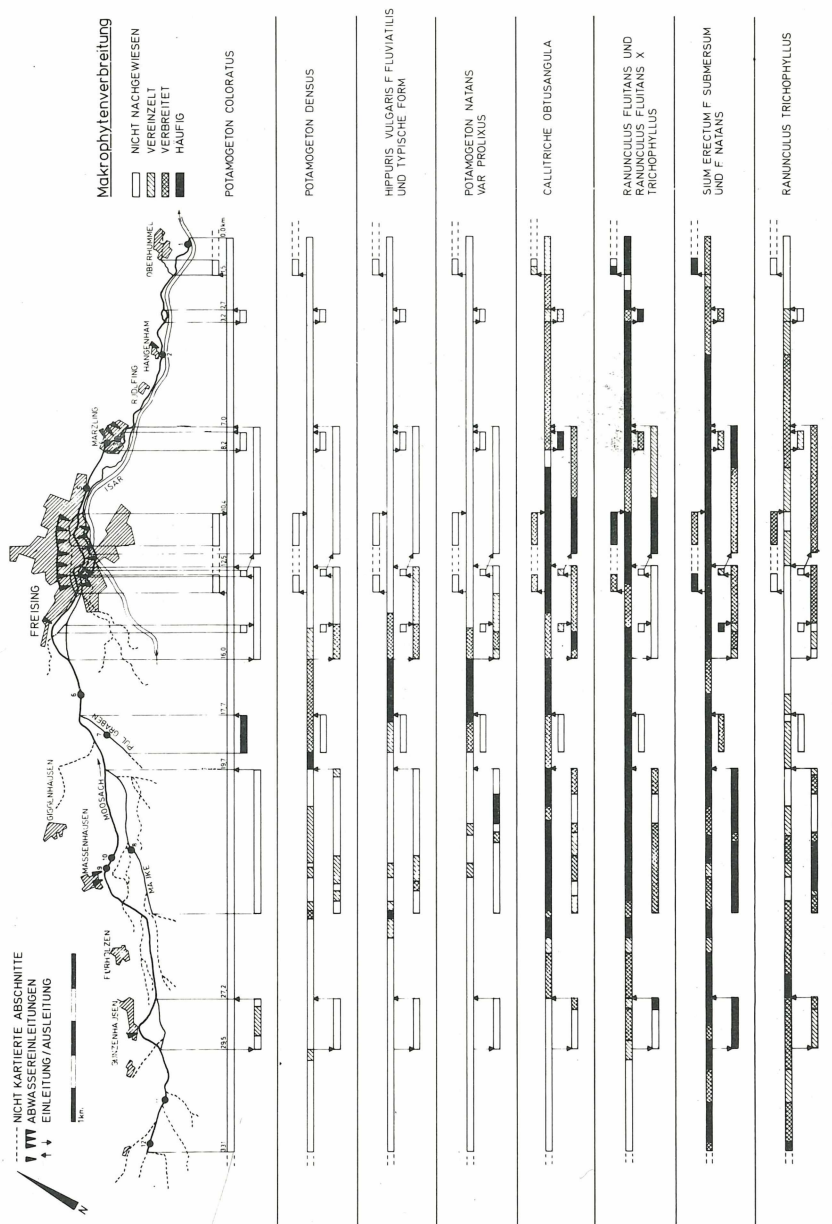


Abb. 3. Verbreitungsmuster einiger Arten in dem harten Ca-hydrogencarbonatreichen Fließgewässersystem der Moosach. *Potamogeton coloratus* tritt nur in zwei katharoben Quellbächen in Erscheinung, *Groenlandia densa*, *Hippuris vulgaris* u.a. im schwach bis mäßig belasteten Oberlauf. *Callitriche obtusangula* und *Ranunculus fluitans* fehlen in den katharoben Bereichen und besiedeln mehr oder weniger stark belastete Fließabschnitte.

PFLANZENBESIEDLUNG NACH ABWASSEREINLEITUNG IN DER FRIEDBERGER ACH

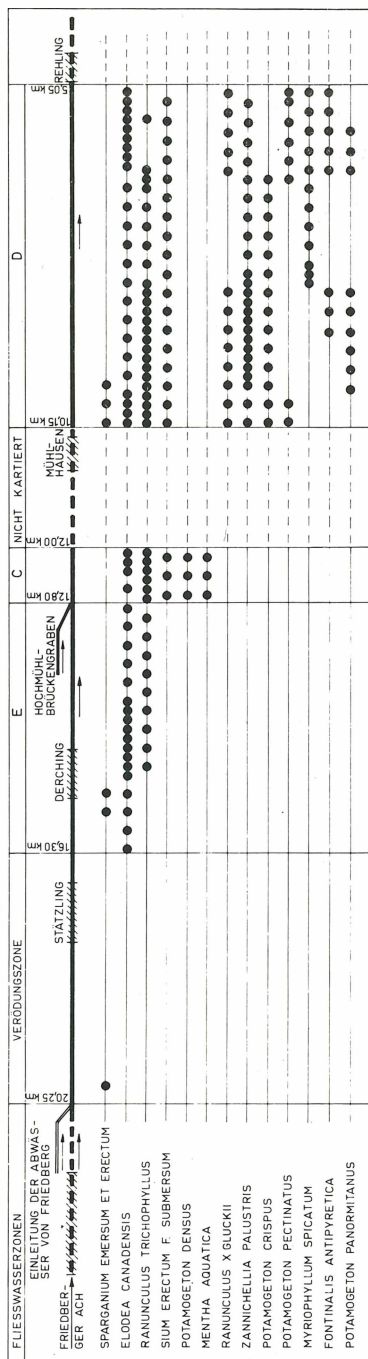


Abb. 4. Makrophytenbesiedlung einer Selbstreinigungsstrecke der Friedberger Ach (Nach KOHLER et al. 1974).

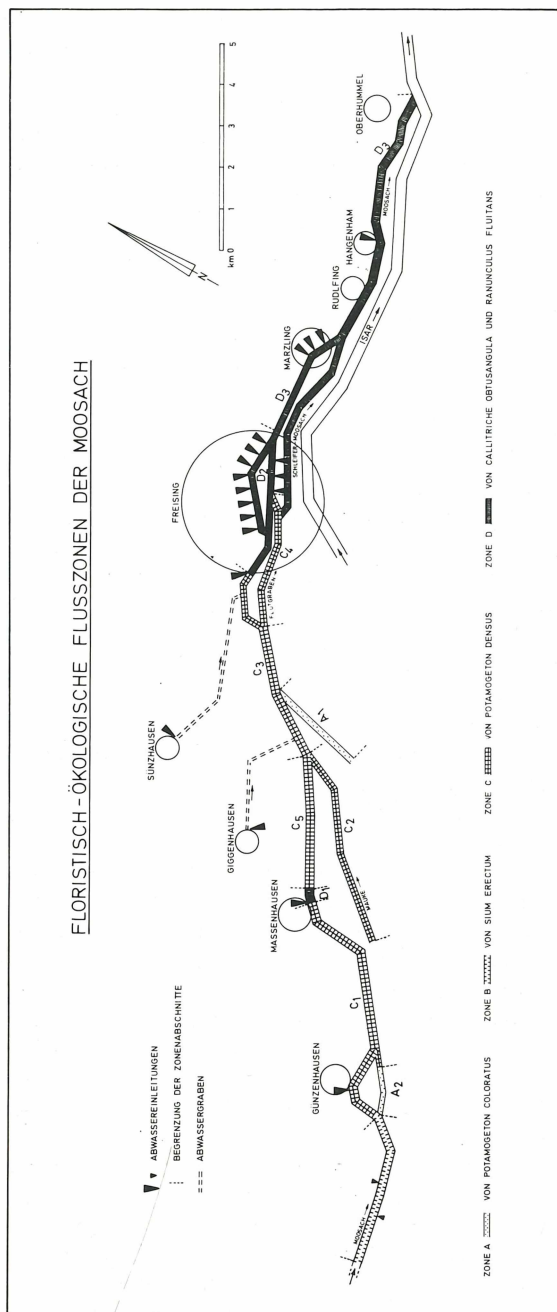


Abb. 5. Floristisch-ökologische Flußzonen des Moosachs-systems (Nach HABER & KOHLER, 1972).

coloratus, *Chara hispida*, *Ch. vulgaris* etc. sich ganz augenfällig auf die katharoben quellnahen Abschnitte beschränken, während z.B. *Callitriche obtusangula*, *Ranunculus fluitans*, *Elodea canadensis* etc. hier fehlen und auf die mehr oder weniger stark belasteten, bzw. eutrophen Flußabschnitte konzentriert sind (vgl. Abb. 3).

Daß die Abwasserbelastung einen kontrollierenden Einfluß auf die Makrophytenverbreitung in Fließgewässern ausübt, ist auch in der Selbstreinigungsstrecke unterhalb der Abwassereinleitung von Friedberg in die Friedberger Ach zu erkennen. Durch die Abwassereinleitung entsteht eine praktisch makrophytenfreie Verödungszone. Erst nach vier Kilometern beginnen nacheinander einzelne Makrophyten wieder aufzutreten (Abb. 4; KOHLER et al. 1974).

Man kann anhand der Artverbreitungsmuster die Gewässer in floristisch-ökologische Flußzonen gliedern (Abb. 5 und 6), die bestimmten Belastungsstufen entsprechen. Oftmals läßt sich hiermit eine recht feine Abstufung vornehmen (HABER & KOHLER 1972, KOHLER et al. 1974). Eine derartige Fließgewässerkartierung kann eine Grundlage für Maßnahmen des Gewässerschutzes, für den Arten- und Biotopschutz darstellen.

Daß die Verbreitungsmuster von Submersen in Fließgewässern nicht zufallsbedingt sind, läßt sich durch Experimente verifizieren. Durch Umpflanzversuche im Fluß während vier Vegetationsperioden (KOHLER et al. 1972, GLÄNZER et al. in Vorber., KOHLER 1972) konnte nachgewiesen werden, daß die Pflanzen nur in den Flußabschnitten gut gedeihen, in denen sie auch verbreitet sind. „Oligotraphente“ Arten wachsen also z.B. im oligotrophen Bereich am besten und „eutraphente“ im eutrophen (vgl. Abb. 7).

Setzt man die Verbreitung der Submersen in Beziehung zu einzelnen chemischen Belastungsindikatoren, etwa in Form von ökologischen Reihen, so zeigt sich auch hier eine Beziehung zwischen Pflanzenverbreitung und dem Grad der Belastung (Abb. 8). In der Moosach und in den Gewässern der Friedberger Au ist die Ammoniumkonzentration des Wassers als wichtigster chemischer „Verschmutzungsindikator“ anzusehen. Die ökologische NH_4^+ -Reihe macht deutlich, daß einige Arten, wie *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida* u.a. hinsichtlich dieses Faktors eine enge ökologische Amplitude besitzen und auf die reinsten Bereiche beschränkt sind. Andere Elemente wie *Callitriche obtusangula*, *Ranunculus fluitans* etc. kommen nur in mehr oder weniger deutlich ammoniumbelasteten Flußabschnitten vor. Wieder andere verhalten sich diesem Faktor gegenüber als weitgehend indifferent, wie z.B. *Sium erectum* und *Ranunculus trichophyllus*. Sie fehlen nur in den überbelasteten Verödungszonen. Solche ökologische Reihen können natürlich noch nichts über die Ursachen der Verbreitungsmuster aussagen. Sie sind aber dazu geeignet, auf mögliche kausale Faktoren hinzuweisen und Ansatzpunkte für experimentelle Untersuchungsprogramme zu liefern.

Aus dem unterschiedlichen ökologischen Verhalten der Makrophyten ergibt sich, daß bei Belastung von ursprünglich oligotrophen Fließgewässern mit fäulnisfähigen Stoffen (das gilt auch für Stillgewässer) die autochthone „oligotraphente“ Vegetation zurückgeht und von einem oder mehreren sich ablösenden Typen „eutraphenter“ Gemeinschaften ersetzt wird (vgl. CARBIENER 1969, KRAUSE 1971). Bei Überbelastung tritt immer eine Makrophytenverödung ein (KOHLER et al. 1974, KOHLER 1975 b) (Abb. 9). Diese Aussage läßt sich nicht nur aus gleichzeitigen Untersuchungen erschließen, sondern ist bereits durch langjährige wiederholte Kartierungen (hauptsächlich in Seen) bestätigt worden (z.B. LANG 1973, 1975,

FLORISTISCH-ÖKOLOGISCHE FLUSSZONEN DER FLIESSGEWÄSSER FRIEDBERGER AU

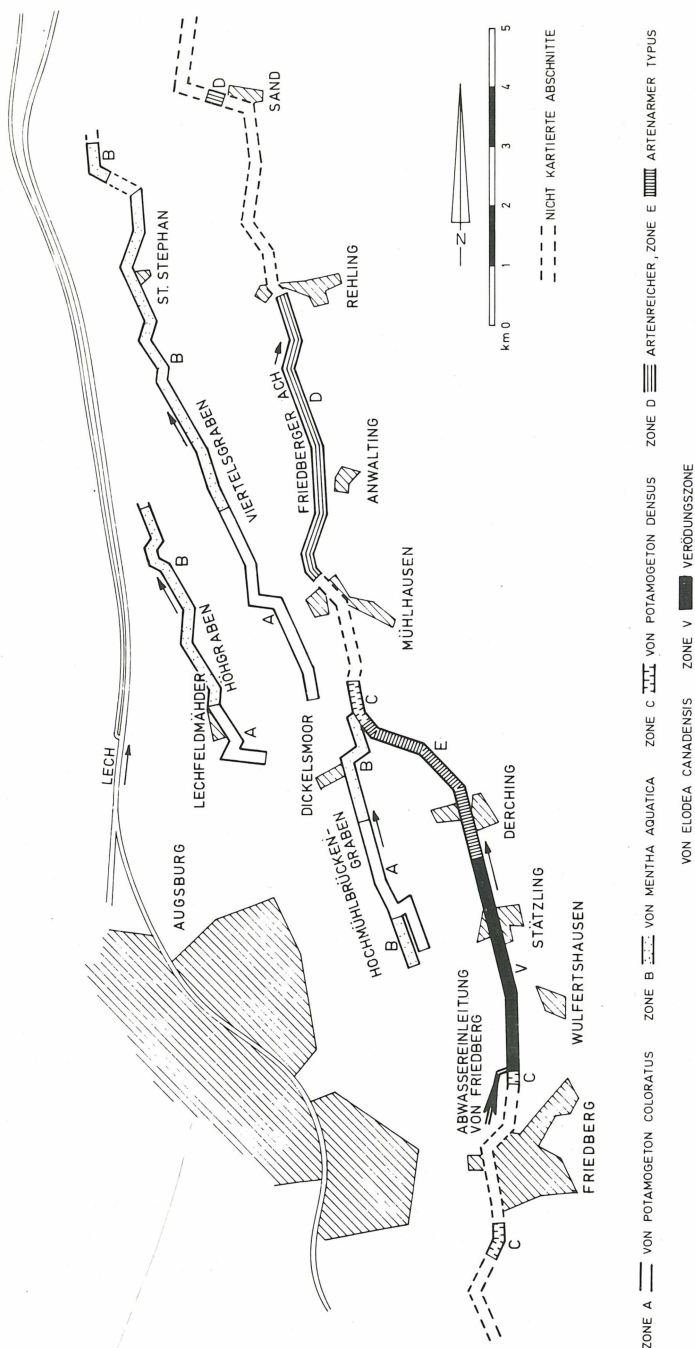


Abb. 6. Floristisch-ökologische Flußzonen der Fließgewässer der Friedberger Au (Nach KOHLER et al. 1974).

SCHADENSENTWICKLUNG :

LEGENDE :	○ KEIN SCHADEN	● TOTALSCHADEN	× NEUPFLANZUNG
	○ GERINGER SCHADEN	~ HOCHWASSERSCHADEN	• SCHADEN DURCH TREIBENDES MAHGUT
	○ MITTLERER SCHADEN	∩ DURCH REITER ZERSTORT	
	● GROSSER SCHADEN	? NICHT MEHR AUFFINDBAR	/ FRASSCHADEN, BISAM

ZONE		TAG	ZONE A					ZONE B					ZONE C					ZONE D								
			10.6	15.7	24.7	12.8	19.6	1.9	20.9	15.10	10.6	15.7	24.7	12.8	19.6	1.9	20.9	15.10	10.6	15.7	24.7	12.8	19.6	1.9	20.9	15.10
A	POTAMOGETON		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	COLORATUS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
C	POTAMOGETON		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	DENSUS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
A,B,C,D	RANUNCULUS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	TRICHOPHYLLUS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
C	HIPPURIS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	VULGARIS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
CD	CALLITRICHE		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	OBTUSANGULA		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
CD	RANUNCULUS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	FLUITANS		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○

Abb. 7. Transplantationsversuch mit Submersen im Moosachs-system (Nach GLÄNZER et al. in Vorb.).

UOTILA 1971). Hinweise auf derartige Floren- und Vegetationsveränderungen können auch alte Quellen ergeben (KÖHLER et al. 1971).

Aus den hier kurz angesprochenen Befunden darf man wohl mit Recht annehmen, daß sich Submerse als brauchbare Indikatoren für Fließgewässer-Ökosystembelastungen heranziehen lassen. Allerdings ist damit noch keine Aussage darüber gemacht, welche Faktoren die Art-Verbreitungsmuster und die Florenveränderungen im Fluß bedingen und welche Mechanismen diesen zugrunde liegen.

4. Bedingende Faktoren

Der Vorgang der Fließgewässerbelastung ist ein sehr komplexes von Fluß zu Fluß verschiedenes multifaktorielles Geschehen. Die einzelnen Pflanzensippen reagieren offenbar sehr unterschiedlich auf die verschiedenen Belastungsfaktoren. Es ist wahrscheinlich, daß manche Faktoren teils synergistisch teils antagonistisch zusammenwirken, was die Ermittlung von Grenzwerten für einzelne Arten sehr erschwert. Man wird die Wirkungen von Ökosystembelastungen theoretisch in zwei Komplexe aufgliedern können, ohne daß man diese in der Praxis immer streng auseinanderhalten könnte.

ÖKOLOGISCHE REIHEN NACH STEIGENDEN MITTELWERTEN DER AMMONIUM-KONZENTRATION DES WASSERS

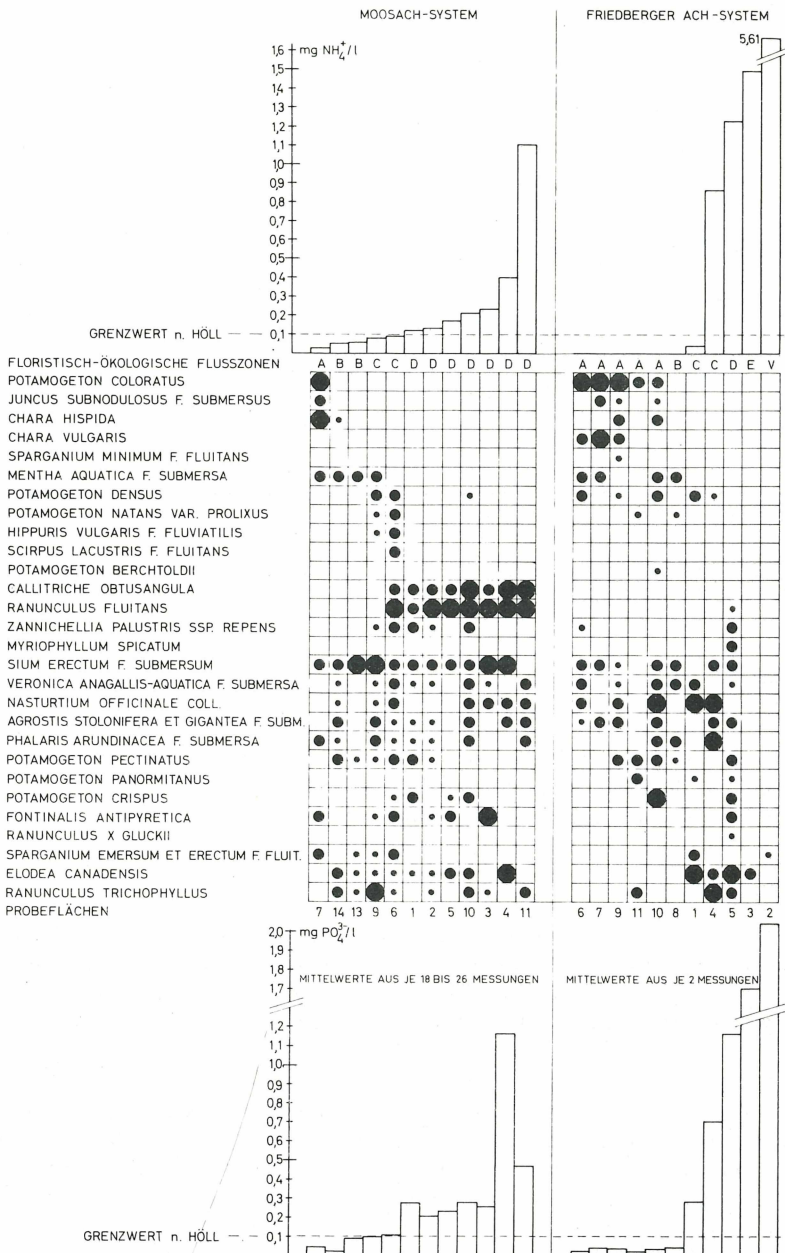


Abb. 8. Ökologische NH_4 -Reihen von Makrophyten in der Moosach und den Fließgewässern der Friedberger Au (Nach KOHLER et al. 1974).

Hydrogencarbonat - Fließgewässer (in Niedermooren)

Potam. color - Typ	Sium erect - Mentha aquatica - Typ	Callitriche obtusangula - Ranunculus fluitans - Typ reich	Verödungs - zone
--------------------	------------------------------------	---	------------------

Weiche carbonatarme Fließgewässer

Myriophyllum alterniflorum - Ranunculus peltatus - Typ	Myriophyllum spicatum - Ranunculus penicillatus - Typ reich	Verödungs - zone
--	---	------------------

zunehmende organische Belastung 

Abb. 9. Schema Veränderung von ursprünglich oligotraphenter Fließgewässervegetation bei Eutrophierung (Nach KOHLER, 1975a).

4.1 Indirekte Wirkungen

Veränderte Nährstoff-, Sediment-, Licht- und Temperaturverhältnisse im Gewässer werden sich mittelbar auf die Konkurrenz unter den Wasserpflanzen (Interaktionen mit Algen und Bakterien eingeschlossen) auswirken. Leider liegen über diesen Fragenkomplex noch wenig gesicherte Informationen vor.

4.2 Direkte Wirkungen

Über direkte Wirkungen von Belastungsfaktoren auf Makrophyten sind in letzter Zeit einige Ergebnisse erzielt und neue Forschungen eingeleitet worden. In diesen Arbeiten geht es darum, Verhalten und Resistenz von verschiedenen Makrophyten-Sippen gegenüber chemischen Belastungssubstanzen experimentell zu testen.

4.2.1 Methoden

Wir haben zu diesem Zweck eine Aquarienversuchsanlage entwickelt, in der u.a. Belastungsfaktoren variiert bzw. kontrolliert werden können, wie Schadstoffangebot, Temperatur, Beleuchtungsdauer und -intensität, Belüftung etc. Um die Fließwasserbedingungen einigermaßen zu simulieren, werden Wasser und Schadstoffe kontinuierlich mittels Schlauchpumpen in den Aquarien erneuert. Mit Hilfe dieses offenen Durchflusssystems kann die Schadstoffkonzentration in den Becken konstant gehalten werden. Ferner werden unerwünschte stoffliche Veränderungen in den Aquarien vermieden. Durch Dauerbelüftung wird ständige Luftsättigung und

eine Art Strömungseffekt erzielt (Abb. 10, GLÄNZER 1974, GLÄNZER et al. in Vorber.).

Für die Kennzeichnung der Schadeinflüsse wurden bisher makro- und mikroskopische Schäden an den Pflanzen erfaßt. Zur genaueren quantitativen Charakterisierung der Indikation ist nunmehr die Messung der Photosyntheseleistung mittels einer von SCHUSTER (in Vorber.) eigens dafür entwickelten Druckkuvette und einer Oxy-Elektrode möglich. Untersuchungen über Auswirkungen von Belastungsfaktoren auf Enzymaktivitäten sind geplant.

4.2.2 Schadstoffe

Infolge der Belastung unserer Flüsse durch häusliche, städtische, landwirtschaftliche und industrielle Abwässer gelangen Substanzen in die Ökosysteme, die in bestimmten Konzentrationen auf Makrophyten toxisch wirken. Hierzu gehören u.a. Jauche, Silageabwässer, Nitrat, Nitrit und Ammoniak-N, Phosphat, Chloride, Phenole, Tenside, Bor und Schwermetalle. Ich möchte im folgenden über einige experimentelle Ergebnisse berichten, bei denen Schadwirkungen auf Makrophyten nachgewiesen worden sind.

4.2.2.1 Ammoniak

Anknüpfend an unsere Arbeiten in Hydrogencarbonatgewässern, in denen das Ammonium als wichtigster chemischer „Belastungsindikator“ auftrat, führten wir mit der genannten Versuchsanlage Belastungsversuche mit verschiedenen Konzentrationen und einer Reihe von ökologischen Pflanzentypen durch (KOHLER 1972, GLÄNZER 1974, GLÄNZER et al. in Vorber.). Die Pflanzen erwiesen sich als

VERSUCHSANORDNUNG ZUR ERMITTLUNG DER EMPFINDLICHKEIT VON HYDROPHYTEN GEGEN FAKTOREN DER WASSERVERSCHMUTZUNG

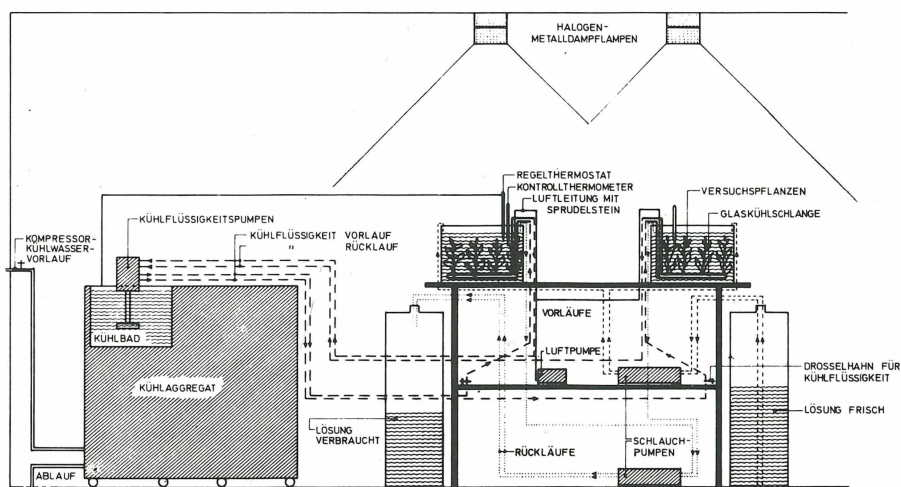


Abb. 10. Aquarienversuchsanlage zur Belastung submerser Makrophyten (Nach GLÄNZER, 1974).

VERSUCH NR 3
ZEITRAUM 15. 7. 73 - 19. 3. 73
TESTSUBSTANZ NH_4^+Cl

□ EINGESETZT ▨ ZUGEWACHSEN ■ GESCHÄDIGT

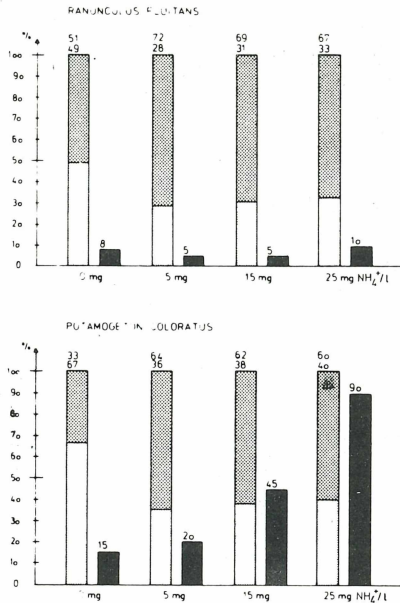


Abb. 11. Schädigung von *Potamogeton coloratus* und *Ranunculus fluitans* durch unterschiedliche NH_4^+ -Gaben. Ausgedrückt in % der Zahl der geschädigten Blätter am Versuchsende (Nach GLÄNZER et al. in Vorb.).

unterschiedlich resistent gegen Ammonium. Bei *Potamogeton coloratus*, dem empfindlichsten Indikator für reinste Ca-Hydrogencarbonatgewässer, waren z.B. nach drei Wochen bei 15 ppm NH_4^+ 45% der Blätter geschädigt (bei 12 °C). Demgegenüber gedieh *Ranunculus fluitans*, eine „eutraphente“ Art, noch bei höheren (25 ppm NH_4^+) Konzentrationen recht gut, und nur 10% der Blätter zeigten Schädigungen (Abb. 11). Neben *P. coloratus* erwies sich auch *Chara hispida* als Ammoniumempfindlich. Mittlere Sensibilität zeigten *Groenlandia densa* und *Potamogeton crispus*; zu den NH_4^+ -resistenten Arten zählt neben *Ranunculus fluitans* auch *Elodea canadensis*. Diese Befunde entsprechen im großen und ganzen den im Gewässer selbst gewonnenen Kartierungs- und Meßergebnissen.

Auch GRUBE (1974, 1975) fand mit einer einfacheren Versuchsanlage bei Submersen niedersächsischer Fließgewässer ein unterschiedliches konzentrationsabhängiges Verhalten gegenüber Ammoniak-N. An dieser Stelle möchte ich auch auf die Versuche von GRUBE (1975) mit Rinderjauche und Rübenblattsilage hinweisen, die je nach Verdünnung auf Makrophyten unterschiedlich toxisch wirkten.

Wenn auch bei unseren experimentellen Arbeiten mit höheren NH_4^+ -Konzentrationen gearbeitet wurde, als sie den untersuchten Siedlungsgewässern entsprechen, so dürften die Ergebnisse dennoch umweltrelevant sein. Abgesehen davon, daß man bei niedrigeren Konzentrationen mit Langzeitwirkungen und „Summationseffek-

ten“ mit anderen Schadstoffen rechnen darf, kommen Werte über 10 ppm NH_4^+ in manchen stark belasteten Flußläufen durchaus vor.

Als auf die Makrophyten toxisch wirkende Komponente ist wohl das freie NH_3 anzusehen. In den Ca-Hydrogencarbonat-Fließgewässern mit pH-Werten über 8 liegt bekanntermaßen ca. 10% des Ammoniak-N als undissoziiertes NH_3 vor.

Über das Wesen der unterschiedlichen Ammoniak-Resistenz der Wasserpflanzen haben wir noch keine genauen Kenntnisse. Die einzelnen Arten sind wohl in unterschiedlichem Maße befähigt NH_3 zu entgiften.

4.2.2.2 o-Phosphat

Verschiedene Autoren schreiben dem gelösten Phosphat bei höherer Konzentration eine das Wachstum von Submersen negativ beeinflussende Wirkung zu (FORSBERG

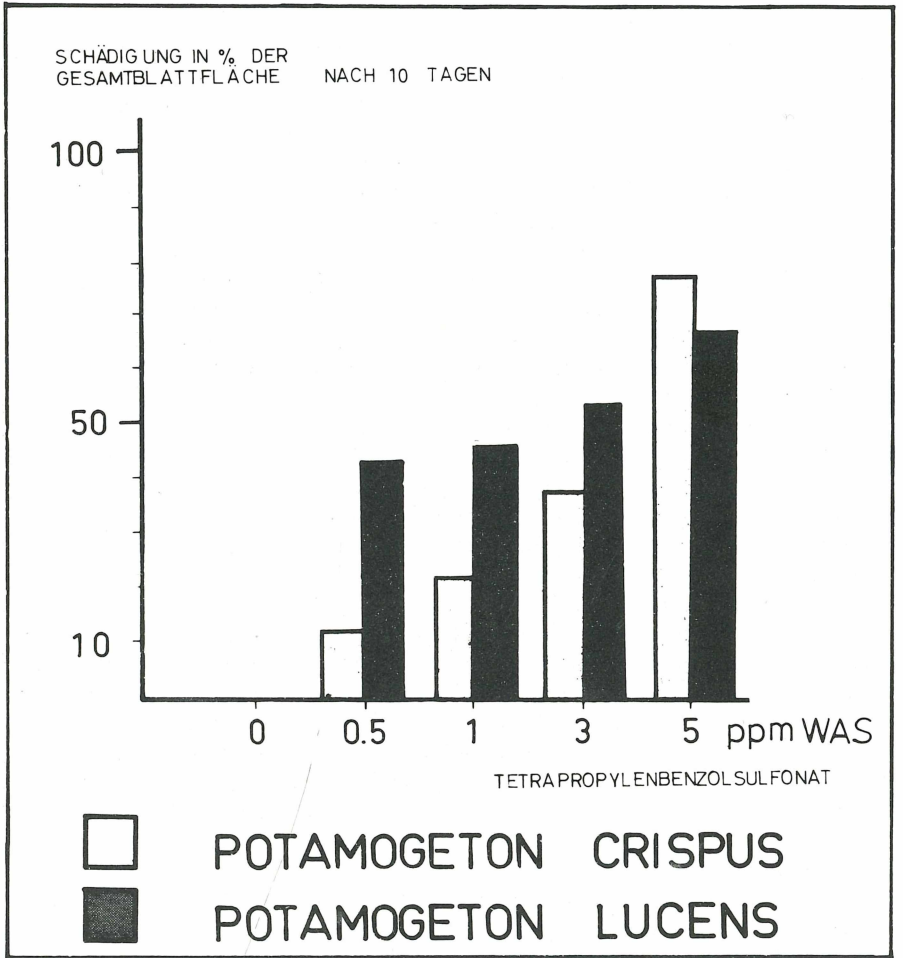


Abb. 12. Schädigung von *Potamogeton lucens* und *P. crispus* durch das Tensid TPS (Nach LABUS n.p.)

1964, MATTES & KREEB 1974). MATTES & KREEB wiesen bei *Groenlandia densa* ein schnelles Absinken der Nettoassimilationsrate (NAR) schon bei Konzentrationen zwischen 2 und 8 ppm PO_4^{3-} nach, also bei Gehalten, wie sie durchaus in belasteten Fließgewässern vorkommen können. Über Art und Einfluß des Kations werden jedoch keine Angaben gemacht.

4.2.2.3 Tenside

Als für submerse Makrophyten relevante Schadstoffe wären noch Tenside und möglicherweise Bor zu nennen. Beide Stoffe gelangen vornehmlich mit Wasch- und Spülmittelflotten in die Gewässer.

Die Lebensfunktionen der Zelle können durch Tenside erheblich gestört werden. So sprechen die Autoren HICKS & NEUHOLD (1966) von einer Beeinträchtigung des Photosynthesemechanismus; der durch Tenside wasserlöslich gemachte Chlorophyll-Protein-Komplex kann aus den Chloroplasten austreten. UKELES (1965) wie auch BLINKHORN & JONES (1973) belegen die Veränderungen von Struktur- und enzymatisch aktivem Protein bis hin zur Denaturierung durch diese Schadstoffgruppe. In ihrer Interaktion mit den Lipoiden biologischer Membranen scheint eine weitere Schädigungsursache zu liegen. Ladungsverschiebungen an Membranoberflächen sowie mögliche Permeabilitätsänderungen müssen ins Auge gefasst werden.

Vorversuche von LABUS (n.p.) mit den „harten“ anionenaktiven Tensiden Na-Dodecylsulfat und Tetrapropylbenzolsulfonat (TPS), sowie dem „weichen“ MARLON A der Chemischen Werke HÜLS brachten Blattschädigungen an *Potamogeton lucens* und *P. crispus* beginnend bei einer Konzentration von 0,5 ppm WAS (= waschaktive Substanz). Wie aus Abb. 12 ersichtlich ist, reagiert hierbei *Potamogeton lucens* empfindlicher auf TPS-Belastung als *Potamogeton crispus*. MARLON A erbringt bei *Potamogeton crispus* ein vergleichbares Schädigungsbild, wie der Abb. 13 zu entnehmen ist.

Mit stärkeren Konzentrationen von Na-Dodecylsulfat arbeiteten GLÄNZER et al. (in Vorber.). Bei 12 °C wurden *Elodea canadensis*, *Potamogeton coloratus*, *P. crispus*, *Ranunculus fluitans*, *R. trichophyllus* drei Wochen in Becken mit 0, 5, 15 und 25 ppm gehalten. *Potamogeton coloratus*, *Ranunculus trichophyllus* und *Elodea canadensis* reagierten am empfindlichsten und waren bereits bei 5 ppm stark geschädigt. *Potamogeton crispus* und *Ranunculus fluitans* zeigten erst ab 15 ppm starke Schädigungen.

Legt man der umweltrelevanten Betrachtung die von HUBER (1969) für die Donau, den Main und einige andere bayerische Flüsse ermittelten Belastungswerte mit anionenaktiven Tensiden von 0.1 bis 0.5 ppm (angegeben als mg MBAS/l = methylenblauaktive Substanz) zugrunde, so sind diese Vorversuchsergebnisse nur bedingt auf die heutigen Verhältnisse in den Gewässern übertragbar. Jedoch darf mindestens im Hinblick auf Langzeitwirkungen mit toxischen Effekten gerechnet werden.

4.2.2.4 Bor

Die Verwendung perborathaltiger Waschmittel führte zu deutlichen Erhöhungen der Borkonzentrationen in unseren Oberflächengewässern. Über ihren Einfluß auf Submerse liegen kaum Informationen vor. Die einzelnen Wasserpflanzenarten scheinen gegenüber diesem Faktor ebenfalls unterschiedlich zu reagieren. Gegen Konzentrationen zwischen 10 und 25 ppm B erwies sich nach Untersuchungen in England

Elodea canadensis als sehr widerstandsfähig, während *Potamogeton spec.* und *Ceratophyllum spec.* am empfindlichsten reagierten (TWELFTH PROGRESS... 1971 zit. in BRENDLE-NEHER 1972, S. 71). In einem Vorversuch belastete PFAFF (n.p.) Pflanzen aus weichen Schwarzwaldgewässern mit verschiedenen Borgaben. *Myriophyllum alterniflorum*, *Callitriche hamulata*, *Ranunculus peltatus* und *Isoetes lacustris* wurden 25 Tage lang in Lösungen von 100, 50, 10, 2 und 0,05 ppm B gehalten. *Callitriche hamulata* erwies sich am empfindlichsten und war in der 100 ppm-Lösung nach zwei Wochen abgestorben, bei 50 ppm B stark geschädigt. Geringere Konzentrationen brachten aber keine makroskopisch sichtbaren Schäden.

Für eine genauere Einschätzung der Boreinflüsse auf Makrophyten soll in weiteren Versuchen die Photosyntheseleistung getestet werden. Nach den bis jetzt vorliegenden Befunden dürften die Borkonzentrationen in unseren Gewässern allein

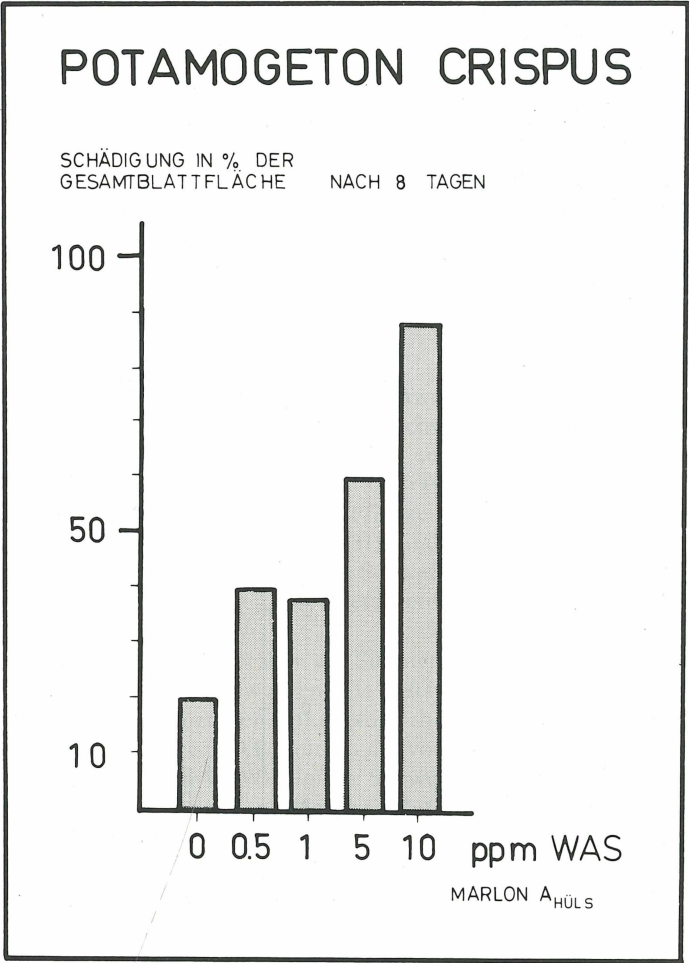
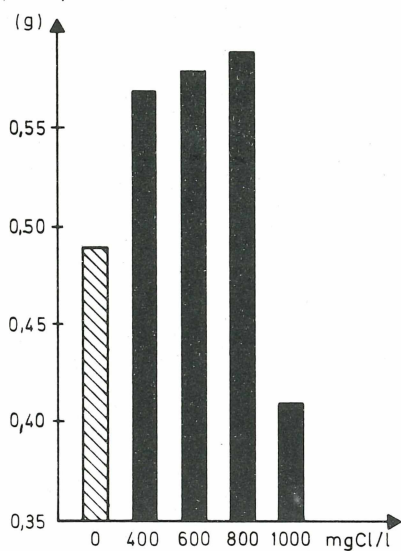


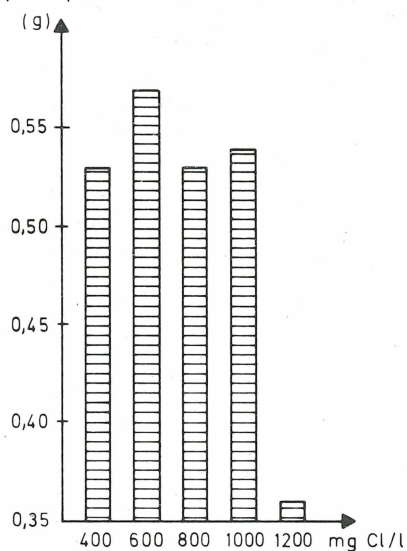
Abb. 13. Schädigung von *Potamogeton crispus* durch das Tensid MARLON A. (Nach LABUS n.p.)

Versuch 1 (8.7. - 29.7.1975)

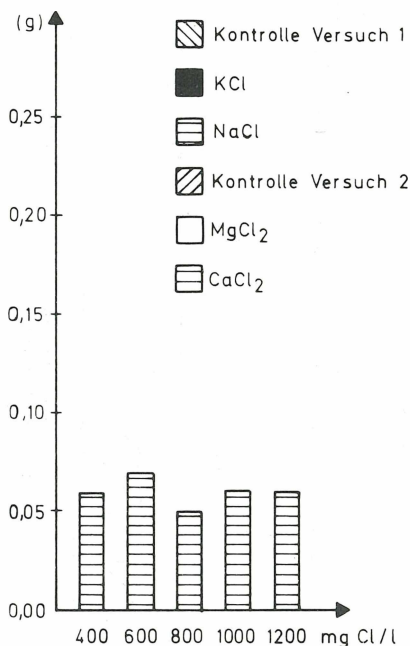
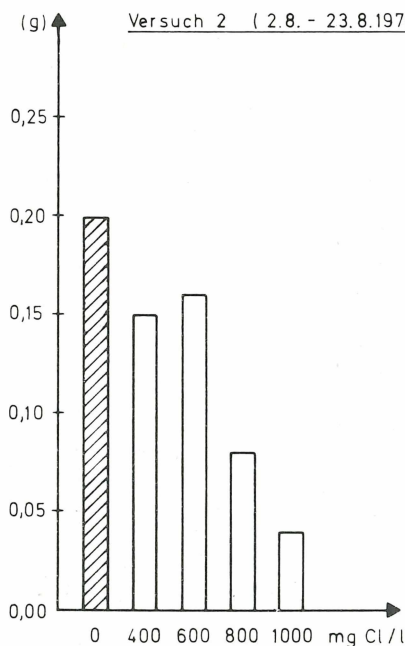
TG Wurzelmasse
pro Aquarium



TG Wurzelmasse
pro Aquarium



Versuch 2 (2.8. - 23.8.1975)



-  Kontrolle Versuch 1
-  KCl
-  NaCl
-  Kontrolle Versuch 2
-  MgCl₂
-  CaCl₂

Abb. 14. Einfluß verschiedener Chloride auf die Wurzelbildung von *Groenlandia densa* (Nach GAST in Vorb.).

kaum eine toxische Wirkung auf Wasserpflanzen ausüben. In stark belasteten Gewässern wie dem Rhein wurden z.B. Werte von „nur“ 0,1–0,2 ppm, in Neckar und Main zwischen 0,2 und 0,3 ppm Bor festgestellt (MEINCK et al. 1968).

4.2.2.5 Chloride

Durch Abwässer aus Kaliwerken und anderen Industriebetrieben, aber auch durch streusalzhaltige Straßenabwässer werden manche Fließgewässer erheblich mit Chloriden belastet. Für Leine und Werra wurden 1200 bzw. 1700 ppm Cl^- als obere Belastungsgrenze festgestellt (MEINCK et al. 1968). Daß Chloride in derartig hohen Konzentrationen Wasserorganismen schädigen ist bekannt (MEINCK et al. 1968, S. 646). Bei submersen Makrophyten spielen bei den Schadwirkungen die vorhandenen Kationen eine entscheidende Rolle. GAST (in Vorber.) untersuchte den Einfluß verschiedener Konzentrationen von KCl, NaCl, MgCl_2 und CaCl_2 auf das Wurzelwachstum von *Groenlandia densa*. Abb. 14 macht deutlich, daß Chloride in unterschiedlicher Zusammensetzung sehr verschieden wirken. Bei KCl und NaCl tritt bis zu 800 bzw. 1000 ppm Cl^- eine Förderung der Wurzelbildung ein. Erst bei 1000 bzw. 1200 ppm erfolgt dann ein starker Rückgang der produzierten Wurzel-trockenmasse. Bei MgCl_2 und in noch stärkeren Maße bei CaCl_2 ist bereits bei relativ geringen Konzentrationen (ab 400 ppm Cl^-) eine deutliche bis starke Depression der Bildung von Wurzelmasse zu verzeichnen. Selbst wenn die Sproß- und Blattentwicklung von *Groenlandia* durch Chloride wenig beeinträchtigt werden, sind diese Befunde ökologisch durchaus von Bedeutung: Die Pflanze kann sich in Fließgewässern nur dann ausbreiten, wenn es ihr durch rasche und reichliche Wurzelbildung gelingt, ihre Sprosse im Substrat zu verankern.

4.2.2.6 Schwermetalle

Zum Schluß sei noch auf die Wirkungen von Schwermetallen auf Makrophyten kurz eingegangen. Die Belastung unserer Flüsse mit Schwermetallen ist zu einem der schwerwiegendsten Umweltprobleme geworden, zumal hier keine natürliche Eliminierung durch Abbauprozesse möglich ist (FÖRSTNER & MÜLLER 1974). Die toxische Wirkung von Schwermetallen auf Pflanzen dürfte auf der Blockierung wichtiger Enzyme beruhen. So kann die C-SH-Bindung schwefelhaltiger Aminosäuren bzw. Eiweißkörper durch Reaktion des Schwefels mit einem Schwermetall (Bildung von Schwermetallsulfiden) blockiert werden (vgl. UHLMANN 1975, S. 201).

Über Einflüsse von Schwermetallen auf Submerse sind von SCHUSTER (in Vorber.) Untersuchungen begonnen worden. Als Testsubstanzen benutzte er Blei, Cadmium und Quecksilber. Neben den makroskopischen Schadsymptomen ermittelte er die Nettoassimilationsrate (NAR) mittels der von ihm entwickelten Druckküvette und einer O_2 -Elektrode (Fa. WTW). Um die Schwermetalle in Lösung zu halten und sie pflanzenverfügbar zu machen, wurde als Chelator EDTA (Äthylendiamintetraessigsäure) zugesetzt. Cadmium und Quecksilber wirkten bereits in Konzentrationen von 1 ppm auf *Potamogeton crispus* stark toxisch, während die Versuchspflanzen noch bei weit höheren Bleikonzentrationen überlebten. Abb. 15 zeigt die Einflüsse verschiedener Cd-Konzentrationen auf NAR und Atmung von *P. crispus* bei unterschiedlichen Temperaturen 8 Tage nach Versuchsbeginn.

Die hier verwendeten Schwermetallkonzentrationen im Wasser liegen weit höher als in stark belasteten Flüssen (Neckarwasser 0,1–0,3 ppb!, Höchstwert 0,22 ppm

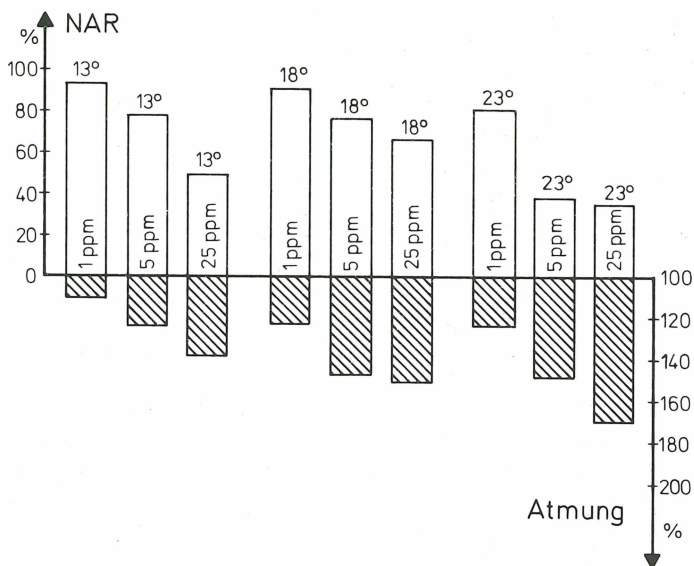


Abb. 15. Einfluß von Cadmium auf Nettoassimilationsrate und Atmung von *Potamogeton crispus* nach 8 Tagen in % des Anfangswertes. (Nach SCHUSTER in Vorb.).

Cd; FÖRSTNER & MÜLLER 1974, S. 121–123). Als Begrenzungsfaktor für Makrophyten erscheinen die aktuellen Schwermetallkonzentrationen der Flüsse zunächst kaum in Frage zu kommen. Inwieweit hier Langzeiteffekte und Synergismen mit anderen Umweltnoxen eine Rolle spielen muß noch geprüft werden.

Die Konzentrationen an gelösten Schwermetallen im Gewässer könnten aber dann die Versuchsbedingungen erreichen oder gar übertreffen, wenn die bisher gebräuchlichen phosphathaltigen eutrophierenden Waschmittel durch die „neuen“ Waschmittel ersetzt werden sollten, durch Substanzen, die mit ihrem hohen Anteil an wasserlöslichen Komplexbildnern Schwermetalle in großer Menge aus dem Sediment remobilisieren und pflanzenaufnehmbar machen. Die Sedimente unserer Flüsse sind nach FÖRSTNER & MÜLLER (1974) bereits in bedenklichem Maße mit Schwermetallen angereichert.

5. Zusammenfassung

In dem Referat wird ein Überblick gegeben über die Forschungsergebnisse zum Fragenkomplex makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren von Fließgewässerbelastungen. Folgende Ergebnisse wurden besonders herausgestellt:

1. Verbreitungsmuster von Makrophyten-Arten und -Gemeinschaften lassen klare Beziehungen zur Wassergüte erkennen. Das gilt ebenso für weiche Fließgewässer des Oberpfälzer Waldes (Abb. 1 u. 2) wie für harte Hydrogencarbonat-Niedermoor-gewässer (Abb. 3 u. 4).
2. Durch die Kartierung von Makrophyten-Gemeinschaften lassen sich floristisch-

ökologische Flußzonen ausscheiden, die oftmals eine feine Abstufung des Gewässerzustandes erkennen lassen (Abb. 5 u. 6).

3. Daß die Verbreitungsmuster im Fluß nicht zufallsbedingt sind, sondern ökologischen Gesetzmäßigkeiten folgen, konnte durch mehrjährige Transplantationsversuche im Fließgewässer nachgewiesen werden (vgl. Abb. 7).

4. Setzt man die Verbreitung von Makrophyten in Beziehung zu einzelnen chemischen Belastungsfaktoren (in Form einer ökologischen Reihe), so können sich Hinweise auf die Standortansprüche und „Belastbarkeit“ der einzelnen Sippen ergeben. Die ökologische NH_4^+ -Reihe in Hydrogencarbonatgewässern ergab eine für die einzelnen Arten unterschiedliche ökologische Amplitude (Abb. 8).

5. Zur Ermittlung der Belastbarkeit von Makrophyten durch einzelne Faktoren wurde eine Versuchsanlage entwickelt, in der eine Reihe von Umwelteinflüssen kontrolliert und variiert werden kann (Abb. 10). Auf Methoden zur Ermittlung der Schadindikation wird hingewiesen.

6. Zum Schluß werden Ergebnisse von Belastungsversuchen in Aquarien aufgezeigt und ihre Umweltrelevanz diskutiert. Submerse verhalten sich unterschiedlich empfindlich gegen die Belastung durch Ammonium (Abb. 11), Tenside (Abb. 12 u. 13), Chloride (Abb. 14) Schwermetalle (Abb. 15) etc.

Für die Untersuchung der Bioindikation von Fließgewässermakrophyten sind rein beschreibende (Kartierung und Messungen) Untersuchungen m.E. nicht ausreichend. Auf den deskriptiven Befunden aufbauend wird ein gezieltes experimentelles Laborprogramm entwickelt, um die Reaktionen der einzelnen Sippen gegenüber Einzelfaktoren und Faktorenkombinationen zu testen. Mit einem derartigen Arbeitsprogramm hoffen wir, auf weite Sicht eine genaue Kenntnis von dem ökologischen und physiologischen Verhalten einzelner Arten gegenüber der Gewässerbelastung zu gewinnen.

LITERATUR

- BLINKHORN, C. & M.N. JONES (1973): The Effect of Surfactants Structure on Ribonuclease — Surfactants Interaction. *Biochem. J.* 135: 547–549.
- BRENDLE-NEHER, Th. (1972): Natriumperborat. Herstellung, Verwendung und Umweltbeeinflussung. Mels-Schweiz.
- CARBIENER, R. (1969): Aperçu sur quelques effets de la pollution des eaux douces de la zone tempérée sur les biocénoses aquatiques. *Bull. Sect. Geogr. Minist. Educ. Nation.* 80: 45–132, Paris.
- FORSBERG, C. (1964): Phosphorus, a maximum factor in the growth of Characeae. *Nature* 201: 517–518.
- FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Berlin.
- GAST, Brigitte (in Vorb.): Wirkung von Chloriden auf submerse Makrophyten, am Beispiel von *Groenlandia densa*.
- GLÄNZER, U. (1974): Experimentelle Untersuchungen über das Verhalten submerser Makrophyten bei NH_4^+ -Belastung. *Verh. Ges. Ökol. Saarbrücken* 1973: 175–179.
- GLÄNZER, U., W. HABER & A. KOHLER (in Vorb.): Experimentelle Untersuchungen über den Zeigerwert submerser Makrophyten bei Fließgewässerbelastung.
- GRUBE, H.J. (1974): Belastung und Belastbarkeit von submersen Makrophyten in südniedersächsischen Fließgewässern. *Verh. Ges. Ökol. Saarbrücken* 1973: 193–200.
- GRUBE, H.J. (1975): Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen und ihre Beziehungen zur Gewässerverschmutzung. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 45: 376–456.

- HABER, W. & A. KOHLER (1972): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. *Landschaft + Stadt* 4: 159–168.
- HICKS, C. & J.M. NEUHOLD (1966): Alcyl-Benzene – Sulfonate Effects on Stream. Algae Communities. Bull. of. Environment. Contamination and Toxicology, 1 (6) New York.
- HUBER, L. (1969): Über den Gehalt an anionenaktiven Tensiden in Oberflächengewässern. *Wasser- und Abwasser-Forschung* 5.
- KOHLER, A. (1972): Zur Ökologie submerser Gefäßmakrophyten in Fließgewässern. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 84: 713–720.
- KOHLER, A., H. VOLLRATH & Elisabeth BEISL (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). *Arch. Hydrobiol.* 69: 333–365.
- KOHLER, A., G. ZELTNER & M. BUSSE (1972): Wasserpflanzen und Bakterien als Verschmutzungsanzeiger von Fließgewässern. *Umschau* 72: 158–159.
- KOHLER, A., Renate WONNEBERGER & G. ZELTNER (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). *Arch. Hydrobiol.* 72: 533–549.
- KOHLER, A., R. BRINKMEIER & H. VOLLRATH (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 45: 5–36.
- KOHLER, A. & G. ZELTNER (1974): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes (Naab, Pfreimd und Schwarzach). *Hoppea – Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft* 33: 171–232.
- KOHLER, A. (1975a): Veränderungen natürlicher submerser Fließgewässervegetation durch organische Belastung. *Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Univ. Hohenheim* 14: 59–66.
- KOHLER, A. (1975 b): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. naturk. Forsch. Südw. – Dtl.* 34: 149–159.
- KRAUSE, W. (1971): Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinebene: Die Äschenregion. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 37: 387–465.
- KUTSCHER, G. & A. KOHLER (in Vorb.): Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene).
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. (Unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand). *Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht.* 12: 1–67.
- LANG, G. (1975): Die Makrophytenvegetation des Bodensees als Zeiger für den Gütezustand – Neuere Entwicklung. *Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Univ. Hohenheim* 14: 39–49.
- LIEBMANN, H. (1969): Der Wassergüteatlas. München.
- MATTES, H. & K. KREEB (1974): Die Nettophotosynthese von Wasserpflanzen, insbesondere *Potamogeton densus*, als Indikator für die Verunreinigung von Gewässern. *Angew. Botanik* 48: 287–297.
- MEINCK, F., H. STOOFF & H. KOHLSCHÜTTER (1968): Industrie-Abwässer. Stuttgart.
- SCHUSTER, H. (in Vorb.): Die Beeinflussung des CO₂-Gaswechsels von höheren Wasserpflanzen durch Schwermetalle.
- UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie. Stuttgart.
- UKELES, R. (1965): Inhibition of Unicellular Algae by Synthetic Surface – Activ Agents. *J. Phycol.* 1: 102–110, 1966.
- UOTILA, P. (1971): Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S-Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 8: 257–295, Helsinki.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. A. Kohler, Institut für Landes-Kultur und Pflanzenökologie (05200)
Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1976

Band/Volume: [5_1976](#)

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

Artikel/Article: [Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließgewässer-Ökosystemen 255-276](#)