

# DIE VEGETATION BAYERISCHER FLIESSGEWÄSSER UND EINIGE ASPEKTE IHRER VERÄNDERUNG

Alexander Kohler

## 1. Einführung

Die aquatische Vegetation naturnaher Fließgewässer wird in ihrer Artenzusammensetzung maßgeblich von naturräumlichen Faktoren beeinflusst. Die Geofaktoren geologischer Untergrund, Boden und Relief einer Landschaft prägen die chemischen und physikalischen Verhältnisse natürlicher Bachsysteme und damit die qualitativen und quantitativen Eigenschaften der Pflanzengemeinschaften. Daraus wird verständlich, daß sich einzelne Naturräume a priori in ihrer Fließgewässervegetation unterscheiden können. Die Bäche und Flüsse unserer Grundgebirgslandschaften (Bayerischer und Oberpfälzer Wald) haben beispielsweise ein von Natur aus völlig anderes Spektrum an Wasserpflanzenarten als die Fließgewässer der Kalkgebirge und kalkreichen Niedermoorlandschaften am Rande unserer Alpenflüsse. Das ist z.T. dadurch zu erklären, daß in den Gebirgen mit sauren Gesteinen den Wasserpflanzen als Kohlenstoffquelle nur das gelöste CO<sub>2</sub> zur Verfügung steht, während in Kalkgewässern auch das Hydrogencarbonat-Ion den Pflanzen als C-Quelle verfügbar ist. Wir wissen, daß manche Arten nur CO<sub>2</sub>, andere CO<sub>2</sub>- und HCO<sub>3</sub>-Ionen und wieder andere bevorzugt HCO<sub>3</sub>-Ionen zur Photosynthese verwerten können (HUTCHINSON 1975, RUTTNER 1947).

Man kann die naturnahen Fließgewässer Süddeutschlands, vor allem die Bäche und kleinere Flüsse nach vegetationskundlichen und wasserchemischen Kriterien ganz grob wie folgt klassifizieren:

### 1.1 Harte, hydrogencarbonatreiche Fließgewässer

- kalkreiche Niedermoor-Fließgewässer (oligotroph, z.B. *Potamogeton coloratus-Chara*-Typ)
- Karstbäche (oligo-bis mesotroph)
- Lehmabäche (± trüb, Schwebstoffe führend, eutroph) u.a.m.

### 1.2 Weiche, hydrogencarbonatarme Fließgewässer

- Klarwasser-Bäche (Oligo-bis mesotroph),

z.B. *Myriophyllum alterniflorum*-Typ)

- Braunwasser-Bäche (oligotroph, z.B. *Potamogeton polygonifolius*-Typ).

In unseren Kulturlandschaften wurden die natürlichen Faktoren der Fließgewässer in zunehmendem Maße durch menschliche Einflüsse (Abwassereinleitungen, wasserbauliche Maßnahmen) überlagert, was zu mehr oder weniger tiefgreifenden Veränderungen im Artengefüge der Vegetation geführt hat. In vielen Gebieten ist der naturnahe Zustand des Gewässers gar nicht mehr zu rekonstruieren.

Um zu wissen, wie weit ein Gewässer vom Ausgangszustand bereits entfernt ist, erscheint es mir wichtig, daß in den einzelnen Naturräumen die wenigen Reste der ursprünglichen Gewässer genau untersucht werden. Die Kenntnis von Struktur und Funktion intakter Gewässerökosysteme ist auch insofern von Bedeutung, als wir durch sie Hinweise für praktische Maßnahmen der Erhaltung, der Sanierung und Renaturierung von Gewässerbiosphären erhalten.

Gerade die oligotrophen Fließgewässersysteme mit ihren stark gefährdeten Arten stellen für den Biotop- und Artenschutz in unseren in zunehmendem Maße überbelasteten Landschaften große Probleme dar. Es gilt die letzten Reste dieser Systeme dort, wo es noch möglich ist, zu erhalten und in anderen, an natürlichen Gewässern verarmten Landschaften, solche oligotrophen Gewässerbiosphären womöglich wieder neu zu schaffen.

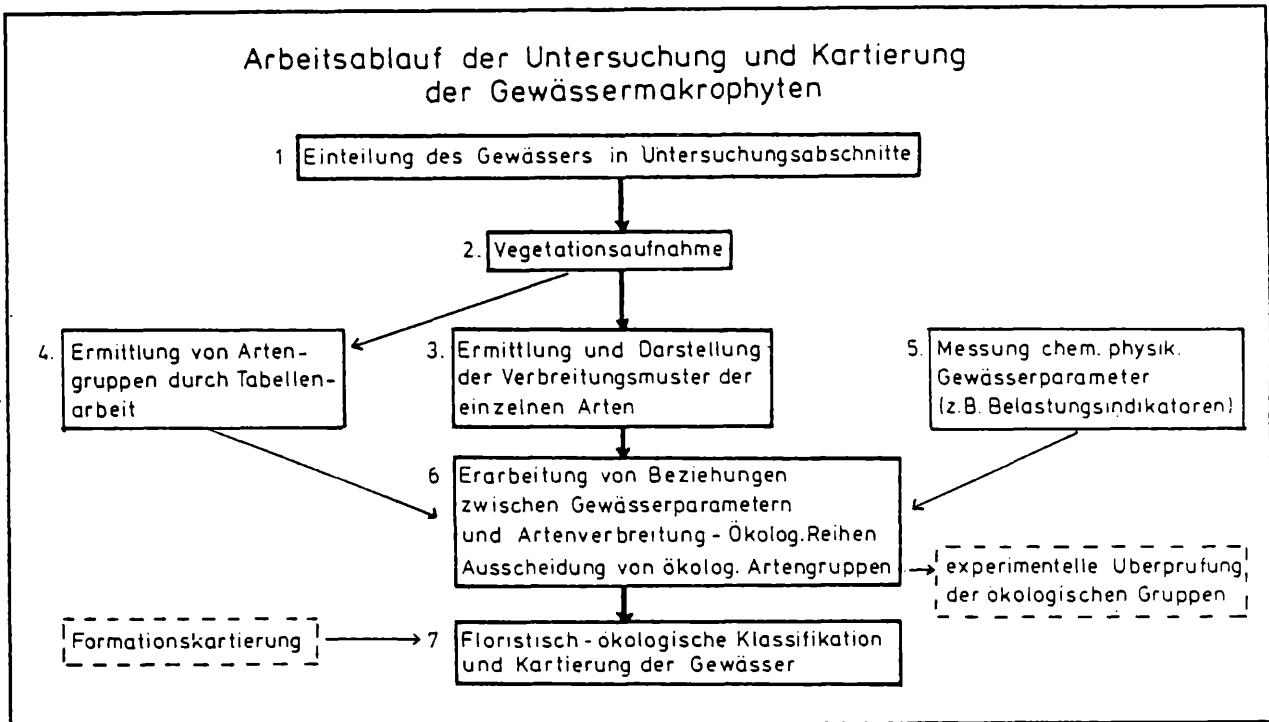
## 2. Untersuchungsmethoden

Bevor ich auf die Ergebnisse im einzelnen zu sprechen komme, möchte ich kurz den Methodengang der Kartierung aquatischer Makrophyten und ihrer Vegetation erläutern (KÖHLER 1978 a, Abb. 1).

- Voruntersuchungen

Will man ein Gewässersystem als Ganzes kartieren, so empfiehlt es sich, gründliche Voruntersuchungen im Einzugsgebiet durchzuführen, bei denen Abwassereinleitungen,

Abb. 1



Stauwehre, Lage von Siedlungen, Ausbauzustand, Uferbewuchs und Nutzungsformen im Einzugsgebiet sowie andere möglicherweise das Gewässerökosystem beeinflussende Faktoren erfaßt und kartiert werden. Durch eine solche Vorstudie gewinnt man bereits wichtige Informationen über die Ökologie des Flußsystems sowie über Art und Reichweite von Störungen. Eine derartige Vorerhebung erlaubt es, die zu kartierenden Probestellen sinnvoll festzulegen sowie ausreichende und richtig platzierte Dauerprobestellen für die Entnahme von Wasserproben etc. auszuwählen (KÖHLER 1978 a).

#### • Festlegung von Kartierabschnitten

Es hat sich als zweckmäßig erwiesen, entweder das gesamte Flußsystem in eine Reihe von Abschnitten für die genaue Untersuchung aufzuteilen, oder – bei sehr ausgedehnten Fließgewässern – eine Reihe von repräsentativen Abschnitten für die Untersuchung auszuwählen. Die Untersuchungsabschnitte sollten in sich ökologisch möglichst einheitlich und jederzeit wieder gut auffindbar sein, weshalb es günstig ist – wenn vorhanden – hervorstechende, später in der Karte wieder gut auffindbare Geländepunkte (Brücken, Gebäude, Wehre etc.) als Abschnittsgrenzen auszuwählen. Die Abschnitte werden in eine Karte (z.B. 1:25.000 oder 1:50.000) eingetragen und mit der Aufnahme-Nummer versehen.

#### • Vegetationsaufnahme

Die Aufnahme der aquatischen Vegetation gestaltet sich meist schwieriger als im terrestrischen Bereich. Mit Hilfe einer Wathose oder bei tieferen Flüssen mit einem Boot, werden in jedem Abschnitt alle im Wasser vorkommenden Makrophyten in ein Aufnahmeformular notiert. Die Menge der vorkommenden Arten wird durch eine fünfteilige Schätzsкала geschätzt, mit der eine hinreichend exakte Mengenangabe möglich ist, die aber im Hinblick auf die starken jahreszeitlichen Schwankungen der Biomasse der Makrophyten keine zu genauen Mengenangaben liefern soll. Die in der Pflanzensoziologie übliche Methode nach BRAUN-BLANQUET erschien uns hierfür als nicht geeignet. Folgende 5-teilige Schätzsкала wird im Gelände verwendet:

- 1 = sehr selten
- 2 = selten
- 3 = verbreitet
- 4 = häufig
- 5 = sehr häufig bis massenhaft.

#### • Auswertung der Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahmen können in zweierlei Hinsicht ausgewertet werden. Für jede Art wird eine Verbreitungskarte gezeichnet. Die im Gelände verwendete 5er-Skala wird für die graphische Auswertung in eine 3er-Skala zusammengefaßt, wobei 1 und 2 sowie

4 und 5 zusammengezogen werden. Setzt man die so ermittelten Verbreitungsmuster der Arten mit der Karte der Voruntersuchungen in Beziehung, so können bereits jetzt Vorstellungen z.B. über die Belastbarkeit einzelner Wasserpflanzenarten gewonnen werden. Durch die Darstellung der Verbreitungsmuster können die Arten in chorologischen Gruppen zusammengefaßt werden. Ergänzt wird diese Auswertung durch die pflanzensoziologische Tabellenarbeit, mit deren Hilfe soziologische Gruppen ermittelt werden, die oftmals identisch sind mit den chorologischen Gruppen.

- Erfassung chemisch-physikalischer Gewässerparameter

Um den Chemismus eines Flußsystems zu charakterisieren, ist es sinnvoll, an einer Reihe von sorgfältig ausgewählten Punkten über längere Zeit chemisch-physikalische Gewässerparameter zu erfassen. Im Moosachsensystem führten wir über zwei Jahre chemische Wasseranalysen durch. Neben den vorwiegend naturraumbedingten Faktoren pH, Gesamt- und Carbonathärte, Leitfähigkeit, Ca, Mg etc. interessierten uns vor allem die chemischen Belastungsindikatoren. Es zeigte sich, daß von diesen nur bei Ammonium, Phosphat und der Sauerstoffsättigung signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Flußabschnitten vorkamen. Ich möchte darauf hinweisen, daß solche chemischen Untersuchungen, auch wenn sie häufig stattfinden, zwar die relativen Belastungsunterschiede der einzelnen Flußzonen aufzuzeigen in der Lage sind, aber nicht im Stande sind, die Belastung exakt zu quantifizieren (KÖHLER et al. 1973).

- Aufstellung ökologischer Reihen und Eichung von Belastungszeigern als ökologische Gruppen

Die chemisch-physikalischen Untersuchungen sind vor allem im Hinblick auf die Eichung von Wasserpflanzenarten auf einzelne Belastungsparameter von Bedeutung. Wir haben solche Eichungen an zwei ursprünglich oligotrophen carbonatreichen Fließgewässern vorgenommen. Dabei zeigte sich, daß die engsten Beziehungen der Pflanzenverbreitung zu den chemischen Belastungsparametern Ammonium- und Phosphatgehalt des Wassers bestehen (KÖHLER et al. 1973, 1974). Wenn keine wasserchemischen Daten verfügbar sind, kann man als Notbehelf die Verbreitung von Wasserpflanzen auch auf die amtlich ermittelten biologischen Gewässergütwerte beziehen (KÖHLER u. ZELTNER 1974).

- Kartierung floristisch-ökologischer Flußzonen

Mit Hilfe der ökologischen Artengruppen läßt sich das Fließgewässer in floristisch-ökologische Flußzonen einteilen und kartieren. Eine solche Klassifikation kann bei kritischer Interpretation ein Bild unterschiedlicher Belastung eines Fließgewässers geben. Sie kann ein räumliches Abbild sein für die bei steigender Belastung in zeitlicher Folge sich ablösenden Vegetationseinheiten. Aus der ökologischen Bewertung dieser Zonen können Maßnahmen für Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Bedingungen eines Fließgewässers abgeleitet werden (HABER u. KÖHLER 1972).

Mit dieser Kartierungsmethode sind wir in der Lage, bei Wiederholung der Untersuchungen auch kleine Veränderungen in der Gewässervegetation nachzuweisen.

Ich möchte nun einige Beispiele von Fließgewässern und ihrer Vegetation aus bayerischen Naturräumen behandeln, die wir seit ca. 10 Jahren genau studiert haben und die weiterhin Gegenstand eingehender Untersuchungen sein werden. Dabei beschränke ich mich auf zwei Gewässertypen, die aus der Sicht der Ökosystemforschung sowie des Arten- und Biotopschutzes besonders interessant sind. Als Beispiel für harte, hydrogencarbonatreiche Fließgewässer wähle ich kalkreiche Niedermoorgewässer. Als Beispiel für ein weiches hydrocarbonatarmes Fließgewässersystem seien die zu den Klärwässern zählenden Flüsse im Oberpfälzer Wald beschrieben. Bei allen untersuchten Gewässersystemen haben wir es mit dem glücklichen Umstand zu tun, daß sowohl fast natürliche als auch mehr oder weniger belastete Gewässerabschnitte vorliegen. So kann bereits aus dem räumlichen Nebeneinander auf belastungsbedingte Vegetationsveränderungen geschlossen werden. Aufgrund unserer Wiederholungsuntersuchungen sind wir aber auch in der Lage, Aussagen darüber zu machen, wie sich die Vegetation bei Verbesserung und Verschlechterung der Gewässergüte in zeitlicher Abfolge verhält.

### 3. Die Vegetation ausgewählter bayerischer Fließgewässer und ihre Veränderungen

#### 3.1 Harte, hydrogencarbonatreiche, ursprünglich oligotrophe Niedermoorbäche

Vom Typ des harten, ursprünglich oligotrophen, grundwassergespeisten Niedermoorbaches studierten wir nach dem aufgezeigten Methodengang als Modellgewässer das

Moosachssystem bei Freising (HABER u. KOHLER 1972, KOHLER et al. 1971, 1972, 1973). Um die Übertragbarkeit der gewonnenen Ergebnisse auf andere Gewässersysteme des gleichen Ausgangstyps überprüfen zu können, wurden auch die Fließgewässer der Friedberger Au bei Augsburg (KOHLER et al. 1974) und des Erdinger Moores (KUTSCHER u. KOHLER 1976) untersucht. Bereits die Voruntersuchungen im Moosachs-system zeigten, daß wir es hier mit einem sehr unterschiedlich belasteten Fluß zu tun haben (KNAPPE 1971), mit einem Spektrum vom nahezu ursprünglichen Quellbach bis hin zu stark mit städtischen Abwässern der Stadt Freising verunreinigten Gewässerabschnitten.

Die Kartierung der Wasserpflanzen ergab, daß man vier soziologische bzw. chorologische Gruppen unterscheiden kann (Abb. 2):

- Eine Gruppe, die nur auf völlig unbelastete Quellbäche beschränkt ist mit *Potamogeton coloratus* und *Chara hispida*.
- Eine zweite Artengruppe besiedelte nur leicht mit dörflichen Abwässern belastete Abschnitte des Oberlaufes, fehlte aber in den stärker verschmutzten Bereichen der Stadt und des Unterlaufes, z.B. *Groenlandia densa*, *Hippuris vulgaris* und *Potamogeton natans*.
- Ferner konnte eine Artengruppe unterschieden werden, die in den völlig unbelasteten Bereichen des Gewässers fehlte und nur die leicht bis stärker belasteten Abschnitte besiedelte: *Ranunculus fluitans* (mit Hybriden) und *Callitriche obtusangula*.
- Schließlich gab es noch Arten, die sowohl in den unbelasteten wie in den verschmutzten Fließgewässerbereichen verbreitet waren, wie *Berula erecta* und *Ranunculus trichophyllus*.

Ähnliche, wenn auch nur teilweise identische Gruppierungen wurden in den Gewässern des Erdinger Moores (KUTSCHER u. KOHLER 1976) und der Friedberger Au (KOHLER et al. 1974) ermittelt. Dabei war interessant festzustellen, daß die weitgehend natürlichen Gewässerabschnitte in den einzelnen Naturräumen eine weit größere floristische Übereinstimmung untereinander zeigten, als die gestörten Bereiche, bei denen eine größere floristisch-vegetationskundliche Individualität festzustellen war.

Betrachten wir nun den nächsten Schritt, in dem die gefundenen Artengruppen mit

chemischen Belastungsindikatoren des Wassers in Beziehung gesetzt wurden. Die ökologische Reihe – nach steigenden Mittelwerten des Ammoniumgehaltes des Wassers angeordnet – zeigt eine klare Beziehung zwischen den gefundenen Artengruppen und den Belastungsindikatoren Ammonium und Phosphat (KOHLER et al. 1973, 1974, Abb. 3).

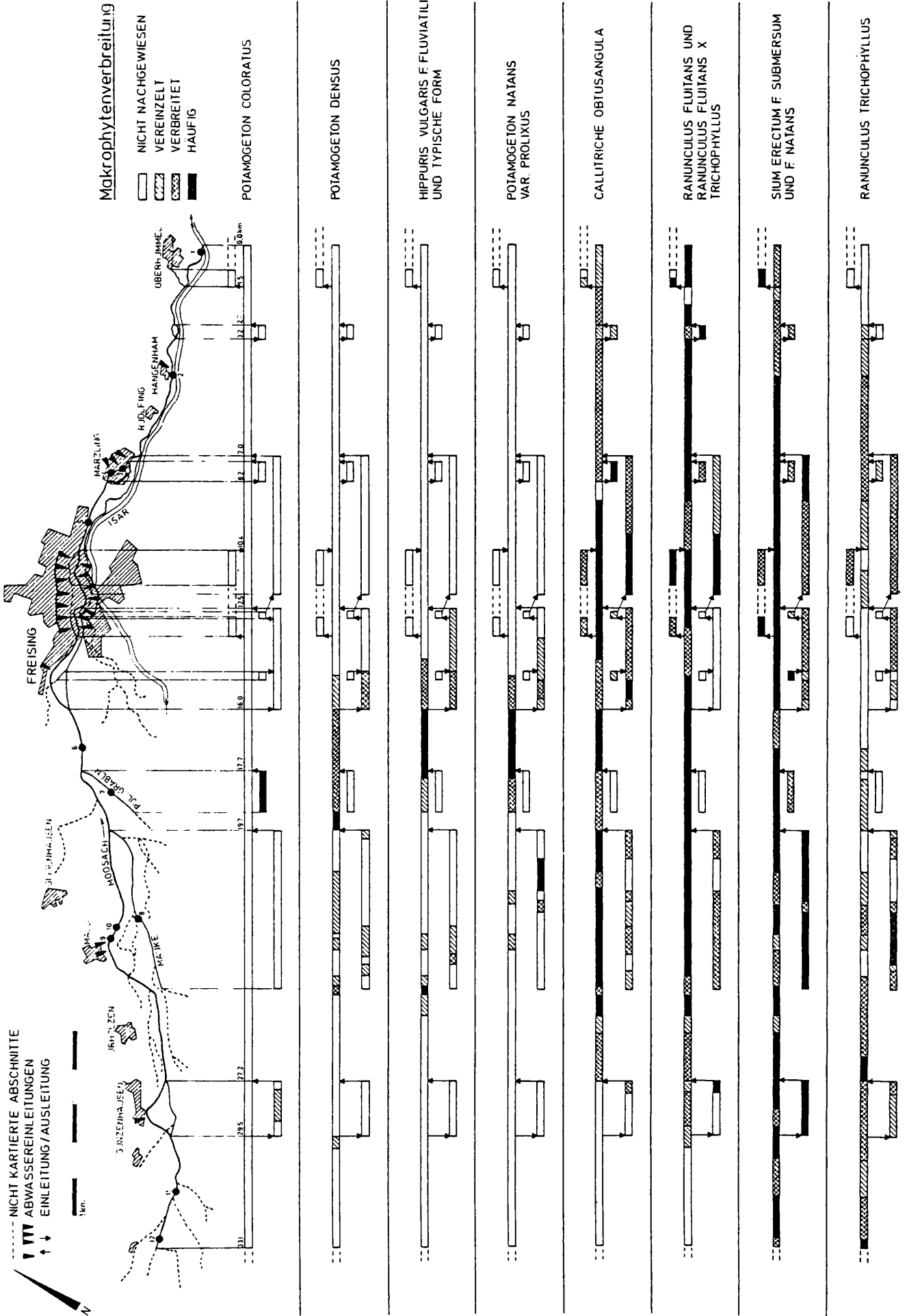
Mit solchen nunmehr auf chemische Belastungsindikatoren "geeichten" ökologischen Gruppen läßt sich bei entsprechend kritischer Vorgehensweise eine floristisch-ökologische Klassifikation und Kartierung des Flusses vornehmen. Diese Klassifikation kann Ausdruck unterschiedlicher Belastungszustände sein und bietet eine Grundlage für die Durchführung von Maßnahmen zur Erhaltung und Sanierung wertvoller Gewässerbiotope. An der Moosach haben wir vier (Abb. 4), in den Fließgewässern der Friedberger Au sechs solcher floristisch-ökologischer Flußzonen unterscheiden können (HABER u. KOHLER 1972, KOHLER et al. 1974, KOHLER 1978 a, b).

Es war für uns von Interesse, ob die in der Moosach vorhandenen Verbreitungsmuster tatsächlich belastungsbedingt sind oder vom Zufall gesteuert werden, wie das GESSNER (1955) für die Verbreitung von Wasserpflanzen in Fließgewässern annimmt. Deshalb wurden von unserer Arbeitsgruppe mehrjährige Transplantationsversuche durchgeführt: So wurden anhand der ökologischen Reihen ermittelte oligotrophe Arten in mehr oder weniger eutrophierte Fließwasserzonen umgepflanzt und umgekehrt eutrophe in oligotrophe Bereiche.

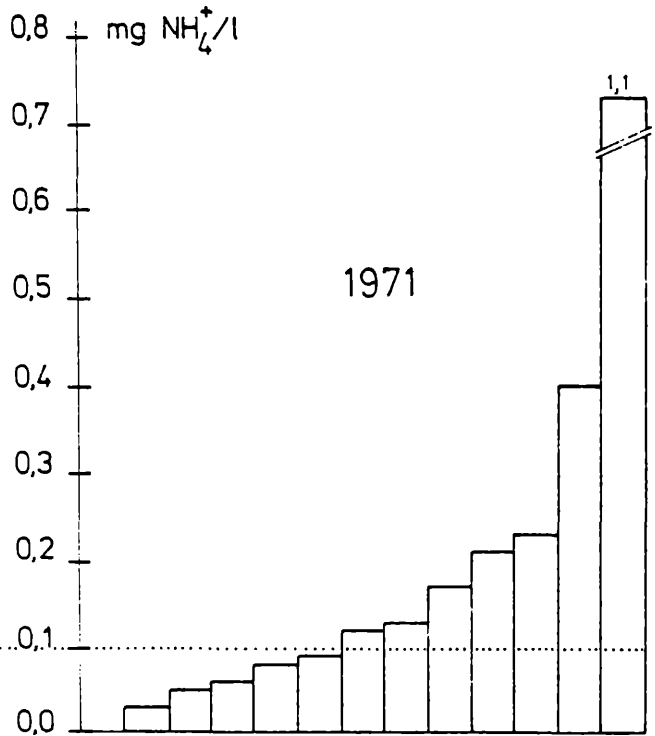
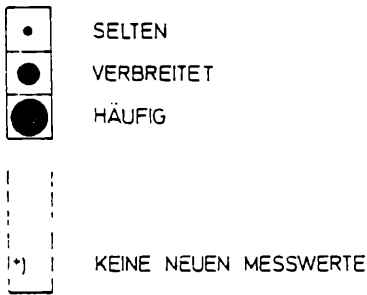
Die Vertreter der nicht bis wenig eutrophierten Flußabschnitte *Potamogeton coloratus* und *Groenlandia densa* wurden in stärker belasteten Flußbereichen nach mehreren Wochen letal geschädigt. Aber auch die eutrophen Elemente zeigten in den oligotrophen Quellbächen Schadsymptome. Durch diese Untersuchungen konnte festgestellt werden, daß die mittels der ökologischen Reihen ermittelten Artengruppen tatsächlich nur in den Flußbereichen gut gedeihen, in denen sie aufgrund der Kartierungsergebnisse auch verbreitet waren (KOHLER et al. 1972, GLÄNZER et al. 1977).

Aus den Untersuchungen des Kartierungsprogramms und den Transplantationsversuchen konnten wir aus dem räumlichen Nebeneinander über belastungsbedingte Veränderungen wichtige Informationen gewinnen. Es war aber von großem Interesse, ob und inwieweit im zeitlichen Verlauf bei zunehmender, aber auch bei abnehmender

MAKROPHYTENVERBREITUNG IN DER MOOSACH (MÜNCHENER EBENE)



# ÖKOLOGISCHE REIHEN NACH STEIGENDEN MITTELWERTEN DER AMMONIUMKONZENTRATION DES WASSERS

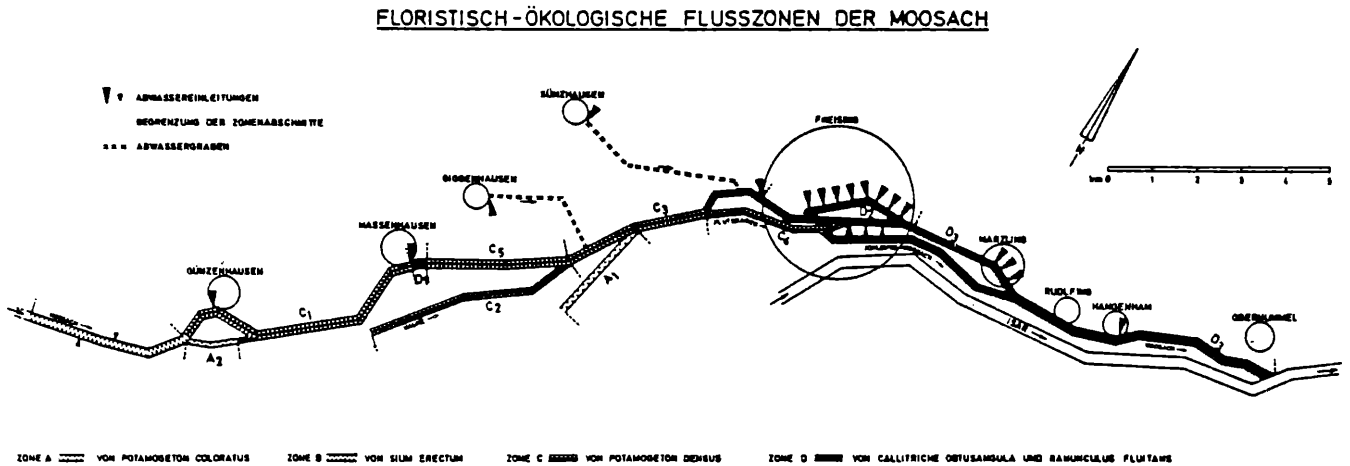


## FLORISTISCH-ÖKOLOGISCHE FLUSSZONEN

- POTAMOGETON COLORATUS
- JUNCUS SUBNODULOSUS
- CHARA HISPIDA
- MENTHA AQUATICA
- GROENLANDIA Densa
- POTAMOGETON NATANS VAR. PROLIXUS
- HIPPURIS VULGARIS F. FLUVIATILIS
- SCHOENOPLECTUS LACUSTRIS
- CALLITRICHE OBTUSANGULA
- RANUNCULUS FLUITANS
- ZANNICHELLIA PALUSTRIS SSP REPENS
- MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM
- BERULA ERECTA
- VERONICA ANAGALLIS-AQATICA
- NASTURTIUM OFFICINALE
- AGROSTIS STOLONIFERA ET GIGANTEA
- PHALARIS ARUNDINACEA
- POTAMOGETON PECTINATUS
- RANUNCULUS CIRCINATUS
- POTAMOGETON CRISPUS
- FONTINALIS ANTPYRETICA
- SPARGANIUM EMERSUM ET ERECTUM
- ELODEA CANADENSIS
- RANUNCULUS TRICHOPHYLLUS
- PROBEFLÄCHEN

	A	B	B	C	C	D	D	D	D	D	D	D
POTAMOGETON COLORATUS	●											
JUNCUS SUBNODULOSUS	●											
CHARA HISPIDA	●	•										
MENTHA AQUATICA	●	●	●	●								
GROENLANDIA Densa				●	●			•				
POTAMOGETON NATANS VAR. PROLIXUS				•	●							
HIPPURIS VULGARIS F. FLUVIATILIS				•	●							
SCHOENOPLECTUS LACUSTRIS					●							
CALLITRICHE OBTUSANGULA					●	●	●	●	●	●	●	●
RANUNCULUS FLUITANS				●	●	●	●	●	●	●	●	●
ZANNICHELLIA PALUSTRIS SSP REPENS				•	●	●	•	•				
MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM												
BERULA ERECTA	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
VERONICA ANAGALLIS-AQATICA		•		•	●	•	•	•	●	•		●
NASTURTIUM OFFICINALE		•		•	●				●	●	●	●
AGROSTIS STOLONIFERA ET GIGANTEA		●		●	•	•	•		●		●	●
PHALARIS ARUNDINACEA	●	•		●	•	•	•		●			●
POTAMOGETON PECTINATUS		●	•	•	●	●	•					
RANUNCULUS CIRCINATUS												
POTAMOGETON CRISPUS					•	●		•	●			
FONTINALIS ANTPYRETICA	●			•	●		•	●		●		
SPARGANIUM EMERSUM ET ERECTUM	●		•	•	●							
ELODEA CANADENSIS		●	•	•	•	•	•	•	●	●	●	
RANUNCULUS TRICHOPHYLLUS		●	•	●	•		•		●	•		●
PROBEFLÄCHEN	7	14	13	9	6	1	2	5	10	3	4	11

Abb. 4



Belastung die Vegetationsverschiebungen sich tatsächlich so vollziehen, wie wir das aufgrund der vorliegenden Ergebnisse erschlossen haben.

Um die zeitlichen Veränderungen der Vegetation nach veränderten Belastungsverhältnissen in harten Fließgewässern aufzuzeigen, möchte ich zwei Beispiele, die wir untersucht haben, auswählen. Das erste Beispiel von der Friedberger Ach (KOHLER et al. 1980, KOHLER u. ZELTNER 1981) zeigt, wie sich die Vegetation nach Verminderung der Abwasserlast verhält, das zweite Beispiel von der Moosach (KOHLER u. ZELTNER 1981) demonstriert, wie sich die Vegetation bei zunehmender Belastung verändern kann.

Die Friedberger Ach gibt ein gutes Beispiel dafür, wie durch übermäßige Belastung eine Vegetationsverödung erfolgen kann. Bis zum Jahre 1974 wurden in die Friedberger Ach die Abwässer der Stadt Friedberg kaum mechanisch geklärt eingeleitet, was flussabwärts eine Vegetationsverödung zur Folge hatte. Oberhalb der Einleitungsstelle war jedoch noch ein vielfältiger Artenbestand vorhanden. Nach Durchmischung des Abwassers mit dem Wasser der Friedberger Ach war auf einer Flußstrecke von 4 km keine einzige makrophytische Wasserpflanze mehr auffindbar. Nach dieser Selbstreinigungsstrecke stellte sich als erste die Kanadische Wasserpflanze (*Elodea canadensis*) wieder ein, welcher der Schläffe Hahenfuß (*Ranunculus trichophyllus*) folgte (Abb. 5).

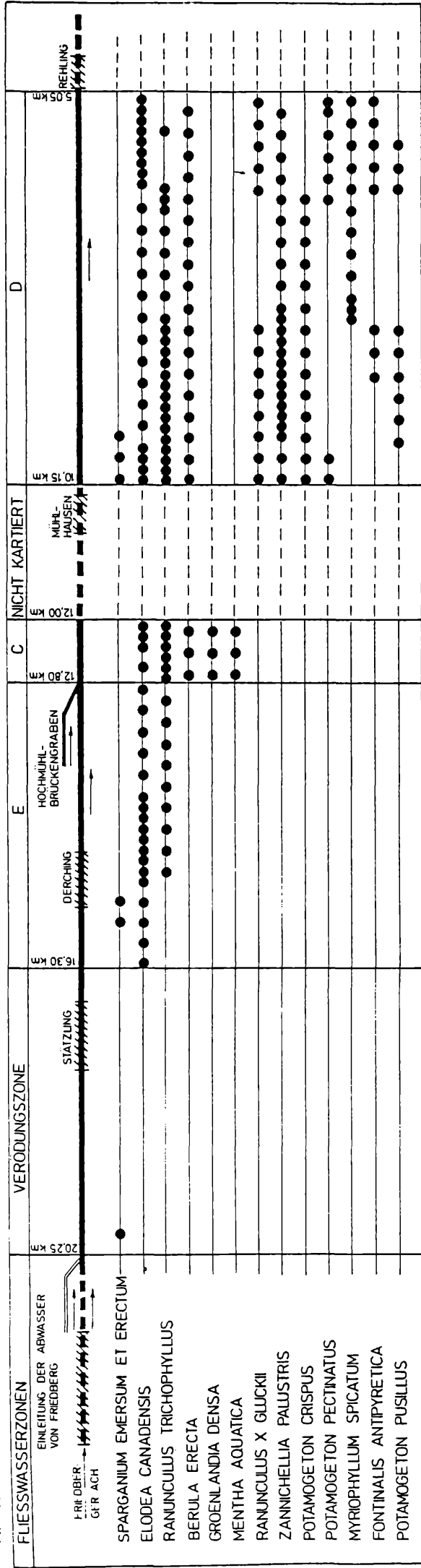
Durch den Zufluß eines sauberen Seitenbaches war eine weitere Verbesserung der Gewässergüte erfolgt, die auch zu einer wesentlichen Bereicherung der Artenvielfalt in der Friedberger Ach beigetragen hatte. Das war die Situation 1972/73.

Seit Herbst 1974 werden die Abwässer von Friedberg nicht mehr in die Friedberger Ach, sondern über eine Sammelkläranlage in Lech und Paar eingeleitet. Damit ist die Friedberger Ach unterhalb der Einleitungsstelle saniert worden. Im Jahre 1978 wurde eine Wiederholungskartierung durchgeführt, aus der hier einige Details vorgestellt werden (Abb. 5). Wie zu erwarten war, existierte bei der neueren Kartierung keine Verödungszone mehr. *Elodea canadensis* und *Ranunculus trichophyllus* hatten die ganze, früher wasserpflanzenfreie Verödungszone besiedelt.

Die in den Jahren 1973 und 1978 durchgeführten Wasseranalysen der wichtigsten chemischen Belastungsparameter legen den Schluß nahe, daß die Gewässergüte in der ehemaligen Verödungszone nunmehr besser ist, als es der vegetationskundlichen Situation dort heute entspricht. So fielen die  $\text{NH}_4$ -Werte von 5,61 auf 0,33 mg/l, die  $\text{PO}_3$ -Werte von 2,01 auf 0,21 mg/l. Die Makrophytenvegetation konnte bei der Wiederbesiedlung der ursprünglichen Verödungszone mit der sich rasch verbesserten Gewässergüte offenbar nicht Schritt halten. Es konnten allerdings keine Untersuchungen durchgeführt werden über die Sedimentveränderungen nach der Sanierung des Flusses.

# WIEDERHOLUNGSKARTIERUNG FRIEDBERGER ACH

KARTIERUNG 1972



KARTIERUNG 1978

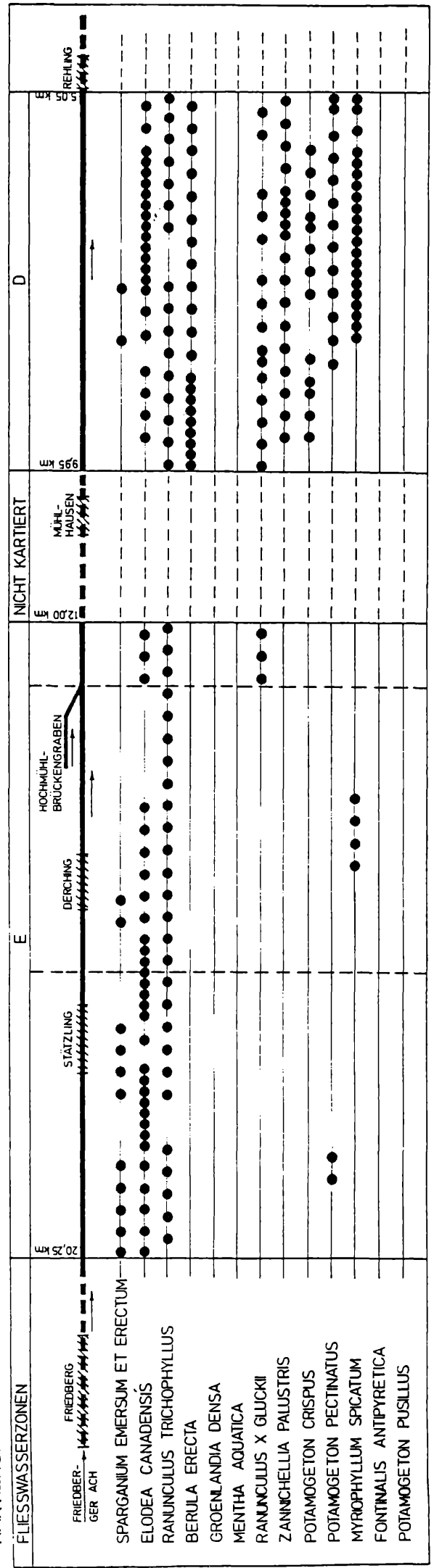


Abbildung 5



Für den Fall der Entlastung ergibt sich, wie dies Beispiel zeigt, somit zuweilen eine Einschränkung des Zeigerwertes der Wasserpflanzenvegetation von Fließgewässern. Darauf wird noch zurückzukommen sein.

Nun zum Beispiel Moosach. Die in den Jahren 1970 bis 1972 durchgeführten Kartierungen der Wasservegetation und Analysen des Wasserchemismus wurden von 1978 bis 1980 wiederholt. Dabei zeigt sich, daß im gesamten Moosachsystem keine feststellbaren Entlastungen stattgefunden haben, daß sich aber in den letzten Jahren die Belastungssituation im Oberlauf des Hauptflusses deutlich verschlechtert hat, worauf die *Groenlandia densa*-Gruppe mit Rückgang reagiert hat. Die ökologische Reihe macht deutlich, daß der mittlere Ammoniumgehalt des Wassers angestiegen und die *Groenlandia*-Gruppe ausgefallen ist (KÖHLER u. ZELTNER 1981).

Die wiederholte Kartierung der Moosach zeigt, daß *Groenlandia* im Oberlauf bis auf ein kleines Restareal verschwunden (Abb. 6), und daß *Hippuris vulgaris* mengenmäßig deutlich zurückgegangen ist.

### 3.2 Die Vegetation weicher Fließgewässer des Oberpfälzer Waldes

Die Untersuchung und Kartierung der Vegetation der sehr unterschiedlich belasteten Weichwasserflüsse Pfreimd, Schwarzach und Naab ergaben ebenfalls sehr charakteristische Verbreitungsbilder und Artengruppen. Die Durchführung eines wasserchemischen Programmes war in diesem Gebiet aus technischen Gründen nicht möglich. Als Bezugssystem für die Gruppierung der Pflanzen mußte die offizielle Gütekartierung herangezogen werden (KÖHLER u. ZELTNER 1974, 1981).

Für die nicht bis gering belasteten Weichwasserabschnitte der Güteklasse I und II war eine Wasserpflanzengruppe von *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton alpinus* und *Ranunculus peltatus* (Schwerpunkt) kennzeichnend. Diese schloß sich mit einer eutraphenten Gruppe weitgehend aus, die auf die kritisch bis stärker belasteten Flußabschnitte konzentriert war. Zu dieser für die Güteklassen II-III und III charakteristischen Gruppen gehörten der Pinselblättrige Hahnenfuß (*Ranunculus penicillatus*), das Kamm-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), beides Arten, die häufig und in Massen verbreitet waren sowie eine Reihe anderer nährstoffbedürftiger Elemente wie *Ceratophyllum*

*demersum*, *Potamogeton perfoliatus* und einige Lemnaceen.

Auch in den Weichwasserflüssen war eine indifferente Gruppe von Wasserpflanzen zu erkennen, die sowohl in den reinsten unbelasteten Bereichen der Güteklasse I vertreten war, aber auch noch in kritisch belasteten Abschnitten vorkam, wie *Callitriche hamulata* und *Fontinalis antipyretica*.

Man kann also auch in den weichen Fließgewässern eine deutliche floristisch-vegetationskundlich faßbare Belastungsreihe aufstellen, wenngleich in diesem Gewässertyp keine so feine Differenzierung möglich ist wie in den kalkreichen oligotrophen Niedermoorgewässern.

Ökologische Gruppen (Belastungszeiger) des Weichwassersystems der Naab

1. Arten mit Verbreitung in nicht bis mäßig belasteten Fließgewässerabschnitten (Güteklassen I bis II):

*Myriophyllum alterniflorum*  
*Potamogeton alpinus*  
*Ranunculus peltatus* (Schwerpunkt)

2. Arten mit Verbreitung in kritisch bis stark belasteten Flußstrecken (Güteklassen II-III und III):

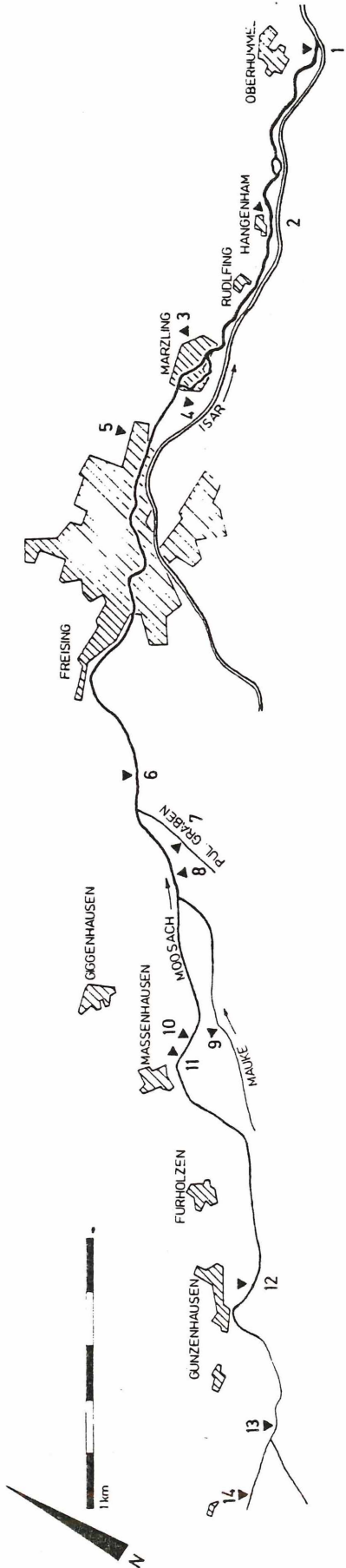
*Myriophyllum spicatum*  
*Ceratophyllum demersum*  
*Potamogeton nodosus*  
*Potamogeton perfoliatus*  
*Lemna minor*  
*Lemna gibba*  
*Spirodela polyrhiza*  
*Ranunculus penicillatus* (Schwerpunkt)  
*Sagittaria sagittifolia* (submers)

3. Arten mit mehr oder weniger weiter Belastungsspanne (Güteklassen I bis II-III bzw. III):

*Callitriche hamulata*  
*Callitriche cophocarpa*  
*Elodea canadensis*  
*Fontinalis antipyretica*  
*Nuphar lutea*  
*Potamogeton crispus* (Schwerpunkt in belasteten Bereichen)  
*Sparganium emersum et erectum*.

Die in den Jahren 1972 und 1973 in den weichen Fließgewässern des Naabsystems durchgeführten Untersuchungen wurden im Jahre 1980 wiederholt. Durch den Ausbau von Kläranlagen hat sich in der Zwischenzeit die

# WIEDERHOLUNGSKARTIERUNG MOOSACH



- MAKROPHYTENVERBREITUNG
- NICHT NACHGEWIESEN
  - ▨ VEREINZELT
  - ▩ VERBREITET
  - HÄUFIG
- ▼ WASSERKLEINENTNAHMESTELLE



Abbildung 6

Gewässergüte der Naab etwa um eine halbe Gütestufe verbessert. Bei der erstmaligen Kartierung waren in diesem kritisch belasteten Gewässer (Gütekategorie II-III) fast keine typischen Vertreter der natürlichen Weichwasserflüsse vorhanden, d.h. *Myriophyllum alterniflorum* fehlte damals in der Naab vollständig, während es in der Pfreimd bis zur Mündung in die Naab massenhaft verbreitet war. Bei der Wiederholungskartierung stellte sich heraus, daß diese Art nun auch die Naab unterhalb der Mündung dieses reinen Seitenflusses besiedelt hatte. Durch die Verbesserung der Gewässerqualität konnte sich *Myriophyllum alterniflorum* hier wieder ansiedeln. Allerdings kam die Art oberhalb der Flußmündung der Pfreimd, obwohl auch dort eine verbesserte Gewässergüte eingetreten war, noch nicht vor. Man darf annehmen, daß die Wiederbesiedlung dieses Naababschnittes durch das Wechselblütige Tausendblatt noch nicht möglich war, wohl wegen der Schwierigkeit für die Pflanzen, den Fluß gegen die Strömungsrichtung zu besiedeln (Abb. 7).

#### 4. Schlußbemerkungen

Aus den vorliegenden Untersuchungen an bayerischen Fließgewässern lassen sich folgende allgemeine Aussagen machen:

- Bei zunehmender Belastung von naturnahen Fließgewässern mit Nährstoffen und organischem Material tritt eine schrittweise Veränderung der Vegetation ein. Dabei verschwindet die ursprüngliche oligo- bis mesotraphente Pflanzengemeinschaft und macht oftmals einer eutraphenten Gemeinschaft Platz. Im Extremfall tritt eine Makrophytenverödung ein.
- Während die ursprüngliche Vegetation bei einem überregionalen Vergleich bei gleichem Gewässertyp große Ähnlichkeiten besitzt, sind die eutraphenten Folgegesellschaften in den verschiedenen Gewässersystemen floristisch sehr verschieden. Das läßt sich wohl so erklären, daß diese relativ jungen Vergesellschaftungen noch nicht ausgewogen sind und sich aus dem eutraphenten Arteninventar rekrutieren, das in dem jeweiligen Naturraum gerade verfügbar ist. Deshalb zeigen die Gemeinschaften der eutrophierten Gewässer, soweit sie noch nicht völlig verödet sind, vegetationskundlich eine größere Individualität als die ausgewogenen, ursprünglichen Gemeinschaften.
- Bei Verbesserung der Gewässergüte ist deutlich ein Trend zur Rückentwicklung der

Gemeinschaften zu naturnäheren Vegetationseinheiten feststellbar. Bei den kalkreichen Niedermoorgewässern gibt es keine Anhaltspunkte dafür, daß sich die Vegetation zu dem ursprünglichen *Potamogeton coloratus*-*Chara*-Typ zurückentwickelt. Eine Rückentwicklung zu einer naturnahen Vegetation ist nur in dem Maße spontan möglich, als das ursprüngliche Arteninventar, das oft ausgelöscht ist, noch zur Verfügung steht und die Möglichkeit der Wiederbesiedlung aus verbreitungsbiologischen Gründen gegeben ist. Eine weitere Voraussetzung für die Rückentwicklung zu oligotrophen Vegetationseinheiten ist, daß nicht nur der Wasserkörper wieder nährstoffarmes Wasser führt, sondern auch die in den Sedimenten angereicherten Nährstoffe aus dem System entfernt worden sind.

- Die Kartierung der Makrophyten und ihrer Gemeinschaften in Fließgewässern und deren Verwendung als Indikatoren der Gewässerbelastung erhalten nach den vorliegenden Ergebnissen eine Einschränkung. Zwar gibt uns das Vorhandensein einer Art, oder noch mehr das einer Artengemeinschaft, eine brauchbare Information über den Belastungszustand des Gewässers, nicht aber ihr Fehlen. Denn das Fehlen kann neben der Nicht-eignung des Standortes für die Arten noch weitere Ursachen haben. Wie wir am Beispiel der Friedberger Ach und der Naab gesehen haben, kann das Fehlen auch verbreitungsbiologische Gründe haben, d.h. die Pflanzenart hat nach Verbesserung oder Verschlechterung der Gewässergüte den geeigneten Standort noch nicht wieder erreichen können. Ein anderer Grund für das Fehlen einer Art kann sein, daß eine andere Sippe die ökologische Nische bereits besetzt hält (vgl. dazu CAIRNS 1974). Ein Beispiel hierfür wäre die Friedberger Ach, in der *Ranunculus glückii*, ein Bastard von *Ranunculus trichophyllum* und *Ranunculus circinatus*, weitgehend die Nische besetzt hält, die in der Moosach von *Ranunculus fluitans* und seinen Hybriden eingenommen wird.

#### Literatur

- CAIRNS, J. Jr. (1974): Indicator species VS. The concept of community-structure as an index of pollution. - Water Resources Bulletin, American Water Research Association, Vol. 10, No. 2: 338-347.



GLÄNZER, U., W. HABER u. A. KOHLER (1977):  
Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässermakrophyten. Arch. Hydrobiol. 79: 193–232.

HABER, W. u. A. KOHLER (1972):  
Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. – Landschaft und Stadt 4: 159–168.

HUTCHINSON, G.E. (1975):  
A Treatise on Limnology. Vol. III: Limnological Botany. – New York, London, Sydney, Toronto.

KNAPPE, W.D. (1971):  
Das Fließwassersystem der Moosach (Münchener Ebene). Eine Landschaftsökologische Studie. – Diplomarbeit am Inst. f. Landschaftsökologie TU München in Weißenstephan.

KOHLER, A., H. VOLLRATH und E. BEISL (1971):  
Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. 69: 333–365.

KOHLER, A. (1972):  
Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. – Ber. Dtsch. Bot. Ges. 84: 713–720.

KOHLER, A., G.-H. ZELTNER u. M. BUSSE (1972):  
Wasserpflanzen und Bakterien als Verschmutzungsanzeiger von Fließgewässern. – Umschau 72: 158–159.

KOHLER, A., R. WONNEBERGER u. G.-H. ZELTNER (1973):  
Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher "Verschmutzungsindikatoren" im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. 73: 533–549.

KOHLER, A., R. BRINKMEIER u. H. VOLLRATH (1974):  
Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 5–36.

KOHLER, A. u. G.-H. ZELTNER (1974):  
Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes (Naab, Pfreimd und Schwarzach). – Hoppea, Denkschrift Regensburg. Bot. Ges. 33: 171–232.

KOHLER, A. (1978 a):  
Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft und Stadt 10: 73–85.

KOHLER, A. (1978 b):  
Wasserpflanzen als Bioindikatoren. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 259–281.

KOHLER, A., Th. PENSEL und G.-H. ZELTNER (1980):  
Veränderungen von Flora und Vegetation in den Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) zwischen 1972 und 1978. – Verh. Ges. Ökologie, Freising-Weißenstephan 1979, Bd. VIII: 343–350.

KOHLER, A. u. G.-H. ZELTNER (1981):  
Der Einfluß von Be- und Entlastung auf die Vegetation von Fließgewässern. – Daten und Dokumente z. Umweltschutz 31: 127–139, Universität Hohenheim.

KUTSCHER, G. u. A. KOHLER (1976):  
Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in den Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene). Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 175–228.

RUTTNER, R. (1947):  
Zur Frage der Karbonatassimilation der Wasserpflanzen I.–Österr. Bot. Zschr. 94: 265–294.

#### Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Alexander Kohler  
Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie  
der Universität Hohenheim  
Schloß-Hauptgebäude  
7000 Stuttgart 70 (Hohenheim)

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1981

Band/Volume: [5\\_1981](#)

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

Artikel/Article: [Die Vegetation bayerischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Veränderung 6-18](#)