Mitt. POLLICHIA	70	125-168	1 Abb.	22 Tab.	Bad Dürkheim/Pfalz 1982
					ISSN 0341-9665

Winfried WERLE

Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern

Kurzfassung

WERLE, W. (1982): Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern. – Mitt. POLLICHIA, **70**: 125–168, Bad Dürkheim/Pfalz.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde versucht, durch eigene Kartierungen und durch Vergleich mit anderen Untersuchungsergebnissen eine zusammenfassende Beurteilung der Indikatoreignung von submersen Makrophyten zu erarbeiten. Nach einer kurzen Charakteristik der ökologischen Besonderheiten des Biotops „Fließgewässer" wurden die ökologischen Potenzen der prinzipiell möglichen Indikatortypen sowie die verschiedenen Untersuchungswege für deren Verifizierung in der Praxis beschrieben. Die bisher veröffentlichten Ergebnisse aus syn- und autökologischen Versuchen, aus Interpretationen älterer Florenwerke sowie aus statistischen Analysen wurden in den jeweiligen Kapiteln zusammengefaßt und bildeten die Grundlage für die abschließende Beurteilung. Demnach scheinen weitere Aufwendungen zur Untersuchung der Indikatoreignung von submersen Makrophyten nicht gerechtfertigt zu sein, da von den verschiedenen Zeigertypen lediglich stenöke Indikatoren für geringe Saprobität nachzuweisen sind; alle anderen theoretisch möglichen Typen sind in diesen dynamischen, stets individuell ausgeprägten Biotopen prinzipiell nicht zu erwarten.

Abstract

WERLE, W. (1982): Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern [Applicability of submersive macrophyts as bioindicators in flowing waters]. – Mitt. POLLICHIA, **70**: 125–168, Bad Dürkheim/Pfalz.

Within the scope of this paper is was attempted to work out by own mapping and by comparison with other results of exploration a summarizing jedgement of the applicability of submersive macrophyts as indicators. After a short characterization of the ecologic special features of the biotope "flowing waters" the ecologic potencies of the principally possible indicator, types as well as of the different methods of exploration for their verification were described in practice. The results, published up to now, of syn- and autecological experiments of interpretations of older floral handbooks as well as of statistic analyses were summarized in the respective chapters and were the basis for the final judgement. Thus further expenditures for the exploration of the applicability of submersive macrophyts as indicators seem not to be justified, because of the different indicator types only stenoic indicators are to be proved, all other theoretically possible types principally are not to be expected in these dynamic always individually marked biotopes.

Résumé

WERLE, W. (1982): Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern [Aptitude des macrophytes submersibles en tant qu'indicateurs biologiques dans les eaux courantes]. – Mitt. POLLICHIA, **70**: 125–168, Bad Dürkheim/Pfalz.

Dans le cadre de ce travail on a essayé d'acquérir une estimation totale sur l'aptitude des indicateurs des macrophytes submersibles, et ceci par quelques cours sur le terrain et la comparaison avec d'autres résultats.

Après une courte caractéristique des particularités écologiques du biotope «eau courante» on a décrit les potentiels écologiques des principaux types d'indicateurs de même que les différentes méthodes de recherche pour leur vérification pratique. Les résultats jusqu'à présent publiés sur la recherche syn- et autécologique, sur les interprétations de travaux plus anciens sur la flore, de même que des analyses statistiques furent concentrés et formèrent les bases de l'estimation finale. A cause de cela des recherches futures sur l'aptitude des indicateurs de macrophytes submersibles ne semblent pas nécessaires, car parmi les différents types d'indicateurs il ne faut donner de preuve que pour les indicateurs steneuques pour leur faible saprobité. Il ne faut pas s'attendre à d'autres types théoriquement possibles dans ces biotopes dynamiques qui se développent toujours de manière individuelle.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 126
2. Der Biotop „Fließgewässer" 127
3. Ökologische Grundlagen der Bioindikation 131
4. Möglichkeiten zur Ermittlung der Indikatoreignung 133
5. Ergebnisse aus verschiedenen Untersuchungsmethoden 135
5.1. Kartierungen 135
5.1.1. Methodik der eigenen Kartierungen 135
5.1.1.1. Aufnahme der abiotischen Standortfaktoren 135
5.1.1.2. Auswahl der Probeflächen 138
5.1.1.3. Aufnahme der Makrophyten 139
5.1.2. Artengruppen und floristisch-ökologische Flußzonen im Vergleich zu anderen Arbeiten 140
5.2. Interpretation der Kartierungsergebnisse unter synökologischen Aspekten 154
5.3. Beziehungen zwischen ökologischen Reihen, Labor- und Umpflanzungsversuchen 160
5.4. Vergleich mit Karten der potentiellen natürlichen Vegetation 161
5.5. Statistische Untersuchungen zur Indikatoreignung 163
6. Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Makrophyten 165
Literaturverzeichnis 167

1. Einleitung

Mit der Tendenz im Umweltschutz zur kontinuierlichen Messung und Quantifizierung einer möglichst großen Anzahl von Faktoren gewinnt die Bioindikation immer mehr an Bedeutung; bei der Beurteilung der Wassergüte unserer Gewässer steht sie heute schon gleichberechtigt neben chemisch-physikalischen Meßmethoden. Das Saprobiensystem, das hierfür seit der Begründung durch KOLKWITZ und MARSSON im Jahre 1902 immer mehr erweitert und ergänzt wurde, beinhaltet aber bis heute keine submersen Wasserpflanzen, und erst vor ca. 10 Jahren startete das erste Forschungsvorhaben allein mit dem Ziel, die Indikatoreignung der in Frage kommenden Arten zu untersuchen. Dieses mit den meisten nachfolgenden zu ver-

gleichen, ihre Ergebnisse zu diskutieren und mit eigenen Kartierungen etwas zur Klärung des Problems beizutragen, ist das Ziel dieser Arbeit. Ihr Zweck ist es nicht, ein differenziertes Güteklassensystem auf floristischer Grundlage zu erarbeiten, da hierfür noch zu wenig Untersuchungsergebnisse vorliegen (KOHLER 1976). Es soll lediglich festgestellt werden, ob zwischen Makrophytenverbreitung und Wasserverschmutzung kausale Zusammenhänge bestehen und ob der Grad dieser Zusammenhänge ausreicht, Wassergüte in Zukunft auch mit Submersen zu bestimmen.

2. Der Biotop „Fließgewässer"

Die ökologische Teildisziplin, in deren Aufgabengebiet die Untersuchung der Standortfaktoren in Fließgewässern fällt, ist die Limnologie. Wenn darüber in Gegensatz zu den Verhältnissen in Seen bisher nur unvollständige Ergebnisse vorliegen, so deswegen, weil stehende Gewässer ein abgegrenztes Ökosystem mit nahezu geschlossenem Nährstoffkreislauf bilden (WALTER 1968). Dagegen sind Flüsse Durchlaufsysteme, in deren Verlauf sich alle Standortfaktoren in Richtung dieser Einbahnstraße kleinflächigst ändern können. Dies hängt vor allem damit zusammen, daß schon kleinere Flüsse unterschiedliche geologische Formationen mit abweichenden naturräumlichen Einheiten durchfließen (MÜLLER 1980), die durch Zuflüsse, unterschiedlichen Untergrund, Relief u. ä. Einflußgrößen den steten Wechsel der Verhältnisse im Fluß bedingen. Die stärkere Einwirkung des Umlandes in seinen wechselnden Ausprägungen auf den Fluß wird auch dadurch erklärbar, daß das Verhältnis von Länge des Ufers zu Oberfläche und Volumen des Wassers hier um ein vielfaches größer als beim See ist (SCHWERDTFEGER 1975). Daher konnte schon bevor sich die Limnologie eingehender mit der anthropogenen Fließgewässerbelastung befaßte, die noch einen zusätzlichen, stark schwankenden Faktor darstellt, GESSNER (1955 a: 285) feststellen: „Ein Fluß trägt zwar von seiner Quelle bis zur Mündung einen einheitlichen Namen, doch dies ist meist auch das einzig Einheitliche an ihm." Jedes Fließgewässer ist für eine Makrophyte daher in viele kleinere potentielle Lebensräume, also in unterschiedliche Monotope oder Habitate, aufgespalten, die einander in Fließrichtung stetig ablösen, wodurch ihre limnologische Untersuchung stark erschwert wird (KUTSCHER & KOHLER 1976). Zwar gleichen sich auch Seen oder verwandte terrestrische Biotope nicht in allen Einzelheiten, doch fehlt hier eine dynamische, stets veränderte und leicht veränderbare Einflußgröße, wie sie in Flüssen das Fließen des Wassers darstellt. Auf dem Lande ist somit eine Standardisierung und damit ein Vergleich eher möglich; zwei Biotope, z. B. zwei Buchenwälder in verschiedenen Teilen des Hunsrücks haben sicherlich mehr ökologische Gemeinsamkeiten miteinander als zwei Bäche, die Teile ihres Gebiets entwässern.

Fragt man nun nach den für Makrophyten wichtigen Standortfaktoren, so kommen neben der Wasserbewegung und der davon teilweise abhängigen Substratbeschaffenheit auch die für Seen wichtigen Faktoren Strahlungsklima, Wärmehaushalt und Gehalt an gelösten Gasen und Elektrolyten in Betracht (SCHWOERBEL 1977). Letzterer wird im dritten Kapitel ausführlicher behandelt; auf die anderen soll hier kurz eingegangen werden.

Art und Menge der einfallenden Strahlung sind für Makrophyten von viel größerer Bedeutung als für heterotrophe Organismen, da sie ja von ihr als ihrer einzigen Energiequelle direkt abhängig sind. In den Fließgewässern herrschen

hierbei für Wasserpflanzen schon deswegen schlechtere Bedingungen, weil die Reflexion der Strahlung wegen der bewegten Oberfläche schon etwas größer als bei Seen ist (SCHWOERBEL 1977). Hinzu kommt vor allem bei kleineren, nur wenige Meter breiten Fluß- und Bachläufen, daß ein Großteil der Wasseroberfläche im Schatten der Uferböschung und der Uferpflanzen liegt. Welcher Anteil des auf das Wasser auftreffenden Lichts nun bis zu den Chloroplasten der Makrophyte gelangt, hängt von der Höhe der Extinktion, also von der Absorption innerhalb des Wassers und von der Zerstreuung des Lichts an Wassermolekülen und an Schwebstoffen ab (RUTTNER 1962). Auch hier herrschen ungünstigere Verhältnisse als z. B. in einem Klarwassersee, da der Gehalt an Schwebstoffen bedingt durch die höhere Transportkraft des Wassers meist sehr viel größer ist und die Transmission des Lichtes in tiefere Schichten stark behindern. Submerse können zwar als sogenannte Schattenpflanzen noch bei einem Lichtgenuß von 2% des Tageslichts den Kompensationspunkt der Photosynthese überschreiten (WALTER 1967), doch kann durch mitgeführte Sedimente eine trophogene Schicht schon in geringer Tiefe ihre Begrenzung finden. So sollen im Nil in einem Meter Tiefe nur noch 10^{-5}% des Oberflächenlichts meßbar sein (WILMANNS 1978). Zwar führen europäische Flüsse bei weitem nicht eine so hohe Sedimentfracht mit sich, doch wirkt bei uns die Wasserverschmutzung und die daraus folgende erhöhte Trübung durch Schwebstoffe im gleichen Sinne (KOHLER 1975 b). Inwieweit hierdurch die Kompensationsebene zur Wasseroberfläche hin verschoben und damit eine Besiedlung durch Pflanzen in die Tiefe begrenzt wird, ist leider noch nicht untersucht worden.

Im gleichen Maße wie absoluter Gehalt und Schwankungsbreite an mitgeführten Sedimenten vom Ober- zum Unterlauf ein und desselben Flusses zunehmen, erhöhen sich auch die Tages- und Jahresschwankungen der Temperatur mit zunehmender Entfernung von der Quelle. Dort entspricht die Wassertemperatur in etwa dem Jahresmittel der Lufttemperatur (SCHWOERBEL 1977); durch den engen Kontakt zwischen Wasser und Luft besonders an Stromschnellen gleichen sich Wasser- und momentane Lufttemperatur im weiteren Verlauf aneinander an, was zu rhythmischen Schwankungen im 24-Stunden-Takt mit zeitlich verschobenem Tagesmaximum führt. Bedingt durch das bachabwärts zunehmende Volumen und die dadurch steigende Wärmespeicherkapazität nimmt der Bach allmählich Wärme auf, die im Winter nur teilweise wieder abgegeben wird, so daß die Flußunterläufe eine höhere Jahresdurchschnittstemperatur als die quellnahen Oberläufe aufweisen. Schon seit langem ist bekannt, daß das Auftreten bestimmter Fischarten auf unterschiedliche Präferenzbereiche bezüglich der Temperatur zurückzuführen ist und die dadurch den Flußlauf in eine Forellen-, eine Äschen-, eine Barben- und eine Brachsenregion unterteilen können (MÜLLER 1980). Genauere Untersuchungen über die Bindung von Submersen an einen bestimmten Temperaturbereich sind bisher noch nicht durchgeführt worden; daher fehlen auch Angaben über den Einfluß anthropogen erwärmten Oberflächenwassers. Es ist lediglich bekannt, daß die toxische Wirkung von gelösten Schadstoffen durch erhöhte Temperaturen wesentlich verstärkt wird (MÜLLER 1980). Eine Untersuchung über den Einfluß erwärmten Wassers wäre also sicherlich sinnvoll, zumal die Temperatur in der gesamten Biosphäre ein wichtiger, oft limitierender Faktor ist und stenotherme Potenzen in allen Organismengruppen weit verbreitet sind.

Während im Wechsel der Temperatur und des Strahlungsklimas noch gewisse Gesetzmäßigkeiten bzw. Periodizitäten zu erkennen sind, zeigt der Standortfaktor „Strömungsgeschwindigkeit" sowohl zeitlich als auch örtlich gesehen große Schwankungen, aus denen sich eine ebenso große Menge an unterschiedlichen Wechselbe-

ziehungen zur biotopischen Umwelt ergeben (GESSNER 1955 a). Die zeitliche Abhängigkeit zeigt sich, wenn man an mehreren aufeinanderfolgenden Tagen an ein und derselben Stelle die Fließgeschwindigkeit mißt; es können dann Schwankungen bis zu 100 % bedingt durch veränderte Abflußmengen auftreten. Eine örtliche Abhängigkeit besteht sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Hinsicht: Im Verlauf eines Flusses ändern sich Gefälle, Flußbreite und Wassertiefe oft sehr kleinflächig, wodurch sich jeweils andere Durchschnittsgeschwindigkeiten ergeben (RUTTNER 1962), die außerdem zwischen Oberfläche und Stromsohle die verschiedensten Augenblickswerte annehmen können, so daß sich Stomgeschwindigkeiten in vertikaler, horizontaler und zeitlicher Abfolge ändern können. Einen Durchschnittswert für einen auch nur wenige cm langen Bereich anzugeben, ist also völlig sinnlos. Dies umso mehr, als die Spitzenwerte in solchen Mitteilungen nicht mehr erkennbar sind, obwohl gerade sie den größten Einfluß auf die Vegetation haben und ein ganzes Flußbett u. U. ausräumen bzw. mit Sedimenten zudecken können. Eine Wasserpflanze ist demnach auf ihrem Standort einer Vielzahl von möglichen Strömungsgeschwindigkeiten ausgesetzt, so daß sie zum Überleben eine gegenüber diesem Faktor euryöke Potenz haben muß (GESSNER 1955 a). Daß sie jedoch diesbezüglich Präferenzbereiche haben kann, die allerdings in großen Grenzen schwanken können, zeigt die Tatsache, daß ihr Auftreten oft an bestimmte Substratarten gebunden ist, deren Ausbildung z. T. von der Höhe der durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeit und damit von der Transportkraft des Wassers abhängt (vgl. Tab. 1). Da die Art der Korngrößenzusammensetzung allein von der Stromgeschwindigkeit abhängt, kann auch ein oligotropher Bach bei Werten unterhalb von 2 m/s Schlick ablagern; lediglich die Menge an Schlamm erlaubt eine Aussage über den Belastungsgrad in diesem Gewässer.

Tab. 1: Abhängigkeit des Substrats von der durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit (RUTTNER 1962: 263).

Geschwindigkeit (m/s)	Substratbeschaffenheit
0,03 – 0,20	mineralischer, organischer Schlick/Detritus
0,20 – 0,40	Feinsand
0,40 – 0,60	Grobsand bis Feinkies
0,60 – 1,20	kleine bis faustgroße Kiese
1,20 – 2,00	größere Steine bis Blöcke

Obige Tabelle erlaubt eine mittelbare Bestimmung der Durchschnittswerte ohne Berücksichtigung der Maxima und der Werte im fließenden Wasserkörper selbst. Die feineren Differenzierungen können nur festgestellt werden, wenn die Schwankungen der Augenblickswerte zwischen Totwasserfilm auf der Substratoberfläche und der Wasseroberfläche gemessen werden (GESSNER 1955 a). Auch dann gilt das Meßergebnis nur für den jeweiligen Zeitpunkt, für den betreffenden, meist sehr kleinen Flußabschnitt mit seiner ganz bestimmten Ausprägung in Gefälle, Breite, Tiefe und Wasserführung. Da zwischen diesen Parametern eine unendlich große Zahl von Abstufungen möglich ist, ist eine Gesetzmäßigkeit für die Abfolge der Fließgeschwindigkeit nicht zu erwarten. Zwar wird sich im Laufe dieser Arbeit zeigen, daß Makrophyten weitgehend indifferent gegenüber diesem Faktor sind, was nicht verwunderlich ist, da sie auf ihrem Standort die verschiedensten Augenblickswerte tolerieren müssen; diese Unempfindlichkeit bereitet einer Übertragung von Untersuchungsergebnissen keine Schwierigkeiten. Doch übt stärker strö-

mendes Wasser nach RUTTNER (1962: 263) eine atmungs- und wachstumsfördernde und damit eutrophierende Wirkung aus: „In ruhendem oder schwach bewegtem Wasser sind die Organismen (. . .) von einer adhäsiv festgehaltenen Flüssigkeitsschicht umgeben, die alsbald einen von lebenswichtigen Stoffen verarmten Hof um das Tier oder die Pflanze bildet. Im raschen Strome wird aber die Bildung solcher, den Austausch hemmender Höfe sehr vermindert und die aufnehmende Oberfläche immer wieder mit neuen, noch unausgenutzten Wasserteilchen in Berührung gebracht. Daher begünstigt bewegtes Wasser die Atmung und die Nahrungsaufnahme weit mehr als ruhendes vom gleichen Gehalt, es ist zwar nicht absolut, aber physiologisch sauerstoff- und nährstoffreicher."

Dies bedeutet für Submerse zweierlei: einmal wird das Erreichen des Kompensationspunktes in stärker strömendem Wasser durch die Erhöhung der Dissimilation erschwert; dies kann gemeinsam mit starker Trübung eine positive Nettophotosynthese u. U. unmöglich machen. Zum zweiten sind Pflanzen auf diesem Standort anthropogenen Belastungen sehr viel stärker ausgesetzt als andere in z. B. stillen Buchten. Dort werden sich demnach die oligotraphenten Arten ansiedeln, während die eutraphenten Formen einen stärker umströmten Standort bevorzugen werden, obwohl der vielleicht nur wenige Meter von der „oligotropheren" Art entfernt liegt. Diese Verschiebungen müssen bei der Übertragung von Kartierungsergebnissen von einem Flußabschnitt auf einen anderen berücksichtigt werden, will man aus ihnen Rückschlüsse auf die Indikatoreignung einzelner Arten ziehen.

Bekanntlich stammen alle submersen Makrophyten von Landpflanzen ab und sind dem wachsenden Evolutionsdruck auf dem Festland durch die Besiedlung der ökologischen Nischen in den Gewässern ausgewichen (WALTER 1968). Im Laufe dieser Phylogenese entstand zwar eine Vielzahl von verschiedenen Arten, die sich alle durch die analoge Entwicklung „zweckmäßiger" Merkmale an die submerse Lebensweise in Stillgewässern anpassen konnten; die Lebensbedingungen in Fließgewässern machten jedoch die Entwicklung von speziellen Flußpflanzen unmöglich. Bedingt durch die Wasserbewegung können sich Samen auf der Flußsohle nicht bleibend verankern; selbst in Totwasserräumen hinter grobkörnigem Substrat werden Keimlinge durch neue Sedimentbildung meist schnell wieder vom Licht abgeschirmt. Eine Ausbreitung durch Samen ist also, wenn überhaupt, nur in ruhigen Stillwasserbuchten möglich. In den meisten Fällen wird sie vegetativ erfolgen, wenn ein aus einem Tümpel oder See im Einzugsbereich des Flusses ausgeschwemmter oder ein im Oberlauf abgerissener Sproß in einem Totwasserraum zufällig Halt finden und Wurzeln austreiben kann. Dadurch können durch Mutationen eventuell entstandene individuelle Anpassungen nicht an den Genpool der Art weitergegeben werden (GESSNER 1955 a). Es gibt daher keine Wasserpflanzen, die nur in Fließgewässern vorkommen; vielmehr konnten sich nur die Pflanzen der Stillgewässer auch in strömendem Wasser behaupten, die zufälligerweise, nicht durch gerichteten Anpassungsdruck, für diesen Standort geeignete Merkmale entwickelt hatten, die dann den Forderungen des neuen Lebensraumes entsprechend modifiziert werden konnten. Beispiele für solche Modifikationen sind die Hemmung des Streckenwachstums und die zusätzliche Fibrillierung der Zellwände, beides zur Erhöhung der mechanischen Festigkeit der Pflanzen (GESSNER 1955 a). In der ringförmigen Anordnung der Festigungsgewebe eine gerichtete Anpassung hin zu größerer Zugfestigkeit in strömendem Wasser zu sehen (WILMANNS 1978), ist also unrichtig; es handelt sich hier wohl um eine zufällig entstandene Anordnung, die sich erst im weiteren Verlauf der Evolution als zweckmäßig erwiesen hat.

3. Ökologische Grundlagen der Bioindikation

Bioindikatoren (Zeigerarten) verwendet man in der Ökologie zur Anzeige bestimmter Standortverhältnisse oder deren Veränderungen (SPERBER 1980). Der hier interessierende Standortfaktor ist der jeweilige Verschmutzungsgrad bzw. der Grad der Saprobität, der durch Einleitung von Abwässern erhöht wird und im Verlaufe der Selbstreinigung des Gewässers durch die beteiligten Biozönosen so weit vermindert wird, bis wieder ein Gleichgewicht zwischen Saprobie, also Biomasse und Umsatz heterotropher Organismen und Trophie, also Biomasse und Umsatz autotropher Organismen besteht (SCHWOERBEL 1977). Ob sich nun eine Makrophyte als Zeiger für diesen Zusammenhang eignet, hängt von ihrer genetisch festgelegten Potenz, d. h. von ihrer Fähigkeit ab, den jeweiligen Verschmutzungsgrad mindestens tolerieren, wenn nicht sogar ausnutzen zu können (ALTENKIRCH 1977).

Zur Verdeutlichung dieses Zusammenhangs ist in Abb. 1 die Vitalität von fünf ökologischen Reaktionstypen als Funktion des Standortfaktors „Saprobität" aufgetragen. Der obere Teil der Abbildung zeigt den Reaktionsbereich, der der Pflanze ohne fremde Konkurrenten, aber bei intraspezifischer Konkurrenz offensteht; hier sind also die autökologischen Amplituden erkennbar. Die Vitalität ist bei relativ gleicher Lage der Optima und unterschiedlicher Reaktionsbreite verschieden groß, wodurch sich unter synökologischen Bedingungen, also bei interspezifischer Konkurrenz innerhalb einer Biozönose, die im unteren Teil der Abbildung wiedergegebenen Verschiebungen der Vitalität ergeben. Dadurch entstehen verschiedene synökologische Optima, von deren Lage und Art der Indikatorwert der betreffenden Pflanze abhängt.

Zunächst ergibt sich, daß eine Pflanze mit einer gegenüber dem Standortfaktor „Saprobität" euryöken Potenz bei hoher Vitalität als Indikatorart ungeeignet ist, denn auch bei scharfer interspezifischer Konkurrenz ist es ihr möglich, Gewässer mit völlig unterschiedlicher Wasserqualität zu besiedeln (Pflanze A). Anders verhalten sich die ebenfalls eurysaproben Pflanzen B und C, deren Potenzen sich zwar auch über einen breiten Saprobienbereich erstrecken, die aber wegen ihrer geringeren Vitalität konkurrenzschwächer als andere Arten sind. Dadurch werden sie aus ihrem autökologischen Optimalbereich, der von allen Pflanzen beansprucht wird, auf Extremstandorte abgedrängt, wo sie zwar keine optimalen Lebensbedingungen mehr vorfinden, wo andere, im Mittelbereich überlegene Arten aber wegen ihrer anders gearteten Potenz nicht existieren können (ALTENKIRCH 1977). Treten nun mehrere synökologische Optima auf, so ist die betreffende Art nicht an Wasser mit einem bestimmten Gütegrad gebunden und damit als Bioindikator ebenfalls ungeeignet (Pflanze B). Wird die Potenz der Pflanze aber durch interspezifische Konkurrenz derart eingeengt, daß nur ein, möglichst stenöker Optimalbereich entsteht (Pflanze C), so ist diese Art als Zeiger für Grenzstandorte verwendbar (SPERBER 1980). Sie wird im Freiland in der Regel nur bei diesem extremen Saprobiengrad vorzufinden sein, da sie nur hier der Konkurrenz, die nach dem zweiten biozönotischen Grundprinzip auf diesen Standorten schwächer ausfällt, entgehen kann. Selbstverständlich ist eine schon unter autökologischen Bedingungen stenöke Art ungeachtet ihrer Vitalität als Zeiger geeignet, denn sie ist wegen ihrer engen Potenz an eine bestimmte Wassergüte gebunden ohne auf andere, weniger bevorzugte Standorte ausweichen zu können (Pflanze D).

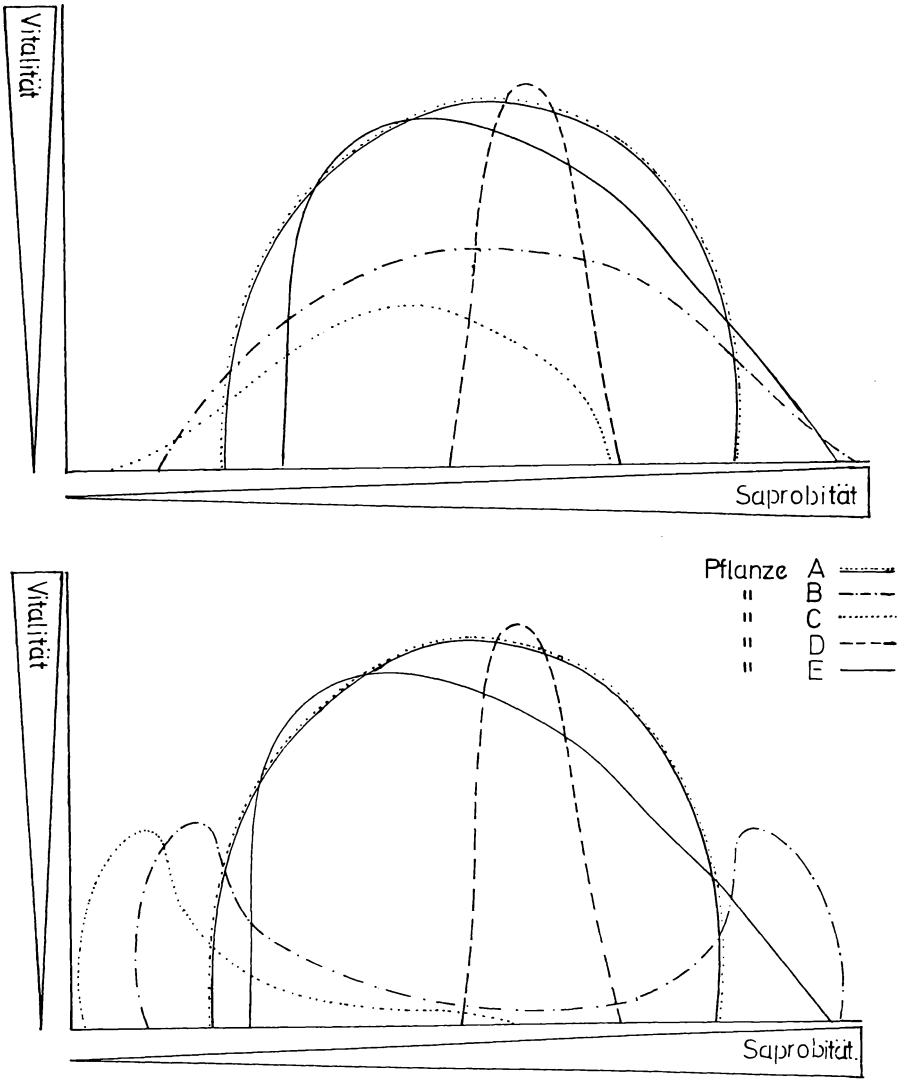


Abb. 1: Schematisierte Darstellung der möglichen Ausformungen von ökologischen Potenzen bei intraspezifischer (oben) und bei interspezifischer Konkurrenz (unten).

Bisher wurde lediglich aus der Präsenz einer Art auf ihre Zeigereigenschaften geschlossen, doch läßt bei entsprechender Ausprägung der Potenz auch ihr Fehlen unter synökologischen Bedingungen solche Rückschlüsse zu. Wie die Abb. 1 zeigt, kommt die Pflanze E wegen ihrer euryöken Potenz bei gleichzeitiger hoher Konkurrenzkraft an fast allen Standorten vor. Lediglich in einem der beiden Extrembereiche, hier bei sehr guter Wasserqualität, ist sie anderen Arten unterlegen, so daß man bei Kartierungen aus dem Fehlen dieser Pflanze auf einen entsprechenden Saprobiengrad schließen kann. Beispiele für die Pflanzen A–E lassen sich aus den Gesellschaften der Fließgewässer leider nicht aufführen, da entsprechende aut- und synökologische Untersuchungen zum größten Teil noch nicht durchgeführt wurden. Bezüglich des Standortfaktors „pH-Wert des Bodens" lassen sich aber aus den gut untersuchten und methodisch leichter zugänglichen mitteleuropäischen Wäldern Baumarten als Beispiele aufführen, deren Potenz gegenüber diesem Faktor ähnliche Formen zeigt, wie die der oben aufgeführten hypothetischen Indikatorarten gegenüber der Saprobität (Ellenberg 1978). So verhält sich die Rotbuche *(Fagus sylvatica)* wie die Pflanze E; aus ihrem Fehlen kann bei mittelfeuchtem Boden auf sehr saure Verhältnisse geschlossen werden. Die ökologische Amplitude der Waldkiefer *(Pinus sylvestris)* hat wie die der Pflanze B zwei synökologische Optima; sie ist sowohl auf sehr sauren als auch auf sehr kalkreichen Böden anzutreffen und daher als Indikatorart ungeeignet. Dies ist auch der Fall bei der Stieleiche *(Quercus robur),* die bei euryöker Potenz so konkurrenzkräftig ist, daß sie gleichmäßig über das gesamte pH-Spektrum auftreten kann (vgl. Pflanze A). Die Esche *(Fraxinus excelsior)* und die Moorbirke *(Betula pubescens)* sind die erwähnten Zeiger für Grenzstandorte: auf feuchtem bis nassem Boden zeigen sie einen pH-Wert an, auf dem sie stärkerer Konkurrenz dank ihrer euryöken Potenz entgehen können. Sie sind, wie alle anderen Leitformen auch, um so besser als Zeiger geeignet, je höher ihre Frequenz im Optimum ist. Daneben sollte die Streuung außerhalb dieses Bereichs möglichst gering und ihre Abundanz, also ihre Individuendichte pro Flächeneinheit, möglichst hoch sein (Buck 1971).

4. Möglichkeiten zur Ermittlung der Indikatoreignung

Aus den vorhergehenden Kapiteln ergibt sich, welche Untersuchungen notwendig sind, damit auch die Eignung von Makrophyten für die Bioindikation eindeutig geklärt werden kann. Zunächst muß die Wassergüte der jeweiligen Standorte miteinander verglichen werden, um einen ersten Kausalzusammenhang zwischen dem Grad der Verschmutzung und dem Auftreten der betreffenden Arten aufstellen zu können. Die Ergebnisse der Kartierungen sollten durch die Ermittlung des ursprünglichen Trophiezustandes der untersuchten Gewässer ergänzt werden (Kohler 1975 b). In den Fällen, in denen Unterlagen über das proanthrope Arteninventar nicht vorhanden sind, sollten Rückschlüsse aus der Art des Pflanzenbesatzes eines noch unbelasteten Gewässers gezogen werden, da zumindest kleinere Flüsse ursprünglich oligotrophe Systeme gewesen sind (Haber & Kohler 1972). Ergeben sich beim Vergleich des proanthropen mit dem heutigen Arteninventar größere Unterschiede, so kann die Ursache hierfür nur in Veränderungen durch neuere anthropogene Eingriffe liegen, da sich die übrigen Standortfaktoren in der relativ kurzen Zeitspanne nicht geändert haben dürften. Als solche Störungen sind vor

allem Abwasserbelastungen zu nennen, aber auch Begradigungen und durch Waldraubbau verursachte verstärkte Sedimentation von erodiertem Material (SPERBER 1981). Durch einen derartigen Vergleich ist eine Erhärtung der durch Kartierungen gewonnenen Zusammenhänge zwischen Fundort und Wasserqualität möglich. Falls hierfür der unterschiedliche Makrophytenbesatz zwischen einem relativ unbelasteten und einem stärker verschmutzten Gewässer verglichen wurde, sind auftretende Unterschiede nur mit Vorsicht zu interpretieren; die Ursache für voneinander abweichendes Arteninventar kann auch in einer unterschiedlichen Ausprägung der übrigen Standortfaktoren begründet sein (vgl. Kap. 2).

Den obigen Untersuchungen müssen sich autökologische Versuche über die Wirkung von verschieden belastetem Wasser auf die Pflanzen anschließen. Sie sollten unter Laborbedingungen durchgeführt werden, um interspezifische Beziehungen auszuschließen und um reproduzierbare Untersuchungsbedingungen und -ergebnisse zu erhalten (LABUS & KOHLER 1976). Von Vorteil ist, diese Experimente für jeden einzelnen Verschmutzungsfaktor, der in organisch verunreinigtem Wasser auftreten kann, also z. B. getrennt für Tenside und NH_4^+, durchzuführen. Damit kann die Reaktionsbreite gegenüber einem Schadstoff aufgeklärt werden, woraus schließlich eine „Eichung" der jeweiligen Pflanze auf einen Durchschnittswert eines einzigen Verschmutzungsfaktors erarbeitet werden sollte. Gleichzeitig müssen aber auch die Auswirkungen von üblichen Kombinationen von Belastungsfaktoren auf die Makrophyten untersucht werden, um etwaige Syn- oder Antagonismen in der Beeinflussung festzustellen. Die Kenntnis solcher Zusammenhänge erleichtert die Übertragung von Laborergebnissen auf das Freiland.

Es müssen aber nicht nur die Summe der ökologischen Ansprüche, die Optima und Toleranzgrenzen gegenüber den Schadstoffen, sondern auch gegenüber den wichtigsten abiotischen Faktoren des Biotops „Fließgewässer" bekannt sein (KOHLER et al. 1971). Nur wenn man weiß, daß eine Pflanze gegenüber z. B. der Fließgeschwindigkeit weitgehend indifferent reagiert, kann man ihr plötzliches Fehlen oder Auftreten auf eine andere Ursache, wie etwa auf eine Änderung der Saprobität zurückführen. Fehlt diese Kenntnis, kann man nicht ausschließen, daß die betreffende Art gegenüber einer Änderung der Wassergeschwindigkeit nicht doch empfindlicher, also stenöker ist als gegenüber veränderter Saprobität. Dann ist ein Schluß auf einen der Parameter als Ursache für das Vorkommen oder das Fehlen natürlich nicht mehr möglich, wodurch die betreffende Art für die Bioindikation nicht herangezogen werden kann.

Autökologische Untersuchungen der oben beschriebenen Art wurden teilweise schon durchgeführt. Sie reichen aus um festzustellen, ob eine Pflanze gegenüber einem Schadstoff stenök und damit auch bei interspezifischem Wettbewerb als Indikator geeignet ist. Trotzdem sind synökologische Untersuchungen als Ergänzung dringend notwendig. Zum einen kann damit geklärt werden, ob sich an der Verknüpfung bestimmter Arten miteinander der Saprobitätsgrad eines Flußabschnittes direkt ablesen läßt, wie das z. B. für die Vergesellschaftung des Hakenkäfers *Helmis* mit der Wasserassel *Assellus* für den beta-mesosaproben Bereich möglich ist (BUCK 1971). Zum anderen läßt sich dabei feststellen, ob und wie weit das autökologische Optimum bei euryöken Arten durch den Konkurrenzdruck verschoben wird, ob es also auch unter den Wasserpflanzen Zeiger für Grenzstandorte, in diesem Fall für extrem nährstoffreiches bzw. -armes Wasser gibt.

Falls sich der Verdacht, daß sich die meisten Makrophyten weitgehend indifferent gegenüber der Wasserverschmutzung zeigen (WIEGLEB 1979), erhärten sollte, ist eine

Bioindikation nur dann möglich, wenn man die Verbreitungsschwerpunkte einer möglichst großen Anzahl geeigneter Leitformen zur Bestimmung der Wassergüte hinzuzieht (BUCK 1971). Dies ist nur durch die statistische Auswertung einer Vielzahl von Kartierungen möglich, da das Ergebnis einer Einzeluntersuchung bei euryöken Arten in jedem Fall einen Zufallswert darstellt. Gleichzeitig sollte eine empirisch gewonnene Eichung, die also das Ergebnis von Freilandkartierungen und nicht von experimentellen Untersuchungen darstellt, statistisch abgesichert werden (ELSTNER 1962).

Zusammenfassend sind folgende Möglichkeiten zur Ermittlung der Indikatoreignung gegeben:
1. Kartierungen und Interpretation unter synökologischen Aspekten.
2. Autökologische Untersuchungen.
3. Vergleich mit Karten der potentiellen natürlichen Vegetation.
4. Statistische Untersuchungen und Auswertungen.

In jedem Fall wird eine Untersuchung unter Berücksichtigung all dieser Aspekte zu einem beweiskräftigeren Ergebnis führen als eine Durchführung mit nur einer oder zweien der oben genannten Alternativen, wie dies von manchen Autoren bei ihren Untersuchungen praktiziert wurde. Den idealen Verfahrensablauf bei Anwendung aller Möglichkeiten zeigt Abb. 2.

5. Ergebnisse aus verschiedenen Untersuchungsmethoden

5.1. Kartierungen

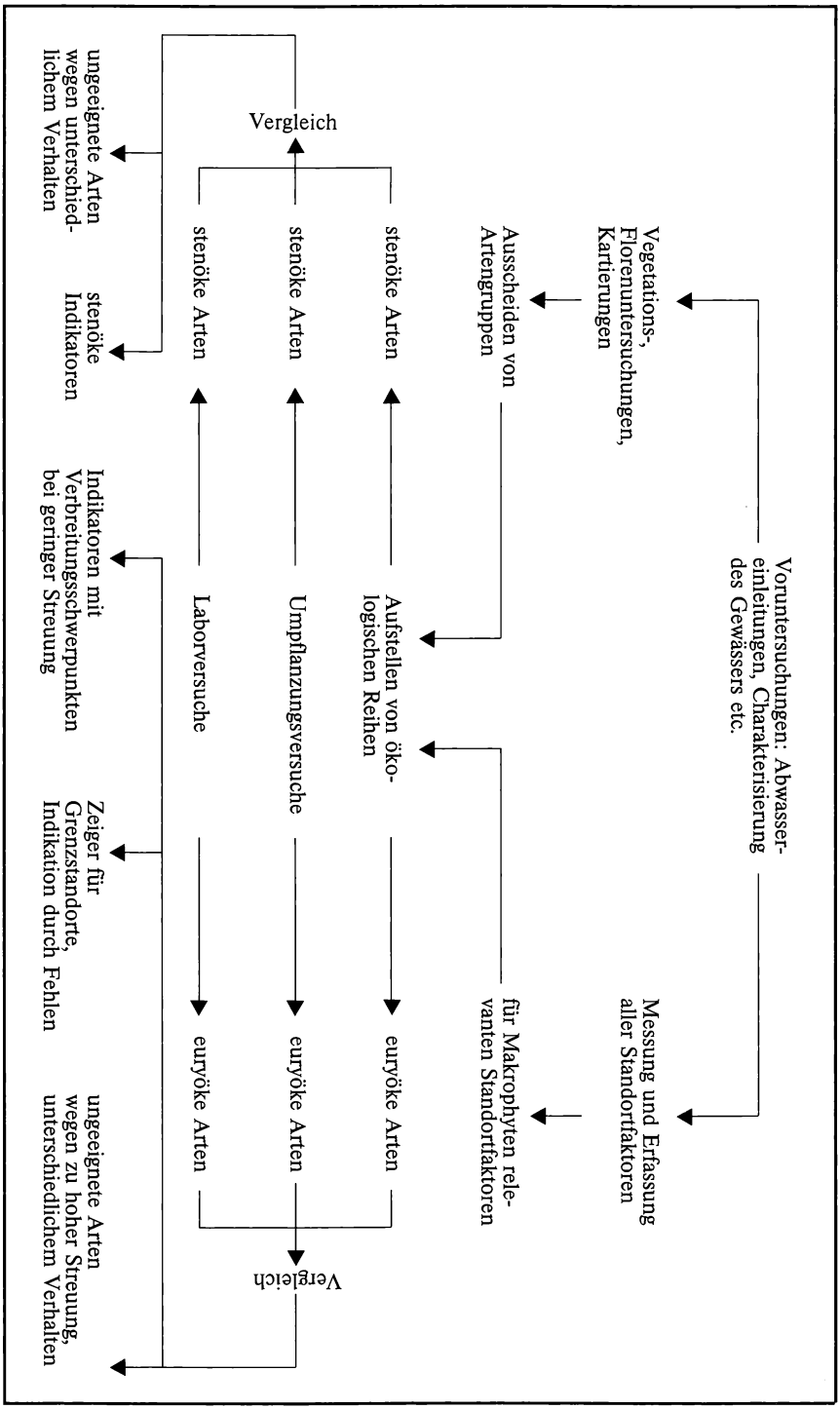
5.1.1. Methodik der eigenen Kartierungen

Während der von Juli bis September 1980 durchgeführten Kartierungen wurde von der von Prof. Dr. Kohler an der Universität Hohenheim entwickelten Methodik zur Kartierung von Flora und Vegetation in Süßwasserbiotopen ausgegangen (KOHLER et al. 1971, KOHLER 1978). Die ansonsten in der Pflanzensoziologie übliche Aufnahmemethode von Braun-Blanquet läßt sich wegen der fehlenden Homogenität der Aufnahmeflächen, die eine Folge der rasch wechselnden Standortfaktoren sind, und wegen der fehlenden Schichtung nicht anwenden (KOHLER et al. 1974).

5.1.1.1. Aufnahme der abiotischen Standortfaktoren

Der Kenntnis der abiotischen Standortfaktoren zur Beurteilung der Indikatoreignung von Makrophyten wurde in den bisherigen Arbeiten wenig Bedeutung zugemessen. Eine derartige Aufnahme ist jedoch notwendig, weil sich die für Submerse besonders relevanten Umweltparameter Lichtgenuß, Wasserführung und Nährstoffbelastung relativ gleichsinnig miteinander verändern (WIEGLEB 1979). Die quellnahen, mit geringem Volumenstrom und geringer Belastung ausgezeichneten Abschnitte haben meist bewaldete Ufer, während im weiteren Verlauf der Lichtgenuß durch Ersatz des Waldes mit Wiese, Weide oder Acker, die Wasserführung

Abb. 2: Fließschema für den idealen Ablauf einer Untersuchung zur Indikatoreignung (nach LABUS & KOHLER 1976, erweitert).



durch Zuflüsse und die Nährstoffbelastung durch natürliche und anthropogen bedingte Eutrophierung allmählich zunehmen. Ein direkter Schluß auf den letzten Parameter als Ursache des Vorkommens oder des Fehlens einer Art ist nur möglich, wenn deren Präferenzbereiche gegenüber den anderen Standortfaktoren festgestellt sind. Zwar sind zur eindeutigen Klärung spezielle autökologische Untersuchungen notwendig, doch lassen sie sich durch die Aufnahme der relevanten Parameter schon während der Kartierung zumindest im Ansatz aufstellen. Als solche wichtigen Standortfaktoren sind zu nennen: Strömungsgeschwindigkeit, Art des Substrats, Wassertiefe, Breite des Flußbetts, Uferzustand und Vegetation des Ufers.

Da die Fließgeschwindigkeit auf kleinstem Raum wechselt und von der momentanen Wasserführung abhängig ist (vgl. S. 129), wurde auf eine Messung verzichtet. Statt dessen wurde die Art der Strömung nach der in Tab. 2 angegebenen, rein qualitativen Abstufung jeweils eingeordnet.

Tab. 2: Abschätzungen der Strömungsgeschwindigkeiten.

0	ohne oder mit sehr langsamer Strömung
1	langsame Strömung ohne Turbulenzen
2	Strömung mit beginnenden Turbulenzen
3	Strömung mit starken Turbulenzen
4	Strömung mit beginnender Gischtbildung
5	Strömung mit starker Gischtbildung

Eine quantitative Angabe über den Durchschnittswert der Strömungsgeschwindigkeit ist mit obiger Tabelle nicht möglich; sie erlaubt lediglich die Zuordnung einer Pflanze in eine rheobionte, eine rheophile und eine rheoxene Kategorie (GESSNER 1955). Mit der Abhängigkeit des Substrats von der Strömung läßt sich jedoch auch ein Zahlenwert grob festlegen, wie dies RUTTNER (1962: 263) getan hat (vgl. S. 129). Da aber eine derart feine Differenzierung in der Praxis nicht möglich war, wurde nach folgender Tabelle vorgegangen, die eine leichter zu handhabende Einteilung erlaubt.

Tab. 3: Abhängigkeit der Art des Untergrundes von der Strömungsgeschwindigkeit (GESSNER 1955 a: 297).

Kategorie	Strömungsgeschwindigkeit	Untergrund
A	120 cm/s	Geröll
B	35 cm/s	Kiesel
C	20 cm/s	Sand
D	12 cm/s	Schlamm

Die übrigen vier der oben genannten Standortfaktoren, nämlich Wassertiefe, Breite des Flußbetts, Uferzustand und Vegetation des Ufers bestimmen gemeinsam die Höhe des Lichtgenusses, der für Submerse auf dem Gewässerboden noch verfügbar ist. Bei größeren Flüssen schließt schon die Wassertiefe eine Besiedlung durch Makrophyten aus; bei kleineren Gewässern kann eine erhöhte Trübung den gleichen Effekt haben (vgl. S. 128). Bei letzteren führt u. U. auch eine zu geringe Breite des Flußbetts verbunden mit hoher und dichter Ufervegetation zu einer starken

Beschattung der Flußsohle und damit zu fehlender Makrophytenvegetation. Der Uferzustand kann die Minderung des möglichen Lichtgenusses ebenfalls noch verstärken, wenn z. B. in Folge von Begradigungen oder Entwässerungsmaßnahmen das Bachbett vertieft und damit eine hohe und steile Uferböschung geschaffen wurde. Ein flaches Ufer mit angrenzender Wiese läßt sicherlich mehr Licht zur Stromsohle gelangen als ein bewaldeter Steilhang. Daher war es notwendig, Wassertiefe, die allerdings ebenfalls stark schwanken kann, und Gewässerbreite während der Kartierung abzuschätzen sowie Uferzustand und Vegetation des Ufers in den verschiedenen Ausprägungen zu erfassen und in verschiedene Kategorien einzuteilen (vgl. Tab. 4). Die Angabe von angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen ist insofern wichtig, als ausgewaschener Dünger, besonders aber frischer Kot und Harn von weidendem Vieh zu einer weiteren Eutrophierung des Wassers führen können.

Tab. 4: Symbole für während der Kartierung aufgenommenen Abstufungen des Uferzustandes und der Ufervegetation.

Ufervegetation		Uferzustand	
(o o)	geschlossener Wald	(–)	flach
(o)	Galeriewald aus z. T. locker stehenden Bäumen	(=)	ausgemauert
(! !)	Sträucher bzw. hohe Kräuter und Gräser (Röhricht)	(/)	hängig
(– –)	landwirtschaftliche Nutzflächen (Wiese, Weide, Acker)	(I)	steil hängig bis senkrecht abfallend

5.1.1.2. Auswahl der Probeflächen

Gemäß dem Ziel dieser Arbeit, Indikatorpflanzen für unterschiedliche Saprobität zu erkennen, wurde für jede Aufnahme ein Gewässerabschnitt ausgewählt, in dem eine Änderung der Abwasserbelastung ausgeschlossen und damit der Grad der Saprobie als konstant angesehen werden konnte. Die von Kohler (1978: 74) erhobene Forderung nach „einigermaßen gleichen ökologischen Bedingungen" in diesem Abschnitt läßt sich wie mehrfach dargelegt nicht verwirklichen. Statt dessen scheint es angebracht, in einer Stichprobe eine möglichst große Anzahl von Abstufungen der erwähnten abiotischen Faktoren anzustreben, um möglichst viele Arten, die den Lebensraum des z. B. beta-mesosaproben Wassers besiedeln, registrieren zu können. Der in der Pflanzensoziologie übliche Begriff des Minimumareals, daß eine Aufnahmefläche gerade so groß sein sollte, daß eine Ausdehnung nicht mehr zu einer Erweiterung des registrierten Pflanzeninventars führt, wird hier von einer Fläche auf eine Strecke und von dem Inventar an Arten auf das Inventar an Standorten übertragen. Dies ist im Gegensatz zur Kartierung auf dem Festland nicht miteinander identisch, da in Fließgewässern die Besiedlung durch eine Makrophyte ein zufälliges Ereignis darstellt, das mit der nächsten Hochwasserwelle schon wieder revidiert werden kann (Gessner 1955 a). Außerdem ist mehr als ein Drittel der potentiell besiedelbaren Substratoberfläche nur zu 0–10% mit Wasserpflanzen bewachsen, so daß längst nicht alle möglichen Standorte innerhalb eines Gewässerabschnitts besiedelt sein dürften.

Es hat sich während der Kartierungen herausgestellt, daß die zur Erfüllung des Minimumareals notwendige Streckenlänge nicht größer als 200–300 Meter zu sein braucht, um die Besiedlung bei möglichst unterschiederlicher Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substratbeschaffenheit und Belichtungsmöglichkeit aber bei möglichst konstanter Wassergüte zu überprüfen. Mehrmals wurde die Länge bis auf etwa 800 Meter ausgedehnt, doch das Ergebnis war das gleiche, als wenn sie nur wenige hundert Meter umfaßt hätte. Je kleinflächiger die beschriebenen Parameter wechselten, um so kürzer konnte sie bemessen werden. In jedem Fall wurden die Streckenlänge, die Grenzen der Flußabschnitte sowie etwaige markante Geländepunkte wie Brücken, Einmündungen, Stauwehre u. ä. in den Aufzeichnungen festgehalten, wodurch auch das Auffinden bei Wiederholungskartierungen erleichtert wird (KOHLER 1978).

5.1.1.3. Aufnahme der Makrophyten

Folgende Bäche wurden in der ganzen Länge oder zum größten Teil kartiert: Prüm (Eifel), Speyerbach (Pfälzerwald), Brenz (Schwäbische Alb) und Nau (Donaumoos bei Günzburg). Folgende Bäche wurden nur an mehreren Abschnitten kontrolliert, da sie gar nicht, nur vereinzelt oder nur mit einer Art besiedelt waren: Nims, Lieser, Our, Kyll (alle Eifel), Hahnenbach und Simmerbach (beide Hunsrück). Die an einer Probestrecke aufgefundenen Arten wurden schriftlich festgehalten und ihre Menge pro Fundort nach Tab. 3 geschätzt. Falls eventuell vorhandener Krüppelwuchs bzw. ein sehr üppiges Wachstum festgestellt werden konnte, wurden diese Abweichungen vom normalen Erscheinungsbild in die Aufzeichnungen mit aufgenommen. In verschiedenen Arbeiten, die zu diesem Thema schon durchgeführt wurden, hat es sich nämlich gezeigt, daß viele Makrophyten bezüglich des Standortfaktors Saprobie eine weite ökologische Potenz besitzen (WIEGLEB 1979). Sie sind dadurch zwar in unterschiedlich verschmutzten Gewässern zu finden, haben aber u. U. nur bei einem bestimmten Gütegrad ihr physiologisches Optimum, dessen Bereich durch besonders üppiges Wachstum gekennzeichnet ist. Andererseits kann Kümmerwuchs diejenige Wassergüte anzeigen, die von der Pflanze gerade noch toleriert werden kann. Um auch durch den Zustand und die Vitalität der Pflanzen auf den Grad der Belastung und damit auf ihre Indikatoreignung schließen zu können, wurde das vorgefundene Erscheinungsbild nach Tab. 6 eingeschätzt.

Tab. 5: Während der Kartierung verwendete Häufigkeitsskala (KOHLER 1978, verändert).

I	Einzelfund	IV	häufig
II	vereinzelt	V	sehr häufig bis massenhaft
III	verbreitet		

Tab. 6: Abkürzungen für die Abschätzung der Vitalität.

a	Kümmerwuchs und nur vegetative Pflanzen
b	normal entwickelt, dem üblichen Erscheinungsbild entsprechend
c	üppig entwickelt; überdurchschnittlich dichte und ausgedehnte Schwaden bildend

Bestimmt wurden die aufgefundenen Pflanzen an Ort und Stelle mit Hilfe der Florenwerke von SCHMEIL-FITSCHEN (1976) und von SCHAUER & CASPARI (1978). Beide erlauben eine sichere Bestimmung der Arten der Gattung *Callitriche* nur bei Ansatz von reifen Früchten. In den Fällen, in denen generative Pflanzen angetroffen wurden, handelte es sich ausschließlich um die Art *Callitriche obtusangula.* Da jedoch submerse Makrophyten in Fließgewässern meist vegetativ leben (vgl. S. 130) und der extrem feuchte Sommer 1980 zu lang andauerndem Hochwasser und damit zu schlechten Bedingungen für die Ausbildung generativer Pflanzenteile führte, kann nicht ausgeschlossen werden, daß andere *Callitriche*-Arten übersehen wurden.

Auf die Aufnahme und die Bestimmung der Ufervegetation wurde verzichtet; zwar hat es sich gezeigt, daß auch das massierte Auftreten von bestimmten Uferpflanzen, wie der kleinen Sonnenblume *Helianthus tuberosus,* auf stärker verschmutztes Wasser zurückgeführt werden kann (EISENHUT 1968). Aber da die Uferflora nicht in dem Maße wie submerse Makrophyten von Abwasserleitungen beeinflußt werden, ist es in den meisten Fällen nicht möglich, Verschiebungen in der Zusammensetzung der Ufervegetation eindeutig auf veränderte Wasserqualität als Ursache zurückzuführen (KOHLER 1978).

Kontrolliert und aufgenommen wurde der Makrophytenbesatz, indem bei kleineren Gewässern bis etwa 2 Meter Breite die Ufer zu beiden Seiten abgegangen wurden; bei breiteren Bächen war es wegen der durch Reflexionen an der Wasseroberfläche verursachten geringen Sichtweite und -tiefe notwendig, den ausgewählten Abschnitt in einer Wat-Hose im Zick-Zack-Kurs mehrmals zu überqueren, bis die zur Erfüllung des Minimumareals notwendige Streckenlänge erreicht war (vgl. S. 139).

5.1.2. Artengruppen und floristisch-ökologische Flußzonen im Vergleich zu anderen Arbeiten

Carbonatreiche und carbonatarme Fließgewässer haben von Natur aus ein völlig unterschiedliches Arteninventar, was wahrscheinlich auf Besonderheiten im Kohlenstoffwechsel zurückzuführen ist (KOHLER 1975 b). Leider liegt erst eine Kartierung eines weichen, carbonatarmen Typs vor (KOHLER & ZELTNER 1975); da hier aber keine ausgeprägte Zonierung zu erkennen ist und da außerdem die für diese Arbeit untersuchten Bäche und Flüsse alle zu den harten Fließgewässern gehören, soll in diesem Kapitel nur auf den ersteren Typ eingegangen werden.

In Tab. 7 sind aus den Kartierungen der Friedberger Au (KOHLER et al. 1974), der Moosach (KOHLER 1972) sowie des Erdinger Mooses (KUTSCHER & KOHLER 1976) Artengruppen, bezogen auf den Belastungszustand der Gewässer, zusammengestellt Es zeigen sich zwar eindeutige Unterschiede in der Einteilung mancher Arten, doch überwiegen die Gemeinsamkeiten wahrscheinlich auf Grund der Lage der Fließgewässer in sich weitgehend entsprechenden Naturräumen (KOHLER et al. 1974). Mit Hilfe dieser Artengruppen läßt sich nun eine Klassifizierung dieser Gewässer in floristisch-ökologische Flußzonen vornehmen, die Pflanzengesellschaften im Sinne der Pflanzensoziologie darstellen können (KOHLER 1975 a). Eine klare Abgrenzung der einzelnen Vegetationstypen untereinander, wie sie auf dem Festland möglich ist, ist hier wegen der Inhomogenität der Probeflächen und der häufig zufälligen Besiedlung meist nicht zu verwirklichen (KOHLER et al. 1971).

Tab. 7: Auf den Belastungszustand bezogene Artengruppen.

	Friedberger Au	Moosach	Erdinger Moos
I	*Potamogeton coloratus* *Potamogeton berchtoldii* *Sparganium minimum* *Chara hispidia* *Chara vulgaris* *Juncus subnodul.*	*Potamogeton coloratus* *Chara hispidia* *Juncus subnodul.*	*Potamogeton berchtoldii* *Chara hispidia* *Juncus subnodul.* *Chara vulgaris* *Mentha aquatica* *Sparganium minimum*
II	*Potamogeton densus* *Scirpus lacustris* *Potamogeton natans* (var. *prolixus*) *Mentha aquatica* *Juncus ariticulatus*	*Potamogeton densus* *Scirpus lacustris* *Potamogeton natans* (var. *prolixus*) *Hippuris vulgaris*	fehlend
III	*Ranunculus gluckii* *Ran. trichophyllus* *Sparganium emersum* *Potamogeton pectinatus* *Sium erectum* *Zanichellia palust.* *Sparganium minimum* *Potamogeton panormitatus* *Nasturtium officin.* *Potamogeton crispus*	*Sium erectum* *Ran. trichophyllus* *Potamogeton pectinatus*	*Sium erectum* *Ran. trichophyllus* *Sparganium emersum* *Potamogeton natans* (var. *proxilus*) *Potamogeton densus*
IV	*Elodea canadensis* *Ranunculus fluitans* *Myriophillum spicatum*	*Elodea canadensis* *Ranunculus fluitans* *Zanichellia palust.* *Callitriche obtus.* *Potamogeton crispus* *Ranunculus circin.*	*Elodea canadensis* *Ranunculus fluitans* *Zanichellia palust.* *Callitriche obtus.* *Potamogeton crispus* *Ranunculus fluitans x trichophyllus x circinatus*

Tab. 7 Fortsetzung: Auf den Belastungszustand bezogene Artengruppen.

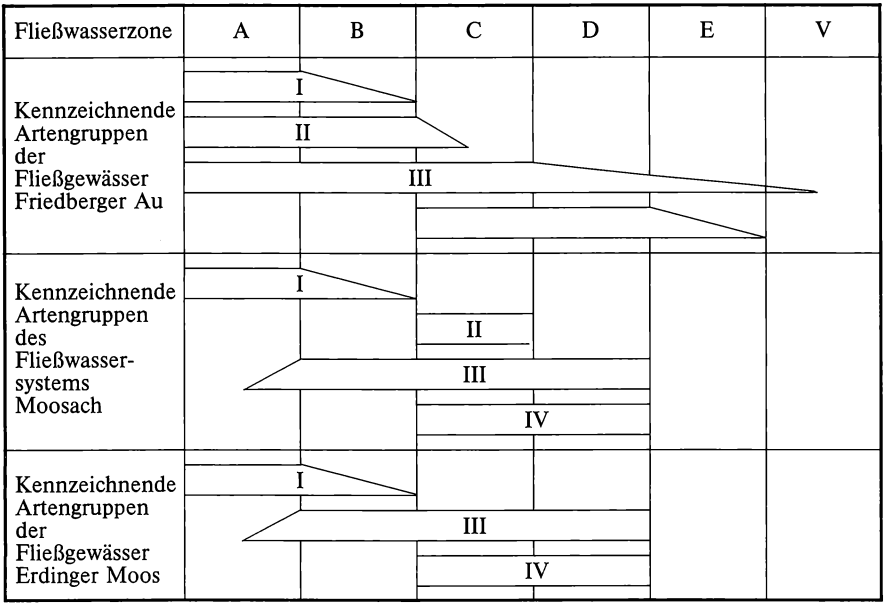
	Friedberger Au	Moosach	Erdinger Moos
I	Arten nur im oligosaproben Bereich vorkommend		
II	Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im oligosaproben Bereich		
III	Arten mit weiter Verbreitungsamplitude		
IV	Arten mit Schwerpunkt in mäßig bis stark belasteten Bereichen, in oligosaproben Abschnitten fehlend		

Ein Vergleich der Zusammensetzung dieser Artengruppen mit den in Tab. 8–14 zusammengefaßten Kartierungsergebnissen ist wegen des nicht so reichhaltigen Makrophyteninventars nur bedingt möglich. Die Zuordnung von *Callitriche obtusangula* zur Artengruppe IV kann aber auf keinen Fall bestätigt werden, da diese Art im Speyerbach unter oligosaproben Verhältnissen sogar überdurchschnittliche Vitalität zeigt; sie müßte demnach unter Gruppe III eingeordnet werden. Bezüglich der Zuordnung von *Zanichellia palustris* und von *Potamogeton crispus* bestehen in Tab. 7 Unterschiede; die Kartierungsergebnisse der Nau und der Brenz scheinen jedoch eine Einteilung dieser Arten in Gruppe IV eher zu rechtfertigen. Die euryöke Potenz von *Sium erectum,* die Verbreitungsschwerpunkte von *Hippuris vulgaris* und von *Potamogeton densus* im oligosaproben Bereich und das Fehlen von *Myriophillum spicatum* bei Wassergüte I können bestätigt werden. Eine Aussage zur Einordnung von *Ranunculus fluitans* und von *Ranunculus trichophyllus* ist nicht möglich, da beide Arten in lebhafter Bastardisierung begriffen sind (Kutscher & Kohler 1976) und eine eindeutige Identifizierung während der Kartierungen nicht immer möglich war. Die Klassifizierungen der übrigen Arten können wegen der fehlenden bzw. wegen der zu geringen Zahl von Fundorten weder bestätigt noch verworfen werden.

Stellt man nach den beschriebenen Artengruppen eine Zonierung für die untersuchten Fließgewässer auf, so ergeben sich die in Abb. 3 wiedergegebenen floristisch-ökologischen Flußzonen. Hierbei erlaubt die Moosach die eindeutigsten Abstufungen; diese lassen sich, allerdings mit Unterschieden im Makrophyteninventar und in der Feinheit auch für die Friedberger Au und für das Erdinger Moos aufstellen. Kartierungsergebnisse aus dem Elsässischen Ried zeigen ähnliche Gemeinsamkeiten vor allem bezüglich der Zonen A und B (Kohler et al. 1974).

Eine derartige Zonierung ist für die zu dieser Arbeit untersuchten Fließgewässer nicht bzw. nur andeutungsweise aufzustellen. Meist war die Diversität in den Flüssen nicht hoch genug; lediglich in der Nau und in der Brenz lassen sich Abstufungen wegen des umfangreicheren Arteninventars in Ansätzen erkennen. Dies mag in den für Submerse günstiger ausgeprägten ökologischen Bedingungen begründet sein, vor allem was die Standortfaktoren Licht, Wasserführung, Substrat-

Abb. 3: Vergleich der floristisch-ökologischen Flußzonen (KOHLER et al. 1974, ergänzt aus KUTSCHER & KOHLER 1976) Inventar der einzelnen Artengruppen s. Tab. 7.



beschaffenheit und Strömungsgeschwindigkeit angeht (vgl. Tab. 8–14). Auch sind hier optimale Verhältnisse im Kohlenstoffhaushalt zu erwarten, da beide Flüsse in Quelltöpfen entspringen, deren unterirdische Zuflüsse sich während der Versickerung durch das Kalkgestein der Schwäbischen Alb mit Hydrogencarbonat angereichert haben dürften. In derartigen Gewässern kann sich eine Wasserpflanze sehr viel leichter den lebensnotwendigen Kohlenstoff beschaffen als in Bächen, die, wie im Rheinischen Schiefergebirge, hauptsächlich über saure Gesteine wie Quarzite, Schiefer und Sandsteine hinwegfließen.

Die beschriebene Zonierung läßt sich auf die Verhältnisse in der Nau und in der Brenz nicht nur wegen des geringeren Arteninventars, sondern auch wegen der ausgeprägten Individualität von Fließgewässern nur bedingt übertragen. Da aber beide Flüsse wie die in Abb. 3 zusammengefaßten grundwassergespeist sind, was ähnliche ökologische Bedingungen bezüglich der Temperatur und der Wasserführung zur Folge hat, und da außerdem vergleichbare Verhältnisse bezüglich Carbonathaushalt und Gefälle vorliegen, sind doch einige Gemeinsamkeiten erkennbar. Leider fehlen in der Nau und in der Brenz Pflanzen der Artengruppe I, wodurch auch die Zone A trotz des katharoben Charakters der Grundwasseraustritte nicht abgrenzbar ist. Euryöke Arten der Gruppe III sind von der Quelle an flußabwärts vorhanden, während die zur zweiten Gruppe gehörigen Arten nur in quellnahen Abschnitten bei mindestens normaler Vitalität feststellbar sind. Letztere werden weiter quellabwärts von Pflanzen der Gruppe IV abgelöst, so daß die Zonen B bis D/E auch in diesen Flüssen erkennbar sind. Wegen der geringen Anzahl an verfügbaren Gütedaten ist eine genauere Abgrenzung leider nicht möglich. Feststellbar ist jedenfalls, daß die Artengruppe II ab Wassergüte II schwächer ausgeprägt ist, und die Gruppe IV mit fließenden Übergängen erst ab Wassergüte II bzw. II–III auftritt.

Tab. 8a: Kartierungsergebnisse der Nau (Donaumoos bei Günzburg).

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
N 1	2/3	B/C	0,4	3	–	–	– –	– –		*Pot. densus*	V	c	
										Zanichellia palust.	III	b	
										Sium erectum	II	b	
										Callitriche obtus.	I	b	
N 2	2/3	B/C	0,4	2	–	–	o	– –	I	*Hippuris vulgaris*	V	c	Es handelt sich hier um den
										Pot. densus	III	b	Abfluß zweier Quelläufe
													ohne Verbindung zu N 4
N 3	2	B/C	1	4	–	–	– –	– –		*Hippuris vulgaris*	V	c	Flußsohle zu 100% bewachsen
										Zanichellia palust.	III	b	Flußbett vor kurzem aus-
										Callitriche obtusangula	III	b	geräumt
										Sium erectum	III	b	
N 4	2	C/D	1	4	–	–	– –	– –	II	*Sium erectum*	V	c	
										Pot. densus	III	b	
										Callitriche obtusangula	II	b	
										Zanichellia palust.	I	b	
N 5	1	D	1,5	5	–	–	– –	– –		*Callitriche obtusangula*	V	b	N 5 liegt bachabwärts
										Pot. crispus	IV	b	Kläranlage
										Pot. densus	III	b	
N 6	1	D	1,5	5	–	–	– –	– –		*Callitriche obtusangula*	V	b	Massenvermehrung von bräunlichen Algenmatten

Tab. 8b: Kartierungsergebnisse der Nau.

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
N 7	1	D	1,5	5	-	-	--	--		*Callitriche obtusangula*	IV	b	Wie N 6; bei *Hippuris* bräunliche Verfärbungen, seichtesten Stelle
										Pot. crispus	III	b	
										Pot. densus	II	b	
										Hippuris vulgaris	I	a	
N 8	1	D	2,0	5	-	-	--	--	II-III	*Callitriche obtusangula*	V	b	Weniger Algenmatten vorhanden
										Pot. densus	V	b	
										Pot. crispus	III	b	
										Ranunculus fluitans	II	b	
										Sium erectum	I	b	
N 9	1	C/D	2–3	5	-	-	--	--		*Callitriche obtusangula*	IV	b	Wasser trüb; Pflanzen nur in seichteren Uferbereichen wachsend
										Myriophillum spic.	IV	b	
										Sium erectum	III	b	
										Zanichellia palust	II	b	
N 10	2	C/D	2,0	5	-	-	--	--		*Sium erectum*	V	b	Algen völlig fehlend Myriophillum bräunlich verfärbt und nur an seichtester Stelle wachsend
										Myriophillum spic.	IV	b	
										Zanichellia palust	IV	b	
										Callitriche obtusangula	I	b	
										Hippuris vulgaris	I	a	
N 11	1/2	C	0,2	1	-	-	!!	!!		*Sium erectum*	IV	b	N 11 liegt an einem Entwässerungsgraben kurz vor der Mündung in die Nau
										Pot. densus	IV	b	

Tab. 8c: Kartierungsergebnisse der Nau.

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
N 12	2	C/D	2,0	5	-	-	!!	!!		*Sium erectum*	V	b	Pflanzen nur im seichtesten Uferbereich wachsend
										Myriophillum spic.	IV	b	
										Elodea canadensis	II	b	
										Zanichellia palust	II	b	
N 13	1	D	2,0	5	-	-	!!	!!		*Sium erectum*	V	b	wie N 12
										Elodea canadensis	III	b	
										Pot. pectinatus	II	b	
										Zanichellia palust	I	b	

Tab. 9a: Kartierungsergebnisse der Brenz (Schwäbische Alb).

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
B 1	o	A/B	3–4	6	I	–	oo	--	I	*Ran. tricophyllus*	IV	b	b1 ist der Quelltopf der Brenz
										Callitriche obtusangula	IV	b	
										Hippuris vulgaris	III	c	
										Sium erectum	III	b	
B2	2/3	B/C	0,3	3	-	-	o	--	I	*Sium erectum*	III	b	nach B2 erste Abwasser-
										Hippuris vulgaris	III	b	leitungen
B3	2/3	B/C	0,4	3	-	-			I-II	*Ran. trichophyllus*	IV	b	
										Callitriche obtusangula	IV	b	
										Sium erectum	IV	b	
										Zanichellia palust.	III	b	
B4	1	D	1,5	4	-	-	--	--		*Ranunculus circin.*	IV	b	Massenvermehrung von
										Elodea canadensis	III	b	Algenmatten auf der
										Ran. trichophyllus	II	b	Flußsohle. Wasser klar.
										Callitriche obtusangula	II	a	
B5	1	D	2–3	4	-	-	--	--	II	*Elodea canadensis*	V	c	Pflanzen besiedeln nur
										Callitriche obtusangula	II	a	flachere Uferbereiche,
										Myriophillum spic.	IV	b	Wasser klar,
										Pot. lugens	II	b	Flußsohle sichtbar
										Pot. crispus	I	b	
										Ranunculus circin.	I	b	

Tab. 9b: Kartierungsergebnisse der Brenz.

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
B 6	2	C/D	2–3	4	–	–	o o	o	II	*Ran. trichophyllus*	III	b	Makrophyten besiedeln fast ausschließlich rechtes Ufer
										Sium erectum	IV	b	
										Myriophillum spic.	II	b	
										Callitriche obtusangula	II	b	
B7	2	C/D	2–3	6	–	–	– –	! !	II	*Sium erectum*	IV	c	wie B 6; Flußsohle nicht mehr sichtbar
										Elodea canadensis	V	c	
										Callitriche obtusangula	IV	c	
										Zanichellia palust.	II	b	
										Pot. crispus	I	b	
										Myriophillum spic.	I	b	
B 8	1	C/D	2–3	6	–	–	– –	– –	II	*Myriophillum spic.*	IV	c	wie B 7
										Callitriche obtusangula	III	b	
										Elodea canadensis	III	b	
										Sium erectum	II	b	
										Zanichellia palust.	II	b	
B 9	2/3	C/D	2–3	6	–	–	– –	– –		*Sium erectum*	V	c	wie B 7
										Callitriche obtusangula	IV	b	
										Myriophillum spic.	III	b	
										Zanichellia palust.	II	b	

Tab. 9c: Kartierungsergebnisse der Brenz.

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
B 10	1	C/D	2–3	6	-	-	--	--	II-III	*Callitriche obtusangula*	V	c	wie B 7
										Elodea canadensis	V	b	
										Myriophillum spic.	I	b	
B 11	2	D	1	2	-	-	o o	--		*Zanichellia palust.*	V	c	B 11 liegt an dem Nebenfluß
										Elodea canadensis	III	b	Hürbe kurz vor der Mündung
										Sium erectum	IV	b	in die Brenz
										Callitriche obtusangula	IV	b	
										Pot. crispus	II	b	
B 12	1	C/D	2–3	6	-	-	!!	--	II	*Callitriche obtusangula*	IV	b	wie B 7; Wasser trüber
										Zanichellia palust.	III	b	als bisher
										Sium erectum	III	b	
B 13	2/3	C/D	2–3	6	-	/	--	--		*Callitriche obtusangula*	V	c	wie B 12; dunkelgrüne, lang-
										Elodea canadensis	V	b	fädige Algenmatten
										Myriophillum spic.	I	b	vermehrt vorhanden

Tab. 10: Kartierungsergebnisse der Prüm (Eifel).

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
P 1	2/4	A/C	0,5	3	–	–	– –	– –	II	ohne Makrophyten	–	–	P 1 umfaßt mehrere Kontrollgänge auf ca. 10 km Länge
P 2	1/2	C	0,4	1	–	–	o	– –		*Pot. crispus* *Callitriche obtusangula* *Ranunculus fluitans*	IV II IV	b a b	P 2 liegt an einem von der Prüm auf ca. 1 km Länge abgetrennten Seitenarm, Prüm selbst ohne Makrophyten
P 3	2/3	A/B	0,5	4	–	–	– –	– –	II	*Ranunculus fluitans*	III	b	
P 4	2/3	A/B	0,5	4	–	–	– –	– –		*Ranunculus fluitans* *Pot. crispus*	III III	b b	
P 5	1/3	C/B	0,6	4	–	–	o	o		*Myriophillum spic.* *Ranunculus fluitans*	III IV	b b	Substrat sehr glitschig
P 6	2/3	A/B	0,5	6	–	–	– –	– –	II	*Ranunculus fluitans*	III	b	wie P 5
P 7	1/3	C/B	0,5	6	/	–	o o	– –		*Myriophillum spic.* *Ranunculus fluitans*	III III	b b	wie P 5
P 8	2/3	A/B	0,5	6	–	–	– –	– –		*Myriophillum spic.* *Ranunculus fluitans*	II V	b c	wie P 5
P 9	2/3	A/B	0,5	6	–	–	o o	o o	II	*Ranunculus fluitans*	III	a	wie P 5

P 10 bis P 12 wie P 9.

Tab. 11: Kartierungsergebnisse des Speyerbachs (Pfälzerwald).

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
S 1	3	B	0,2	0,8	-	-	--	--	I	ohne Makrophyten			
S 2	3	B	0,3	0,8	=	=	--	--	I	*Callitriche obtusangula*	IV	b	zwischen S 1 und S 2 liegt ein dicht mit *Callitriche* besiedelter Fischteich
S 3	3	B	0,2	1,0	=	=	o o	--		*Callitriche obtusangula*	V	b	
S 4	2	C	0,4	1,0	=	=	--	--	I-II	*Callitriche obtusangula*	V	c	Bachschale zu 100 % bedeckt
S 5	3	B	0,5	1,0	-	-	o	--		*Callitriche obtusangula*	IV	b	
S 6	2/3	B/C	0,5	1,5	=	-	o	--	I-II	*Callitriche obtusangula*	IV	b	S 6 umfaßt mehrere Kontrollgänge über ca. 15 km Länge
S 7	3	B	0,5	1,5	=	-	o	--		*Callitriche obtusangula*	III	b	
S 8	3	C/D	0,5	1,5	=	-	o	--	II-III	*Callitriche obtusangula*	III	a	Pflanzen nur am Ufer dicht unter der Wasseroberfläche wachsend; Wasser trüb
S 9	2	C/D	0,7	2,0	/	/	o	o	III	*Callitriche obtusangula*	II	a	wie S 8
S 10	2	D	1,5	2,0	/	/	--	--		ohne Makrophyten	-	-	Wasser stark riechend
S 11	3	C/D	0,2	0,8	-	-	--	--		*Callitriche obtusangula*	III	b	S 11 liegt an einem Seitenarm der bei S10 einmündet

Tab. 12: Kartierungsergebnisse der Our (Eifel).

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
O 1	2/3	B	0,4	9	=	=	--	--		*Ranunculus fluitans*	V	c	Vitalität an tieferen Stellen: b
O 2	3/4	A/B	1	8	-	=	--	--		ohne Makrophyten	-	-	
O 3	1/2	A/B	0,5	8	-	=	--	--		*Ranunculus fluitans*	IV	b	ab ca. 1 m Tiefe völlig fehlend
O 4	3/4	A/B	0,3	8	-	=	--	--		*Ranunculus fluitans*	II	b	
O 5	1	C/D	1	8	1	-	o o	--		ohne Makrophyten	-	-	
O 6	1	D	0,2	1	-	-	--	--		*Elodea canadensis* *Ranunculus fluitans*	V II	b b	O 6 liegt an einem auf ca. 500 m von der Our abgetrennten Seitenarm
O 7	2/3	A/B	0,5	7	-	-	--	--		*Ranunculus fluitans*	IV	c	Vitalität bei stärkerer Strömung: b
O 8	2/3	A/B	0,5	7	-	-	--	--		*Ranunculus fluitans*	IV	c	wie O 7

Tab. 13: Kartierungsergebnisse der Nims (Eifel).

Abschnitt	Geschwindigkeit	Substrat	Wassertiefe (m)	Flußbreite (m)	Uferzustand rechts	Uferzustand links	Vegetation rechts	Vegetation links	Wassergüte	vorgefundene Arten	Verbreitung	Vitalität	Sonstiges
N 1	3	A	0,2	5	-	-	--	--		*Ranunculus fluitans*	IV	b	
N 2	2/3	A	0,2	5	-	-	o	o		*Ranunculus fluitans*	I	b	
N 3	2/3	A	0,3	5	-	-	o	o		ohne Makrophyten	-	-	N 4 bis N 6 bei gleichen Standortverhältnissen ebenfalls ohne Makrophyten
N 7	1	C/D	0,4	2	-	-	--	--		*Potamogeton crispus* *Elodea canadensis* *Callitriche obtusangula* *Ranunculus fluitans*	II III III II	b b b b	N 7 liegt an einem Grundwasseraustritt, der direkt hinter N 2 in die Nims einmündet

Legende zu den Tab. 8–13:

Abschnitt: Lagebeschreibung im Anhang der Originalarbeit; Abdruck aus Platzgründen hier nicht möglich.
Geschwindigkeit: Abschätzung der Strömung nach Tab. 2, S. 137.
Substrat: Abschätzung nach Tab. 3, S. 137.
Wassertiefe: Schätzwerte für die durchschnittliche Wassertiefe.
Flußbreite: Schätzwerte für die durchschnittliche Flußbreite.
Uferzustand: Zeichenerklärung s. Tab. 4, S. 138.
Ufervegetation: dito.
Wassergüte: die Werte wurden mir dankenswerterweise von Frau Dr. von Aufseß vom Landesamt für Gewässergüte in Mainz und von Herrn Dr. Buck vom Landesamt für Umweltschutz in Stuttgart zur Verfügung gestellt. Für die Quelltöpfe und deren Abflüsse wurde Wassergüte I angenommen.
Verbreitung: Abschätzung nach Tab. 5, S. 139.
Vitalität: Abschätzung nach Tab. 6, S. 139.

Tab. 14: Zusammenstellung der Bäche ohne ausreichenden Makrophytenbesatz.

Lieser:	bis auf einige Einzelfunde von Ranunculus fluitans ohne Makrophyten (5 Kontrollpunkte)
Hahnenbach:	wie Lieser
Kyll:	wie Lieser (6 Kontrollpunkte)
Simmerbach:	völlig ohne Makrophyten (8 Kontrollpunkte)

5.2 Interpretation der Kartierungsergebnisse unter synökologischen Aspekten

Es wurde schon mehrfach betont, daß zur Beurteilung der Indikatoreignung einer Art die Summe ihrer ökologischen Ansprüche, ihre Optima und Toleranzgrenze bekannt sein müssen, sowohl in Bezug auf chemische Verschmutzungsfaktoren als auch bezüglich anderer abiotischer Faktoren (ELSTNER 1962). Prinzipiell sind zur Klärung dieser Sachverhalte sowohl aut- als auch synökologische Arbeiten notwendig. Untersuchungen allein zu letzterem Zweck wurden bisher noch nicht durchgeführt, doch lassen sich aus diesen bisher vorliegenden Kartierungen zumindest Anhaltspunkte für die Beziehungen zwischen Pflanzenverbreitung und abiotischen Standortfaktoren ablesen, deren Vertiefung aber noch eingehenderen Untersuchungen vorbehalten bleibt.

Zur Verdeutlichung der oben erwähnten Beziehungen ist das Aufstellen einer ökologischen Reihe sinnvoll (KOHLER 1975 a), wobei die Ergebnisse der Kartierungen jeweils eines Baches entlang eines Schadstoffgradienten angeordnet werden. Da die Konzentration der Belastungsfaktoren starken tages- und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, gibt diese Aufstellung solange nur eine relative Abstufung an den einzelnen Standorten wieder, wie nur wenige chemische Analysenergebnisse vorliegen (KOHLER 1978). Erst wenn für jeden Standort eine Vielzahl von Messungen, die über einen längeren Zeitraum gewonnen wurden, vorliegen, wird sich auch die aus einer ökologischen Reihe abzulesende synökologische Potenz absichern lassen. Bisher hat der hierfür notwendige Analysenaufwand derartige Begleituntersuchungen verhindert, doch lassen sich auch bei nur wenigen Ergebnissen aus chemischen Analysen Hinweise auf eine eventuelle Indikatoreignung gewinnen; außerdem können sich Anhaltspunkte für das Vorgehen bei autökologischen Untersuchungen ergeben (KOHLER 1975 a). Leider wurden ökologische Reihen bisher noch nicht auf der Basis des Gradienten „Gewässergüte" aufgestellt, obwohl gerade durch diese auf den Vorteilen der Bioindikation beruhende Methode eine schnellere und auch einfachere Bestimmung und Bewertung des jeweiligen Standorts möglich wäre. Zwar könnten dann keine Grenzwerte ermittelt werden, doch ist eine genaue Quantifizierung auf der Basis der ökologischen Reihen sowieso nicht möglich, da jeder Verschmutzungsfaktor in einem Komplex von verschiedenen Abwasserkomponenten eingebunden ist, wodurch auch ihre jeweilige Wirkung auf die Pflanze verändert werden kann (KOHLER 1975 b).

Betrachtet man die ökologischen Reihen in den Tabellen 14 und 15, so fällt zunächst die Vielzahl der Arten mit euryöker Potenz gegenüber dem NH^{+}_{4}-Gehalt auf, was sich im Auftreten der Pflanzen bei mehreren Konzentrationsstufen äußert. Ähnliches gilt für eine Aufstellung entlang des PO^{3-}_{4}-Gradienten(KOHLER et al. 1971).

Tab. 15: Ökologische Reihen nach steigenden Mittelwerten der Ammoniumkonzentration des Wassers; links Moosach, rechts Friedberger Au (KOHLER et al. 1974, Abb. 3, gekürzt).

florist.-ökolog. Zonen	A	B	C	D	A	B	C	D	E
Pot. coloratus	+++				+++				
Chara hispidia	+++	-			---				
Chara vulgaris					+++				
Mentha aquatica sub.		---	---		---	---			
Pot. densus		---	-		---		---		
Pot. natans		---			-	-			
Hippuris vulgaris		---							
Scirpus lacustris		---							
Callitriche obtusangula			---	+++					
Ranunculus fluitans			+++	+++				-	
Zanichellia palust.			---	---	-			---	
Myriophillum spic.								---	
Pot. crispus			---	---	+++			---	
Elodea canadensis		---	-	---			---	+++	---
Sium erectum	---	+++	---	+++	---	---	---	---	
Pot. pectinatus		---	---	---	---	-		---	
Ran. trichophyllus		---	---	---	---		+++	---	

+++ häufig
--- verbreitet
- vereinzelt

Tab. 16: Ökologische Reihe nach steigender Ammoniumkonzentration, zusammengestellt aus Kartierungen an mehreren Flüssen Niedersachsens (GRUBE 1975, Tab. 38, gekürzt).

NH^+_4-Konzentration (mg/l)	0,0	bis 0,1	bis 0,2	bis 0,8	über 0,8
Sium erectum	-				
Ranunculus trichophyllus	-				
Callitriche hamulata	-	-	-		
Callitriche platycarpa	---	+++	-	---	-
Ranunculus fluitans		+++	---	---	-
Glyceria fluitans	-	-	-		

Obwohl, wie die Autoren jeweils angeben, nur wenige bzw. veraltete Analysenergebnisse vorlagen, erscheinen mehrere Arten wegen fehlender Stenökie für eine exakte Bioindikation zunächst nicht geeignet. Zu diesen Arten zählen *Sium erectum, Callitriche obtusangula, Callitriche platycarpa, Potamogeton pectinatus, Elodea canadensis* und *Ranunculus trichophyllus.* Von diesen relativ euryöken Arten ist *Elodea canadensis* in der Zone A bzw. bei niedriger Schadstoffkonzentration nicht anzutreffen. Diese Art kann trotz ihrer weiten Amplitude dann als Bioindikator geeignet sein, wenn sie nur bei Konkurrenz im Extrembereich, hier bei geringem Ammoniumgehalt, in ihrer Konkurrenzkraft anderen Arten unterlegen ist, wenn also eine Indikation durch Fehlen erlaubt ist. Es ist allerdings fraglich, ob der Konkurrenz in Fließgewässern, in denen ja nur ein geringer Prozentsatz des Bodens einen Makrophytenbesatz hat (vgl. Tab. 17), der zudem in seiner Zusammensetzung rein

zufällig entstanden ist, die gleich hohe Bedeutung wie auf dem Festland zukommt. Daher ist es nicht statthaft, bei Fehlen von *Elodea canadensis* auf niedrige Ammoniumkonzentration zu schließen. Der umgekehrte Schluß, daß nämlich diese Art im Freiland erst ab einer gewissen Konzentration an diesem Schadstoff existieren kann, muß, wie alle übrigen in diesem Kapitel durch weitergehende autökologische Experimente untermauert werden.

Tab. 17: Besiedlungsdichte von Makrophyten in Bächen und kleineren Flüssen Bayerns (GESSNER 1955 a: 286).

Bodenbedeckung mit Makrophyten (%)	Areal (%)
0–10	37
10–30	10
30–50	13
50–70	16
70–90	11
90–95	8
100	5

Aus den ökologischen Reihen von KOHLER (1978) bleiben noch mehrere echte Submerse übrig, die nur in einer oder maximal in zwei der Flußzonen vorkommen, die also eine relativ stenöke Potenz vermuten lassen. Zu den oligostenöken Arten zählen demnach *Potamogeton coloratus, Chara hispidia* und *Chara vulgaris;* die Arten *Potamogeton densus, Potamogeton natans* var. *prolixus* und *Hippuris vulgaris* lassen eine mesostenöke Potenz erwarten, während *Mentha aquatica* zwischen diesen beiden Gruppen einzuordnen ist. Die Arten *Zanichellia palustris* und *Potamogeton crispus* verhalten sich in beiden Flüssen zu unterschiedlich, so daß ein Rückschluß auf deren Potenz bzw. umgekehrt auf den Belastungsgrad nicht möglich ist. Lediglich *Ranunculus fluitans* und *Myriophillum spicatum* lassen nach diesen Kartierungsergebnissen eine relativ polystenöke Potenz zumindest gegenüber diesem wichtigen Verschmutzungsfaktor erwarten. Dies wird auch durch die für diese Arbeit durchgeführten Kartierungen untermauert; auf das unterschiedliche Verhalten von *Callitriche obtusangula* wurde schon hingewiesen.

Auffallend ist der Unterschied in der Einordnung von *Ranunculus trichophyllus* und von *Sium erectum:* nach GRUBE (1975) müßte bei diesen beiden Arten eine Indikatoreignung für geringe Ammoniumkonzentrationen und damit für oligosaprobes Wasser vermutet werden; nach KOHLER (1978) haben gerade diese beiden Pflanzen eine sehr euryöke Potenz. Submerse Makrophyten können demnach unter anderen ökologischen Verhältnissen ein völlig verändertes Verhalten zeigen. Eine Übertragung von Kartierungsergebnissen ist also erst dann möglich, wenn untersucht worden ist, ob eine Art, die nach einer ökologischen Reihe eine stenöke Potenz erwarten läßt, auch in anderen Fließgewässern dieses Verhalten beibehält. Die oben erwähnte Summe der ökologischen Ansprüche muß also vollständig aufgeklärt sein.

Obwohl es dringend notwendig wäre, wurden ökologische Reihen bisher fast nur nach dem Gradienten eines chemischen Verschmutzungsfaktors aufgestellt. Lediglich GRUBE (1975) hat seine Reihen durch eine Abstufung nach Flußabschnitten erweitert (vgl. Tab. 18).

Tab. 18: Ökologische Reihe nach Flußabschnitten (GRUBE 1975, Tab. 37).

	O.-Lauf	M.-Lauf	U.-Lauf
Chara foetida	-		
Hippuris vulgaris	-		
Potamogeton natans	-		
Callitriche hamulata	+++	-	-
Sium erectum	+++	-	-
Zanichellia palustris	-	-	---
Ranunculus fluitans			+++
Potamogeton crispus			---
Elodea canadensis			-
Ranunculus trichophyllus	-	-	-
Mentha aquatica	-	-	-

In dieser Reihe lassen sich Arten unterscheiden, die nur im Ober- oder nur im Unterlauf vorkommen, andere haben in einem Abschnitt ihren Verbreitungsschwerpunkt, wiederum andere zeigen keine Differenzierung. Leider gibt der Autor keine weitergehende Interpretation dieser Reihe an. Der naheliegende Schluß, daß Arten aus dem Oberlauf gegenüber Wassertiefe bzw. Strömungsgeschwindigkeit eine oligo- bzw. polystenöke Potenz, die aus dem Unterlauf dagegen eine poly- bzw. oligostenöke Potenz haben, darf allerdings nicht gezogen werden. Wie in Kapitel 2 dargelegt (vgl. S. 127), wechseln diese, wie alle Standortfaktoren in diesem Biotop sehr kleinflächig, so daß durchaus auch im Oberlauf langsam fließende, tiefe Stellen vorkommen können. Eine Bindung der Wasserpflanzen an bestimmte Strömungsgeschwindigkeiten zu untersuchen, erscheint wegen des andauernden zeitlichen und kleinflächigen Wechsels auch als nicht sinnvoll. Außerdem gibt es in der hydrobotanischen Literatur Anhaltspunkte dafür, daß Makrophyten der gleichen Art in verschiedenen Flüssen ganz verschiedene Strömungsgeschwindigkeiten tolerieren können. So erwähnt GESSNER (1955 a: 297) mehrere Beispiele, in denen ein Autor einer Pflanze rheobiene Eigenschaften zuordnet, während ein zweiter, der seine Kartierung an einem Fluß mit anderen ökologischen Bedingungen durchgeführt hat, dieselbe Art gerade entgegengesetzt zu den rheoxenen Pflanzen zählt.

Tab. 19: Ökologische Reihe nach Substratbeschaffenheit (Zeichenerklärung s. Tab. 3 und Tab. 15, S. 137 und S. 155).

Art des Substrats	A	A/B	B	B/C	C	C/D	D
Callitriche obtusangula			-	---	-	+++	---
Elodea canadensis						---	---
Hippuris vulgaris				-	-	-	-
Myriophillum spicatum		-			-	-	---
Potamogeton densus			-			-	-
Potamogeton crispus			-		-	-	-
Ranunculus fluitans	-	+++	-	-	-	-	-
Ranunculus trichophyllus		-	-			-	-
Sium erectum				-	-	+++	---
Zanichellia palustris				---		+++	-

Daß Makrophyten gegenüber der Strömungsgeschwindigkeit weitgehend indifferent sind, mag auch obige ökologische Reihe nach dem Gradienten der Substratbeschaffenheit verdeutlichen. Sie wurde aus den Kartierungsergebnissen der Flüsse Nau, Brenz, Prüm, Speyerbach, zusammengestellt. Angegeben sind nur die mindestens viermal vorgefundenen Arten.

Die Aufstellung dieses Zusammenhangs ist möglich, da die Beschaffenheit der Stromsohle direkt von der durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit abhängig ist (vgl. S. 129). Es zeigt sich eine Konzentrierung von Pflanzen an schlammigen Standorten, was wegen der Herkunft der Makrophyten aus Stillgewässern auch nicht weiter verwunderlich ist. Deutlich wird aber auch die Fähigkeit fast aller Arten, sich in gröberem Material zu verankern und höhere Fließgeschwindigkeiten zu tolerieren. Die von GRUBE (1975) aufgestellte These, daß es bezüglich den „im Gelände festgestellten Standorteigenschaften (...) statistisch sicherbare Abweichungen (...) in der Fließgeschwindigkeit" gibt, scheint demnach nicht haltbar zu sein. Wie in Kapitel 5 ausgeführt ist dies von Vorteil, da die Indikatoreignung um so ausgeprägter ist, je indifferenter sich eine Pflanze gegenüber anderen wichtigen Standortfaktoren verhält.

Die weitgehende Toleranz erstreckt sich jedoch nicht auf abnorme, durch Hochwässer hervorgerufene Verhältnisse, in denen durch weit überhöhte Wasserführung auch die Strömungsgeschwindigkeit, die Erosionskraft des Wassers und die Belastung durch Treibgut stark vermehrt werden. Solche Veränderungen sind jedoch nur bei Gewässern zu erwarten, die ein genügend großes Einzugsgebiet haben und sind im Quellbereich prinzipiell nicht möglich (GLÄNZER et al. 1977). Gerade hier konzentrieren sich aber Arten, die wegen ihrer Morphologie bei gleichzeitig geringer Regenerationsfähigkeit gegenüber durch Sedimentumlagerungen und Treibgut hervorgerufenen Schäden besonders gefährdet sind. Zu diesen Arten zählen z. B. *Potamogeton densus* und *Potamogeton coloratus* mit ihren relativ flächigen Blättern und der kompakt beblätterten *Hippuris vulgaris*. Es ist daher nicht auszuschließen, daß diese Pflanzen wegen ihrer geringen Toleranz gegenüber Hochwässern auch in anthropogen unbelasteten Gewässern nur den oligosaproben, quellnahen Bereich besiedeln können. Andere dagegen, wie *Ranunculus fluitans* und *Zanichellia palustris* sind schon allein wegen ihrer Morphologie, den aufgegliederten Blättern und dünnen Stengeln für die Besiedlung der zeitweise von Hochwässern heimgesuchten Unter- und Mittelläufen prädestiniert (GLÄNZER et al. 1977). Die von GRUBE (1975) aufgestellten Verbreitungsschwerpunkte in gewissen Flußabschnitten können unter diesem Aspekt für *Hippuris vulgaris, Ranunculus fluitans* und *Zanichellia palustris* interessanterweise erklärt werden. Auch das Erscheinungsbild von *Chara foetida* und von *Potamogeton natans* läßt eine gewisse Empfindlichkeit gegenüber starker mechanischer Beanspruchung erwarten (vgl. Tab. 18). Sicherlich ist dieser Aspekt nicht allein für die unterschiedliche Verbreitung der Makrophyten verantwortlich; er erklärt z. B. nicht das Fehlen von *Ranunculus fluitans* und von *Zanichellia palustris* in quellnahen Bereichen. Um jedoch gute Indikatoreignung zu gewährleisten, müssen solche und ähnliche Einflüsse bekannt und übertragbar sein.

Als solch ein auf Makrophyten einwirkender Standortfaktor ist auch die Belichtung zu nennen. Während den zu dieser Arbeit durchgeführten Kartierungen war zu beobachten, daß alle Arten sehr empfindlich auf Beschattung reagierten und bei weitem mehr als die in der Literatur angegebenen 2% des Tageslichts zu ihrer Existenz benötigten. Wald und auch dicht stehender Galeriewald zu beiden Seiten unterdrückten jegliches Pflanzenwachstum auf der Bachsohle. Standen nur an der

einen Seite des Baches Bäume, hohe Mauern oder andere Hindernisse, so war stets nur die gegenüberliegende Hälfte der Bachsohle besiedelt. War der Fluß, wie es bei der Nau und der Brenz der Fall war, tiefer als zwei Meter, so waren trotz der Klarheit der Gewässer, die die Flußsohle meist noch erkennen ließ, stets nur die seichteren Uferränder besiedelt. Vielleicht liegt die Ursache hierfür in der in Kapitel 2 beschriebenen Verschiebung des Kompensationspunktes durch strömendes Wasser (vgl. S. 130). In diesen Bächen sind anscheinend dichte Polster bildende Pflanzen, vor allem die Pflanzen der Gattung *Sium* und *Callitriche* anderen, lockerer wachsenden Arten, wie den *Potamogeton*-Arten überlegen, die dadurch in andere Bereiche abgedrängt werden. Wiegleb (1979) hat als Beispiel hierfür die Art *Potamogeton pectinatus* angeführt, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auch anderen Autoren zufolge in stärker belasteten Abschnitten hat, wo sie vom Ausfall anderer, konkurrenzkräftigerer Arten profitieren kann. Auch Glänzer et al. (1977) beschreiben große Schwaden bildende Pflanzen wie *Sium erectum* und *Ranunculus trichophyllus* als sehr konkurrenzkräftig, die durchaus bis zu 100% des Substrats bedecken können. Derartige Verschiebungen des aut- zu einem anders gelagerten synökologischen Optimum sind aber wahrscheinlich nicht so deutlich, daß auch in Fließgewässern Zeiger für Grenzstandorte Verwendung finden können. Während auf dem Festland die meisten der vorhandenen ökologischen Nischen auch von Pflanzen besetzt sind und diese sich in einem beständigen Konkurrenzkampf um ihren Lebensraum befinden, sind in Fließgewässern, wie Tab. 17 zeigt, lange nicht alle Möglichkeiten zur Einnischung auch tatsächlich genutzt. Setzt man voraus, daß auf dem relativ geringen Flächenanteil mit starkem Bewuchs Wettbewerbsbedingungen vorliegen, was allerdings von einigen Autoren bestritten wird (Gessner 1955 a), so läßt die von Fluß zu Fluß stark schwankende Bodenbedeckung eine Verallgemeinerung der dort vorgefundenen, synökologisch verschobenen Potenzen trotzdem nicht zu. An einem nur zu 0–10% besiedelten Flußabschnitt fällt diese Verschiebung ja aus, dieselbe Art reagiert also hier gemäß ihrer euryöken autökologischen Potenz, wodurch die Stenökie, eine grundlegende Bedingung für die Bioindikation im klassischen Sinne, wegfällt. Ob es bei submersen Makrophyten überhaupt die erwähnten Verschiebungen gibt, ist noch nicht untersucht worden, doch erscheint dies auch wenig aufschlußreich, da sie ja nur an den wenigen Stellen mit hoher Bodenbedeckung den Bedingungen für diese Indikationsart genügen.

Auch über die Wirkung des Temperaturfaktors auf Makrophyten liegen noch keine gesicherten Ergebnisse vor, obwohl es bei größeren Bächen und Flüssen von der Quelle bis zum Unterlauf einen ausgeprägten Temperaturgradienten gibt (vgl. S. 128), der für die Verbreitung von Wasserpflanzen durchaus eine Rolle spielen kann (Kohler 1972). So scheint die Verbreitung von *Callitriche obtusangula* durch kaltstenothermes Wasser begünstigt zu werden (Kohler et al. 1974). Auch bei *Potamogeton coloratus* ist die Existenz einer oligostenothermen Potenz sehr wahrscheinlich, so daß die Verbreitung dieser Art nicht nur durch Abwasserbelastung sondern auch durch häufigere Hochwässer und eurytherme Verhältnisse auf die Flußzone A beschränkt bleibt (Glänzer et al. 1974). Für andere Arten ist eine Thermophilie noch nicht nachgewiesen worden, doch ist bei der Verteilung der Verbreitungsschwerpunkte in der ökologischen Reihe nach Flußabschnitten (vgl. Tab. 18) neben der mechanischen Beanspruchbarkeit auch ein Einfluß der Temperatur nicht völlig auszuschließen. Vielleicht wirken hier Zunahme der Jahresdurchschnittstemperatur zusammen mit größerer Wasserführung, größerer durchschnittlicher Wassertiefe u. a. Faktoren in einem Faktorenkomplex auf die Makrophyten ein.

Die in diesem Kapitel aufgeführten Beispiele zeigen die Notwendigkeit, nicht nur

die Toleranz gegenüber Schadstoffen sondern auch gegenüber anderen abiotischen Standortfaktoren zu untersuchen.

5.3. Beziehungen zwischen ökologischen Reihen, Labor- und Umpflanzversuchen

Aus Platzgründen kann hier nicht näher auf die verschiedenen aut-ökologischen Untersuchungsmethoden eingegangen werden; in diesem Kapitel sollen lediglich kurz deren Ergebnisse skizziert werden. Weitergehende Informationen können folgenden Arbeiten entnommen werden: GLÄNZER et al. 1977, GRUBE 1975, KOHLER 1972, KOHLER 1975, KOHLER 1976, KOHLER et al. 1971, LABUS & KOHLER 1976, LABUS et al. 1977, MATTES & KREEB 1974, SCHUSTER & KREEB 1976, WIEGLEB 1979.

Tab. 20: Vergleich der Ergebnisse der ökologischen Reihen, der Labor- und Umpflanzversuche (nach GLÄNZER 1977, verändert und ergänzt).

Widerstandskraft im Laborversuch	Umpflanzversuch	Arten	Potenz
groß	groß	*Ranunculus fluit.*	euryök
groß	–	*Elodea canadensis*	
–	groß	*Callitriche obtus.*	
–	groß	*Ranunculus trich.*	
gering	gering	*Pot. densus*	meso-stenök
–	gering	*Hippuris vulgaris*	
gering	–	*Ranunculus trich.*	
sehr gering	sehr gering	*Pot. coloratus*	oligo-stenök

Durch die in obiger Tabelle ersichtliche frappierende Übereinstimmung der verschiedenen Ergebnisse ist die ökologische Bedingtheit der erstmals in den ökologischen Reihen aufgetauchten Pflanzengruppen verifiziert. Dadurch wird auch die Richtigkeit der Labormethode dort, wo mit umweltrelevanten Konzentrationen gearbeitet wurde, nachträglich bestätigt und gleichzeitig bewiesen, daß der Grad der Abwasserbelastung eine wesentliche Rolle bei der Verbreitung dieser submersen Makrophyten spielt. Man muß jedoch berücksichtigen, daß in obiger Tabelle schon die meisten der Arten enthalten sind, die eine stenöke Potenz erwarten lassen und daß die Mehrzahl der Makrophyten nach den bisher vorliegenden Ergebnissen meist indifferent gegenüber veränderter Belastung reagieren. Außerdem wurden bisher noch keine Umpflanzungen in andere Fließgewässertypen vorgenommen; die Pflanzen wurden stets dem Fluß, dem sie entnommen worden waren, an anderer Stelle wieder eingepflanzt. Vermutlich wurde aus diesem auch meist das für die Laborversuche notwendige Untersuchungswasser entnommen, so daß bei allen drei Versuchsarten gleichartige ökologische Bedingungen herrschten. Dies ist zunächst sicherlich von Vorteil, da dadurch zumindest die vorliegenden Ergebnisse miteinander vergleichbar sind. In den untersuchten calciumhydrogencarbonatreichen Niedermoorgewässern Süddeutschlands werden die in Tab. 20 beschriebenen Potenzen also sicherlich zutreffen. Ob sie auf gänzlich andere Fließgewässertypen

übertragbar sind, ist aber zweifelhaft, wie z. B. das abweichende Verhalten von *Sium erectum* in Flüssen Niedersachsens und von *Callitriche obtusangula* im Pfälzerwald zeigt.

5.4. Vergleich mit Karten der potentiellen natürlichen Vegetation

Unter einer Karte der potentiellen natürlichen Vegetation versteht man in der Pflanzensoziologie eine Aufzeichnung desjenigen Artengefüges, „das sich unter den gegenwärtigen Umweltbedingungen ausbilden würde, wenn der Mensch überhaupt nicht mehr eingriffe und die Vegetation Zeit fände, sich bis zu ihrem Endzustand zu entwickeln" (Ellenberg 1978: 73). Ergeben sich beim Vergleich einer solchen für einen Fluß aufgestellten Karte mit einer neueren, realen Gewässerkartierung Unterschiede im Arteninventar, so lassen sich diese mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Zunahme anthropogener Fließgewässerbelastung zurückführen (vgl. S. 127).

Diesbezügliche Arbeiten fallen leider in aquatischen Biotopen sehr viel schwerer aus als in terrestrischen Lebensräumen. Hat man auf dem Festland für einen Standort eine potentielle natürliche Vegetation erarbeitet, so kann man diese auch für einen anderen, räumlich getrennten Standort mit vergleichbaren Boden- und Klimaverhältnissen erwarten (Sperber 1980). Ob diese „Typisierung" auch bei Flüssen möglich ist, wie dies Kohler (1975 b) vorschlägt, ist stark zu bezweifeln, da das Arteninventar von Fluß zu Fluß auch bei ähnlichen ökologischen Bedingungen unterschiedlich ist und außerdem die Besiedlung u. a. auch dem Zufall unterliegt (vgl. Kapitel 2). Außerdem fehlen in den offenen dynamischen Fließwassersystemen oft naturnahe Reste, aus denen sich Rückschlüsse auf das proanthrope Arteninventar ziehen ließen (Kohler 1975 b). Dieses ist zwar in manchen oligotrophen Oberläufen noch vorhanden, doch fehlt es in den seit langem besiedelten Unter- und Mittelläufen völlig (Müller 1980). Letztere waren vermutlich infolge einer „Selbstverunreinigung" durch Laubfall und Erosion auch schon vor Beginn der menschlichen Beeinflussung eutrophiert; ob sich dies aber in einem besonderen Arteninventar niedergeschlagen hat, läßt sich heute wegen fehlender Reste nicht mehr feststellen. Aus diesem Grund ist das Aufstellen einer der obigen Definition entsprechenden Karte der potentiellen natürlichen Vegetation für Fließwassersysteme nicht möglich. Durch Vergleich mit älteren Florenwerken und Kartierungen läßt sich lediglich noch feststellen, ob in dem betreffenden Flußsystem Verschiebungen im Arteninventar eingetreten sind, wodurch gewissermaßen für jeden Fluß eine potentielle Inventarliste aufgestellt wird. Von Vorteil ist, daß dadurch die bei der Übertragung eines Artengefüges auf andere ökologische Bedingungen unweigerlich entstehenden Fehlschlüsse vermieden werden. Es müssen jedoch bei jedem derartigen Vergleich zu jeder Art exakte Fundortangaben sowie taxonomische Übereinstimmungen gegeben sein; außerdem müssen die Kartierungen aus der Zeit vor Beginn der anthropogenen Beeinflussung vorliegen (Kohler et al. 1974). Treffen all diese Voraussetzungen zu, müssen ältere Florenwerke trotzdem mit größerer Vorsicht genossen werden. Einerseits bestehen wegen taxonomischer Schwierigkeiten häufig Unsicherheiten, welche Arten in der alten Flora gemeint sind; andererseits können auch in der kurzen Zeitspanne von einem oder zwei Jahrhunderten Unterarten entstehen, die in den alten Aufzeichnungen noch gar nicht enthalten sind oder die damals nur in bestimmten Gegenden eine Rolle spielten (Sperber 1981).

In Tab. 21 sind die Ergebnisse aus mehreren Vergleichen mit älteren Florenwerken zusammengefaßt (Kohler 1974, 1975 b; Kohler et al. 1971, 1974; Grube 1975;

BEER 1971). Vergleicht man diese Zusammenstellung mit den bisherigen Ergebnissen, so lassen sich die Verbreiterungsschwerpunkte von verschiedenen Laichkräutern, von *Hippuris vulgaris, Elodea canadensis* und *Callitriche obtusangula* weiter erhärten. Die Einteilung von *Ranunculus fluitans,* einer nach den bisherigen Untersuchungen eindeutig eutraphenten Art in die linke Spalte (BEER 1971) sowie die unterschiedliche Beurteilung von *Ceratophyllum demersum* und von *Myriophillum spicatum* zeigt wiederum, wie gefährlich die Verallgemeinerung eines an einem bestimmten Fluß gewonnenen Einzelergebnisses ist.

Tab. 21: Qualitative Florenverscheibung; Mehrfachnennungen durch mehrere Autoren in Klammern.

Rückgang	Zunahme
Myriophillum spicatum (2)	*Myriophillum spicatum*
Ceratophyllum demersum (2)	*Ceratophyllum demersum*
Ranunculus fluitans	*Callitriche obtusangula*
Potamogeton coloratus	*Elodea canadensis*
Potamogeton filiformis	*Ranunculus penicillatus*
Potamogeton perfoliatus (2)	*Potamogeton pectinatus*
Potamogeton gramineus	
Potamogeton lucens (2)	
Potamogeton pusillus	
Potamogeton praelongus	
Potamogeton nodosus	
Potamogeton alpinus (2)	
Potamogeton compressus	
Utricularia vulgaris	
Hippuris vulgaris (2)	
Myriophillum alterniflorum	
Ranunculus peltatus	

Aufschlußreich an obiger Tabelle ist ebenfalls, daß sehr viel mehr Arten im Rückgang als in einer weiteren Verbreitung begriffen sind. Der Grund hierfür dürfte in der Tatsache zu suchen sein, daß die anthropogene Eutrophierung die natürliche Selbstverunreinigung um ein Vielfaches übertrifft. Es gab sicherlich auch während der Phylogenese der submersen Makrophyten eutrophe Seen; größere alphamesosaprobe oder gar polysaprobe Gewässer sind aber sicherlich erst jüngste „Erfolge" der Besiedlung durch den Menschen. Die Fähigkeit bei einigen Pflanzen, höhere Saprobität zu tolerieren oder gar auszunutzen ist also sicherlich rein zufällig und nicht auf den gerichteten Selektionsdruck hin entstanden; nur diese Arten sind unter den heutigen Bedingungen gegenüber anderen bevorteilt und daher in weiterer Verbreitung begriffen. Die Mehrzahl aber hat diese Fähigkeit nicht, es bestand ja auch bisher nicht die Notwendigkeit sie zur Erreichung besserer Wettbewerbsfähigkeit zu entwickeln. Letztere Gruppe wird demnach durch die anthropogene Belastung immer mehr zurückgedrängt; unter diese fallen nicht nur die Arten der ersten Spalte, sondern wohl auch die meisten der in Tab. 21 nicht erwähnten. Die Tatsache, daß die Besiedlung in den Fließgewässern heute sehr viel bruchstückhafter als vor hundert Jahren ist (BEER 1971), unterstützt diese Hypothese. Aus den bisher angeführten Fakten ergibt sich, daß Indikatoren für geringe Saprobität, die es auch proanthrop schon immer gegeben hat und nach der die Makrophyten demgemäß ihre Potenzen „einstellen" konnten, zumindest theoretisch möglich sind. Die bisherigen Untersu-

chungsergebnisse haben solche z. T. schon bewiesen. Es ergibt sich aber auch, daß es unter dieser Pflanzengruppe keine Indikatoren für hohe Saprobität geben kann, wie es sie im Saprobiensystem sehr wohl gibt. Lokal begrenzte, stark verschmutzte, ja anaerobe Stellen in einem Gewässer wird es sicherlich seit Jahrmillionen gegeben haben, man denke hierbei z. B. an verwesende Tierleichen oder Faulungen im Schlamm von Stillwasserbuchten. In dieser genügend langen Zeitspanne konnten Bakterien, Ciliaten, auch Insektenlarven diese ökologische Nische erobern. Makrophyten sind aber, wie ihr Name schon sagt, wesentlich größer als die Indikatoren des Saprobiensystems und daher auch auf größere Monotope für ihre – auch phylogenetische – Entwicklung angewiesen. Die Existenz stark verschmutzter Seen ist aber entwicklungsgeschichtlich gesehen viel zu kurz, als daß es ihnen im Gegensatz zu Kleinstlebewesen bisher möglich gewesen wäre, für Wasser mit höherer Saprobität stenöke Potenzen zu entwickeln. Deshalb deuten sich auch in den ökologischen Reihen (vgl. Tab. 15 und 16) nirgends derartige Eigenschaften an; es gibt lediglich einige Arten, die während ihrer Evolution eine Potenz entwickelt haben, die die anthropogen entstandene hohe Saprobität zufällig miteinschließt. Der daraus resultierende euryöke Charakter ermöglicht den Pflanzen auch die Besiedlung von Standorten in verschmutzten Gewässern. Für diese Hypothese spricht, daß Submerse meist schon im alpha-mesosaproben Wasser ganz fehlen sowie die geringe Anzahl der in Verbreitung begriffenen Arten (vgl. Tab. 21). Durch den Ausfall der meisten Makrophyten bei höherer Saprobität fällt außerdem die interspezifische Konkurrenz, die in Fließgewässern sowieso eine untergeordnete Rolle spielt (vgl. Kap. 6.2.), noch bedeutend schwächer aus. Die logische Konsequenz ist, daß es unter den wenigen euryöken Makrophyten auch Zeiger für Grenzstandorte, hier für hohe Saprobität, schon theoretisch und ohne Berücksichtigung der Besiedlungsdichte nicht geben kann. Bioindikatoren dieser Kategorie sind demnach, wenn überhaupt, nur für oligosaprobes Wasser zu erwarten.

5.5 Statistische Untersuchungen zur Indikatoreignung

Die in Kapitel 4 beschriebenen „klassischen" Indikatoreigenschaften, nämlich möglichst ausgeprägte Stenökie bei gleichzeitig hoher Abundanz treffen leider nur für eine beschränkte Anzahl von Organismen zu. Arten mit euryöken Potenzen können einen Standortfaktor im größeren Maße nutzen bzw. tolerieren als solche mit enger ökologischer Amplitude, was ihnen wegen der daraus folgenden höheren Wettbewerbsfähigkeit einen Evolutionsvorteil einbringt. Daher sind sie in der Natur weiter verbreitet als stenöke Spezialisten; um sie aber trotzdem für die Bioindikation verwenden zu können, wurde in letzter Zeit mit Hilfe zeit- und kostensparender EDV-Anlagen und neueren statistischen Methoden versucht, auch relativ euryöke Arten heranzuziehen.

Die von Buck (1971) angewandte Methode sieht vor, aus einer möglichst großen Zahl von Einzeluntersuchungen die aufgefundenen Organismen an Hand eines in Klassen eingeteilten Parameters, z. B. des Saprobien-Indexes oder auch der durchschnittlichen Ammoniumbelastung, statistisch zu klassifizieren. Als Resultat ergeben sich Verbreitungsschwerpunkte und die Streuung der Arten um diesen Punkt. Es ist klar, daß Organismen mit geringer Streuung, d. h. mit ausgeprägtem synökologischem Optimum besser für die Bioindikation geeignet sind als ihr Gegenteil, die sogenannten Ubiquisten. Bei einer geeigneten, von der Art des verwendeten

Parameters abhängigen Festsetzung eines Grenzwertes für die Streuung, ab der die betreffenden Organismen nicht mehr als Leitform verwendbar sind, kann nun auch die große Anzahl der relativ euryöken Arten herangezogen werden. Diese Zahl wird noch größer, wenn die Streuung nicht mehr nur bei einfacher Präsenz, sondern auch bei verschieden hohen Abundanzstufen berechnet und mit dem obigen Grenzwert verglichen wird. Für die von BUCK (1971) untersuchten Makrophytenarten ergibt sich bei Anwendung dieses Verfahrens die in Tab. 22 angegebene Einstufung in das Saprobiensystem.

Bei der Bioindikation der Wassergüte eines Gewässerabschnitts können nur dann präzise Angaben gemacht werden, wenn die „Schwerpunkte einer möglichst großen Anzahl geeigneter Leitformen zur Bewertung herangezogen werden" (BUCK 1971: 34). Diese Bedingung ist für eine Indikation allein durch Makrophyten nicht zu erfüllen, wenn man bedenkt, daß immer nur ganz wenige Arten, meist weniger als zehn, einen Fluß besiedeln, eine im Vergleich zur Artendichte der Mikrophyten und Mikrozoen verschwindend kleine Zahl.

Tab. 22: Einstufung von Makrophyten an Hand von statistischen Kennziffern in das Saprobiensystem (BUCK 1971).

Art	A	B	C	D
Callitriche palustris	1,82	0,44	A_3	II
Myriophillum spicatum	1,95	0,22	P	II
Potamogeton crispus	2,19	0,30	P	II
Potamogeton pectinatus	2,56	0,34	P	II-III
Ranunculus fluitans	2,05	0,33	P	II
Ranunculus trichophyllus	1,82	0,36	P	II
Zanichellia palustris	2,76	0,43	A_3	III

Spalte A: korrigierter Verbreitungsschwerpunkt bei einem Saprobienindex von . . .
Spalte B: Streuung (±) bei Präsenz.
Spalte C: Streuung kleiner ±0,4 entweder bei Präsenz (P) oder bei Abundanzstufe 3 (A_3), d. h. bei A_1 und A_2 darf die betreffende Art nicht eingestuft werden.
Spalte D: empfohlene Einstufung in das Saprobiensystem.

Obige Tabelle erweckt zunächst den Eindruck, daß submerse Makrophyten ebenso gut für die Bioindikation der Wassergüte geeignet sind wie die bisher verwendeten Arten. Wegen der Besonderheiten im Biotop des Fließgewässers (vgl. Kap. 2) muß die Eignung von statistischen Methoden zur Einordnung dieser Pflanzengruppe in das Saprobiensystem jedoch in Frage gestellt werden. Statistik bedeutet Verallgemeinerung und setzt in diesem Fall voraus, daß die ökologischen Unterschiede zwischen den einzelnen Flußsystemen außer Acht gelassen werden können. Dies ist bei der Beurteilung mit Mikroorganismen bisher die Regel gewesen, da man festgestellt hat, daß die durch eine Abwasserbelastung hervorgerufenen zonalen Veränderungen im allgemeinen so groß sind, daß alle natürlichen Unterschiede zwischen verschiedenen Flüssen überdeckt werden (ELSTNER 1962). Man hat also – zu Recht – angenommen, daß eine als Indikator geeignete Protozoe in einem Fluß in Württemberg, dem Untersuchungsgebiet von BUCK, die gleiche Saprobität anzeigt wie z. B. in einem Fließgewässer in Niedersachsen. Abwasserbelastung bedeutet aber veränderter Wasserchemismus und es ist nicht zu leugnen, daß einfach organisierte Organismen wie z. B. Protozoen mit hoher Oberfläche bei gleich-

zeitig geringem Volumen auf solche Änderungen weit schärfer reagieren als hochspezialisierte Makrophyten mit außerdem geschützter Oberfläche (LIEBMANN 1951). Hinzu kommt, daß das Monotop einer Pflanze sehr viel größer ist, wodurch die Anzahl der möglichen Standortfaktoren und deren Wechselwirkungen ebenfalls weit größer sind. Daher haben viele unterschiedliche Standortqualitäten für Makrophyten Bedeutung, und die in Kapitel 2 beschriebene Individualität der Fließgewässer bleibt somit für die Makrophyten voll erhalten. Die unterschiedliche Einordnung von *Sium erectum* durch verschiedene Autoren, das gegensätzliche Verhalten von *Callitriche obtusangula* im Speyerbach und in der Moosach u. a. in dieser Arbeit festgehaltenen Differenzen stützen diese Hypothese.

Die überraschenden Ergebnisse in Tab. 22 ergeben sich also aus der begrenzten Anzahl von Fundorten, die außerdem noch in wahrscheinlich gleichen naturräumlichen Einheiten liegen. Nähere Angaben darüber gibt der Autor leider nicht an. Eine Verallgemeinerung wie bei niederen Organismen wäre bei Makrophyten nur dann möglich, wenn aus allen in Mitteleuropa vorhandenen naturräumlichen Einheiten Kartierungsergebnisse vorlägen. Doch würde die statistische Auswertung dieser Daten bei den meisten Arten wahrscheinlich eine derart hohe Streuung ergeben, daß eine Einstufung auch bei höchster Abundanz unmöglich wäre.

6. Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Makrophyten

Aus den bisher erwähnten Fakten ergibt sich schon, daß die Grenzen die Möglichkeiten leider stark einschränken. Dies hat zusammenfassend folgende Gründe:

Ein Bioindikation durch Makrophyten scheitert schon oft an der banalen Tatsache, daß bei Kartierungen keine Pflanzen aufzufinden sind. So waren im Sommer 1980 der Simmerbach völlig ohne Bewuchs, die Lieser, die Kyll, die Our, die Nims, der Hahnen- und der Speyerbach entweder nur mit einer Art oder nur sehr sporadisch besiedelt (vgl. Tab. 10–14). Begründet ist diese Erscheinung zunächst im starken Gefälle, verbunden mit meist geröllartigem Substrat, damit schlechten Verankerungsmöglichkeiten bei gleichzeitig meist starker Beschattung durch Uferbewuchs, besonders durch Wald. Ein Fluß, der solche Bedingungen aufweist, bildet einen noch extremeren Lebensraum als er es ohnehin schon ist, was schon aus diesem Grund zu geringerem Pflanzenbesatz führt. Das fehlende Arteninventar kann aber auch in der Art der Verbreitung der Makrophyten in Fließgewässern begründet liegen. Hierfür ist der Speyerbach ein gutes Beispiel: Zwischen den Abschnitten S 1 und S 2 (vgl. Tab. 11) ist er zu einem Fischteich aufgestaut; der Teich selbst und der Bachlauf stromabwärts sind dicht mit *Callitriche obtusangula* besiedelt. Oberhalb dieses Teiches fehlen diese Pflanzen jedoch vollkommen trotz identischer ökologischer Bedingungen. Dies zeigt, daß sich Makrophyten tatsächlich meist nur vegetativ durch abgerissene und aus einem Stillgewässer ausgeschwemmte Sproßstücke vermehren können (vgl. Kap. 2). Würde es diesen Fischweiher nicht geben, wäre wahrscheinlich der gesamte Speyerbach ohne Makrophytenbesatz. Das Fehlen von Stillgewässern im Einzugsgebiet eines Flußlaufs kann also zusammen mit schlechten Standortbedingungen für die geringe bzw. völlig fehlende Besiedlung verantwortlich sein.

Eine weitere Einschränkung ergibt sich daraus, daß die in Kapitel 4 beschriebenen klassischen Indikatortypen unter submersen Makrophyten, zumindest was die Indikation der Saprobität angeht, nicht anzutreffen sind. Zeiger für Grenzstandorte sind wegen meist zu geringer interspezifischer Konkurrenz bzw. wegen unterschiedlicher Höhe des Konkurrenzdrucks schon in verschiedenen Gewässerabschnitten unter dieser Pflanzengruppe nicht möglich (vgl. Kap. 6.2.). Indikation durch Fehlen ist solange nicht statthaft, wie nicht die Summe aller ökologischen Ansprüche aufgeklärt ist, was bezüglich der abiotischen Standortfaktoren bei weitem noch nicht der Fall ist. Selbst wenn diese bekannt wären, bliebe eine solche Methode wegen der Zufälligkeit in der Zusammensetzung des Arteninventars eines Flusses und der Zufälligkeit bei der Besiedlung eines Flußabschnitts nicht möglich: Mal findet ein solch euryöker, nicht durch ökologische Bedingtheiten in seiner Ausbreitung gehemmter Makrophyt einen Ankerplatz, dann wieder mal nicht, so daß beim Fehlen dieser Art kein Rückschluß auf eine bestimmte Standortqualtität erlaubt ist.

Stenöke Indikatoren für hohe Saprobität, etwa ab der alpha-mesosaproben Stufe sind wegen des Fehlens stärker verschmutzter Stillgewässer in der Phylogenese der verschiedenen Arten ebenfalls nicht zu erwarten (vgl. Kap. 6.4.). Selbst wenn diese Annahme nicht zutreffen sollte, ist es wenig einleuchtend, warum gerade autotrophe Pflanzen für die Indikation bei stark heterotrophen Verhältnissen geeignet sein sollten. Betrachtet man die Inventarlisten bei den verschiedenen Saprobiestufen, z. B. in dem Bestimmungsbuch von Streble & Krauter (1973: 32–39), so fällt auf, daß die Anzahl der geeigneten Zeigerarten aus der Fauna die der Arten aus der Flora bei Wassergüte III und IV bei weitem übertrifft. Erst ab der beta-mesosaproben Stufe, also bei geringerer Saprobität und damit höherer Trophie verlagert sich dieses Schwergewicht etwas zu den autotrophen Pflanzen. Ähnliche Verhältnisse ergeben sich aus der Arbeit von Buck (1971); auch er nennt Mikrophyten hauptsächlich bei niedrigen Belastungsgraden. Aus diesen Tatsachen läßt sich folgern, daß autotrophe Pflanzen zwar sehr gute Indikatoren bei Schwergewicht der Trophie sein können, daß sie aber auch um so schlechter für die Anzeige bei hoher Saprobie geeignet sind, was sicherlich auch für submerse Makrophyten gilt.

Unter diesen Aspekten wundert es nicht, daß alle bisherigen Untersuchungen stenöke Indikatoren nur für geringe Verschmutzungsgrade vermuten lassen. Die anderen klassischen Indikatoreigenschaften sind innerhalb dieser Pflanzengruppe bei weitem nicht so ausgeprägt. Als verwendbare Arten erscheinen demnach für katharobe Bereiche *Potamogeton coloratus* sowie die beiden *Chara*-Arten, für etwas höhere Saprobie die Arten *Potamogeton densus, Hippuris vulgaris* und *Mentha aquatica* (vgl. Kapitel 6.3.3.). Die meisten anderen Submersen verhalten sich, wie die bisherigen Untersuchungen vermuten lassen, zu indifferent gegenüber unterschiedlichen Graden der Belastung. Zwar gibt es eindeutige Verbreitungsschwerpunkte in Flüssen aus der gleichen naturräumlichen Einheit, doch läßt die ausgeprägte Individualität der Fließgewässer, die auch durch eine anthropogene Abwasserbelastung für Makrophyten nicht aufgehoben wird, eine statistische Auswertung mit anschließender Übertragung der Ergebnisse auf andere Gebiete nicht zu. Die gleichen methodischen Schwierigkeiten bestehen prinzipiell auch noch bei der Übertragung der Indikatoreigenschaften der oben erwähnten Pflanzen auf noch nicht untersuchte Fließgewässertypen, obwohl die ausgeprägte Stenökie derartige Schlüsse hier eher zuläßt.

Die geringe Anzahl der geeigneten Arten unter den submersen Makrophyten rechtfertigt nur dann eine weitergehende Untersuchung der Indikatoreigenschaften,

wenn es gelingt, die in Frage kommenden Pflanzen auf bestimmte Schadstoffe und Toleranzgrenzen zu eichen. Dies setzt eine andere, dem Problem besser angepaßte Methodik voraus, um die Schwierigkeiten bei der Dosierung und der Übertragung von im Labor gewonnenen Ergebnissen auf das Freiland auszuräumen. Selbst wenn dies erreicht wird, bleibt eine praktische Anwendung dadurch gefährdet, daß nicht allein eine Abwasserbelastung sondern auch Temperaturgradienten und mechanische Faktoren sowie unterschiedliche Belichtungsverhältnisse die Verbreitung von Submersen limitieren können. Derartige Empfindlichkeiten, die Individualität der Fließgewässer, der weitgehend dem Zufall überlassene Umfang des Arteninventars und die Zufälligkeit in der Besiedlung eines Flußabschnitts erschweren es, selbst eindeutig stenöke Makrophyten für die Bioindikation heranzuziehen.

All diese Schwierigkeiten in der Methodik und bei der praktischen Anwendung der wenigen geeigneten Arten sowie die prinzipiell schlechte Eignung der meisten Submersen im Gegensatz zu anderen, bisher verwendeten Zeigerarten, lassen die Anwendungsmöglichkeiten dieser Pflanzengruppe für die Bioindikation weit hinter die Möglichkeiten, die dem Saprobiensystem offenstehen, zurücktreten.

Literaturverzeichnis

ALTENKIRCH, W. (1977): Ökologie. – Frankfurt/Main, Berlin, München Diesterweg-Salle.

BEER, W.-D. (1971): Über die Möglichkeiten der Ermittlung des ursprünglichen Trophiezustandes in Fließgewässern. – Archiv für Hydrobiol. **8**; 253–263.

BUCK, H. (1971): Statistische Untersuchungen zur Saprobität und zum Leitwert verschiedener Organismen. – Münchner Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiol., **19**.

EISENHUT, E. (1968): Pflanzen als Kennzeichen der Flußverschmutzung. – Jh. Ver. Vaterländ. Naturk. Württ., **123**: 134–139.

ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – 2. Aufl., Stuttgart (Ulmer).

ELSTNER, H.-J. (1962): Seetypen, Fließgewässertypen und Saprobiensystem. – Internat. Verein. Limnol., **13**: 211–218.

– (1966): Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässerbeurteilung in Mitteleuropa. – Verh. Intern. Verein. Limnol., **16**: 759–785.

GESSNER, F. (1955 a): Hydrobotanik, Band I. – Berlin (VEB Verlag).

– (1955 b): Hydrobotanik, Band II. – Berlin (VEB Verlag).

GLÄNZER, U. (1973): Experimentelle Untersuchungen über das Verhalten submerser Makrophyten bei NH^{+}_{4}-Belastung. – Verh. Ges. Ökologie, 3175–179.

GLÄNZER, U.; HABER W. & KOHLER, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. – Arch. Hydrobiol., **79** (2): 193–232.

GRUBE, H.-J. (1975): Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen und ihre Beziehung zur Gewässerverschmutzung. – Hydrobiol. Arch., **45** (4): 376–456.

HABER, W., KOHLER, A. (1972): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit höheren Wasserpflanzen. – Landschaft und Stadt H. **4**: 159–167.

KOHLER, A. (1972): Zur Ökologie submerser Gefäßmakrophyten in Fließgewässern. – Ber. deutsch. bot. Ges., **84**: 713–720.

– (1974): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes. – Hoppea: Denkschrift regensburg. bot. Ges., **33**: 171–232.

– (1975 a): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. – Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl., **34**: 149–159.

– (1975 b): Veränderungen natürlicher submerser Fließwässervegetation durch organische Belastung. – Daten u. Dokumente zum Umweltschutz, Universität Hohenheim, **14**: 59–66.

— (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließgewässer-Ökosystemen. — Verh. Ges. Ökologie, Wien.
— (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. — Landschaft und Stadt, **10** (2): 73–85.

KOHLER, A., VOLLRATH, H., BEISL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließgewässersystem Moosach (Münchner Ebene) — Arch. Hydrobiol., **69**: 333–365.

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

KOHLER, A., ZELTNER, G. (1974): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzerwaldes. Hoppea: Denkschrift der regensburg. bot. Ges. , **33**: 171–232.

KOHLER, A., LABUS, B. (1976): Die Wirkung anionenaktiver Tenside auf submerse Wasserpflanzen. — Daten und Dokumente zum Umweltschutz Univ. Hohenheim, **19**: 141–152.

KUTSCHER, G., KOHLER, A. (1976): Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchner Ebene). — Ber. bayer. bot. Ges., **47**: 175–228.

LABUS, B., SCHUSTER, H., NOBEL, W., KOHLER, A., ( ): Wirkung von toxischen Abwasserkomponenten auf submerse Makrophyten. — Angewandte Botanik, **51**: 17–36.

LIEBMANN, H. (1951): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Band I. — München (Oldenburg).

MATTES, H., KREEB, K. (1974): Die Nettophotosynthese von Wasserpflanzen, insbesondere von *Potamogeton densus,* als Indikator für die Verunreinigung von Gewässern. — Angewandte Botanik, **48**: 287–297.

MÜLLER, P. (1980): Biogeographie. — Stuttgart (Ulmer).

RUTTNER, F. (1962): Grundriß der Limnologie. — Berlin (de Gruyter).

SCHAUER, T., CASPARI, C. (1978): Pflanzenführer. — München (BLV).

SCHMEIL-FITSCHEN (1976): Flora von Deutschland. — 86. Aufl., Heidelberg (Quelle & Meyer).

SCHWERDTFEGER, F. (1975): Synökologie. — Hamburg-Berlin (Parey).

SCHWOERBEL, J. (1977): Einführung in die Limnologie. — 3. Aufl. Stuttgart-New York (Schattauer).

SPERBER, H. (1980): Vorlesung über Vegetationskunde SS 1980. — Bad Kreuznach.
— (1981): Anthropogene Einflüsse auf Fließgewässer. Mündliche Mitteilungen. — Bad Kreuznach.

STREBLE, H., KRAUTER, D. (1973): Das Leben im Wassertropfen. — Stuttgart (Franckh).

SCHUSTER, H., KREEB, K. (1976): Indikation von Schwermetallschädigungen an höheren Wasserpflanzen über den CO_2-Gaswechsel. — Daten und Dokumente zum Umweltschutz Universität Hohenheim, **19**: 133–140.

WALTER, H. (1968): Vegetation der Erde, Band II. — Jena (Fischer).

WIEGLEB, G. (1979): Der Zusammenhang zwischen Gewässergüte und Makrophytenvegetation in niedersächsischen Fließgewässern. — Landschaft und Stadt, **11** (1): 32–35.

WILMANNS, O. (1978): Ökologische Pflanzensoziologie. — 2. Aufl. Heidelberg (Quelle & Meyer).

(Bei der Schriftleitung eingegangen am 2. 11. 1981)

Anschrift des Verfassers:
Winfried Werle, Klinckstraße 38, D-6580 Idar-Oberstein.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen der POLLICHIA

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: 70

Autor(en)/Author(s): Werle Winfried

Artikel/Article: Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern 125-168