

GEWÄSSERBEURTEILUNG UND IMMISSIONSSCHUTZ

Otto MOOG

1. EINLEITUNG UND RECHTLICHE SITUATION

Die Bundesregierung vollzieht mit der Novelle 1990 des Wasserrechtsgesetzes 1959 (WRG) den Schritt von der bloß nutzungsadäquaten Betrachtung des "Wassers" zum "Gewässer als Lebensraum" und fördert einen ökologisch fundierten, nachhaltigen Umgang mit dem aquatischen Lebensraum. Eine in dieser Beziehung eindeutige Stellungnahme gibt der Artikel 3 im Paragraphen 30 WRG. Darin wird festgestellt, daß der Gesetzgeber unter "Gewässer" das **Gewässer in seiner Gesamtheit** (Wasserwelle, Bett, Grundwasser und Ufer), im **ökologischen Gefüge**, versteht. In diesem Paragraphen wird unter "Schutz der Gewässer" die "Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Gewässers und der für die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers maßgeblichen Uferbereiche sowie der Schutz des Grundwassers" verstanden. Im §105 wird der "ökologischen Funktionsfähigkeit" sogar der Status eines öffentlichen Interesses eingeräumt.

Die praktische Umsetzung dieser Grundsätze wird insoferne erschwert, als bis Ende 1994 weder die **natürliche Beschaffenheit** noch die **ökologische Funktionsfähigkeit** näher definiert wurden. Die bisherige Rechtsauffassung beschränkt sich im wesentlichen auf die Einhaltung der im §33 festgehaltenen **Emissions- und Immissionsregelung**. Die bisher praktizierte Vorgangsweise trägt trotz prinzipiell legislatisch verankerter Möglichkeiten einer gewässerspezifischen Auslegung der Individualität einer Gewässerstrecke nicht Rechnung. Dies kann im Einzelfall zu unzulässigen Belastungen der Natur, aber auch zu unzumutbaren betriebsinternen Vorschriften führen.

2. EMISSIONS- UND IMMISSIONSBETRACHTUNG

Unter Reinhaltung der Gewässer versteht der Gesetzgeber die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht. Als Verunreinigung wird jede Beeinträchtigung dieser Beschaffenheit und jede Minderung des Selbstreinigungsvermögens verstanden (§ 30 (2)).

Die "Allgemeine Abwasseremissionsverordnung 1991" stellt Grundsätze für die Behandlung von Abwässern und wasserwirtschaftliche Anforderungen an die Abwasserbehandlung auf. Für Abwassereinleitungen in Gewässer und in Kanalisationen werden durch Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft bundesweit verbindliche, am Stand der Technik orientierte, branchenspezifische Emissionswerte als Mindestanforderung festgelegt. Die **Emissionsbetrachtung** ist vom Gewässertyp des Vorfluters unabhängig; strengere Vorschriften sind im Einzelfall nach Maßgabe der örtlichen Verhältnisse möglich. Im Praxisfall gilt als grobe Richtschnur, daß ab einem Verdünnungsverhältnis von über 1:10 zwischen dem konsensgemäßen Trockenwetterabfluß der Kläranlage und dem Niedrigwasserabfluß Q_{95} des Vorfluters meist die Emissionsbegrenzung auf der Basis der gesetzlichen Mindestanforderungen maßgeblich ist.

Die **Immissionsbetrachtung** hingegen nimmt Bezug auf die Vorfluterhältnisse, beschränkt gemäß dem letzten Vorschlag der Immissionsverordnung die gewässertypologische Unterteilung aber bloß auf zwei Kategorien: Flachland- und Berglandgewässer. Bis zum Erlaß der Immissionsverordnung regelt die Vorläufige Richtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft 1987 (ImRI) die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern.

Die Immissionsregelung legt den Mindestgütestandard eines Gewässers fest. Ein Überschreiten der Immissionsgrenzwerte löst Anpassungserfordernisse bei der Abwasserreinigung im Gewässereinzugsgebiet aus. Die besondere Schutzwürdigkeit des Grundwassers findet ihren Niederschlag in der

Festlegung von Schwellenwerten für zahlreiche Parameter in der Grundwasserschwellenwertverordnung 1991.

Obwohl die immissionsbezogene Betrachtungsweise sehr wertvoll für den Gewässerschutz sein kann, ist eine allgemein gültige Zuordnung von physikalisch-chemischen Grenzwerten zu biologischen Güteklassen in der nötigen Prägnanz nur bedingt möglich. Ohne Zweifel bestehen zwischen der biologischen Güte des Gewässers und seiner physikalisch-chemischen Beschaffenheit Zusammenhänge, jedoch kann die Analyse chemischer Variabler nur Auskunft über einen Teilaspekt der Wasserqualität und nicht über die "Gewässergüte" geben. Selbst bei genauester statistischer Absicherung der empirisch hergeleiteten Zuordnung von chemischen Grenzwerten zu bestimmten Güteklassen muß man sich der Tatsache bewußt sein, daß selbst eine sogenannte wasserchemische "Vollanalyse" nur einen Bruchteil der im Wasser enthaltenen Inhaltsstoffe erfaßt und auch keine Beurteilung synergistischer Effekte zuläßt. Darüber hinaus erfassen die chemischen Messungen nur in den wenigen Einzelfällen langjähriger Dauerregistrierungen den gewaltigen Schwankungsbereich natürlicher und anthropogen beeinflusster Konzentrationsereignisse.

Die mögliche Dynamik der Verteilung chemischer Inhaltsstoffe wird am Beispiel der Phosphorkonzentrationen der Glan deutlich (Abb. 1; Daten aus HABERL & ZEROBIN, 1986).

Ohne Kenntnis der natürlichen Grundfracht, der Tagesperiodik, der saisonalen Schwankungen und der Dauer der Minimal- und Maximalkonzentrationen ist eine detaillierte Aussage über die Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft im Fließgewässer nicht möglich. Darüber hinaus ist die Angabe von chemischen Frachten nur bei Vorliegen einer Dauerpegelmeßstelle möglich. Eine Hochrechnung der Ergebnisse chemischer Momentaufnahmen mit Einzeldaten oder Modelldaten der Wasserführung gibt nur im Glücksfall ein einigermaßen grobes Abbild der tatsächlichen Situation.

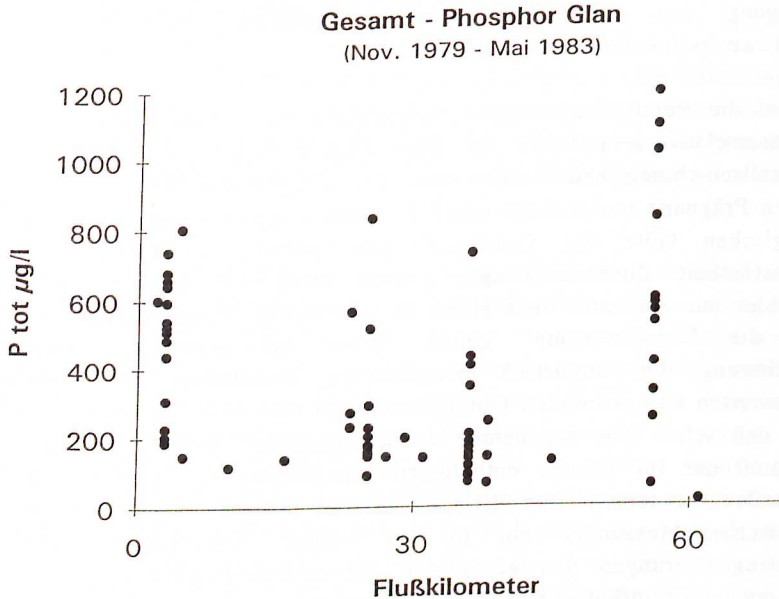


Abbildung 1: Messungen der Phosphorkonzentration an der Glan

Auf diese Weise können im Zuge der Immissionsbetrachtung durchaus positive Lösungen der Abwasserentsorgung abgelehnt werden, weil irrtümlich auf Überschreitung der Grenzwerte geschlossen wird. Es kann sich aber auch ein bewilligtes Vorhaben extrem negativ auf ein Gewässer auswirken, wenn die tatsächlichen Belastungsverhältnisse nicht richtig abgeschätzt wurden.

Ein Beispiel zur Problematik der Gleichsetzung von Wassergüte- mit Gewässergüteklassen soll im Hinblick auf die Phosphorgehalte aufgezeigt werden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Gleichsetzung von Wassergüte- mit Gewässergüteklassen am Beispiel des Gesamtphosphors

Güte- klasse	BMLF 1982*)	Gesamtphosphor ($\mu\text{g/l}$)			M 6250 Trinkwasser	M 6230 Bade- wasser
		Immissions- richtlinie 1987	Immissions- verordnung**)			
			Bergland	Flachland		
I	< 35					
II	36-81	200	70	150	33	100
II-III	82-196					
III	196-261					
III-IV	262-327					
IV	> 327					

*) BMLF (1982), zit. aus PECHLANER (1985), **) Vorschlag Juni 1993

Aus dem Vergleich dieser Werte geht die prinzipielle Akzeptanz von Wassergütesituationen schlechter als Güteklasse II hervor: Die Grenzwerte für Phosphor entsprechen in der ImVO für Flachlandgewässer dem Wassergütebereich II-III (der Auffassung von 1982). Eine Umlegung des Grenzwertes der ImRL 1987 auf die Auffassung des BMLF 1982 ergibt sogar Güteklasse III.

Diese Nährstoffbereiche decken sich zwar mit einem Teil der natürlichen Gegebenheiten, bieten aber für andere Gewässertypen eine unzumutbar hohe Belastung der chemischen Wasserqualität. Beispielsweise stellt für Populationen der Flußperlmuschel ein Phosphorgehalt zwischen 20-35 $\mu\text{g/l}$ das ökologische Optimum dar. Sie sind im Hinblick auf die Reproduktion gefährdet, wenn der Phosphorwert 60 $\mu\text{g/l}$ übersteigt (MOOG et al., 1993).

Die Festlegung von Grenzwerten allein erscheint problematisch, besonders wenn man die unterschiedlichen Auffassungen der Autoren betrachtet. Ein weiteres Beispiel dazu gibt Tabelle 2, welche beispielhaft die Zuordnung von BSB₅-Werten zu Gewässergüteklasse II zeigt.

Tabelle 2: Zuordnung von BSB5-Werten(-Bereichen) in mg/l zu Gewässergüteklasse II (Die Zitate wurden MOOG, 1989 entnommen.)

KOLKWITZ & MARSSON	3-5,5
LEITHE	3-4
ROTHSCHEIN	2,7
SIMANOV	<10
CLAUSWITZER	<10
HAMM	2-4
KLOTTER & HANTGE	3-5,5
LAWA	2-6
BMLF 1982	2-5
JUNG & MOOG	1-3
Immissionsrichtlinie 1982	<3
Immissionsverordnung (Entwurf 6/93)	
Typ A (Berglandgewässer)	<3,5
Typ B (Flachlandgewässer)	<6

Aus dem Gezeigten folgt, daß im Zuge der Immissionsbetrachtung **keine starren Grenzwerte** - deren Einhaltung mittels Mischungsgleichungen "genau ausgerechnet" werden kann - verwendet werden sollten. Als Ausweg empfiehlt sich die Abkehr von der starren Grenzwertbetrachtung hin zu einer **gewässerspezifischen Festlegung von Qualitätszielen**. Für eine grobe Vorabschätzung eines Qualitätszieles können die bestehenden Grenzwerte herangezogen werden. Statt einer Berechnung der wasserwirtschaftlich möglichen oder notwendigen Aktionen ist die Betrachtung des gewässerspezifischen Einzelfalles die ökologisch sinnvollste Lösung.

Prinzipiell sollten Grenz- und Schwellenwerte so streng bemessen sein, daß auch ohne wissenschaftliche Studie eine Gefährdung der Umwelt oder des Gemeindegebrauches auszuschließen ist. Können die Grenzwerte auf Grund der Natursituation oder einer speziellen Toleranz der Zönosen ohne Gefährdung der Umwelt über- oder unterschritten werden, ist dies mit einer wissenschaftlichen Untersuchung der ökologischen Funktionsfähigkeit zu belegen.

3. SAPROBIELLE GEWÄSSERGÜTE

Unter biologischer (oder saprobieller) Gewässergüte wird im gegenwärtigen Sprachgebrauch die Belastung eines Gewässers mit organisch leicht abbaubaren Inhaltsstoffen verstanden. Im Einzelfall werden die Biozönosen und auch der "Gütezustand" eines unbelasteten Gewässers weitgehend vom Gewässertyp geprägt: die geographische Lage, der geologische Untergrund sowie topographische, geochemische und hydrologische Eigenschaften führen auch ohne saprobielle Belastung zu deutlichen natürlichen Besiedlungsunterschieden. Kleinräumig bestimmen Strömung, Choriotopverteilung, Sauerstoffgehalt, Thermik, Nahrungssituation, partikuläres organisches Material und Kohlenstoff:Stickstoff:Phosphor-Verhältnisse die arten- und mengenmäßige Zusammensetzung von Biozönosen und damit den saprobiologischen Aspekt (die Gewässergüte) unterschiedlicher Bachtypen.

Die Gewässergüte wird in vier Güteklassen und drei Zwischenstufen dargestellt:

Güteklasse	wissenschaftliche Bezeichnung	Signalfarbe in der Gewässergütekarte	Belastungsstufe mit organisch leicht abbaubarer Substanz
I	oligosaprob	blau	un- bis sehr gering belastet
I-II	oligo/betamesosaprob	blau/grün	gering belastet
II	betamesosaprob	grün	mäßig belastet
II-III	beta/alphamesosaprob	grün/gelb	kritisch belastet
III	alphamesosaprob	gelb	stark verschmutzt
III-IV	alpha/polysaprob	gelb/rot	sehr stark verschmutzt
IV	polysaprob	rot	übermäßig verschmutzt

Die biologischen Gewässergüteklassen I, I-II, II und teilweise II-(III) entsprechen den natürlich vorkommenden Belastungssituationen, wobei mit zunehmender Flußlänge der Belastungsgrad zunimmt (Tabelle 3).

Tabelle 3: Typus- bzw. strukturegebener saprobieller Grundzustand von Gebirgs-, Berg-, und Flachlandbächen:

FLIEßGEWÄSSERTYP	GEWÄSSERGÜTEKLASSE
Gebirgsbäche	< I
Bergbäche, Oberläufe	I, I-II
Mittelgebirgsbäche, Mittelläufe	I-II
große Unterläufe des Rhithrals	I-II, -II
Unterläufe des Potamals, Hauptast	I-II, II
Begleitgewässer potamaler Strecken	II, II-(III)
Augewässer, Grundwassereinfluß	I, I-II
Augewässer mit großen Einzugsgebiet	II, II-(III)

Während Hochgebirgsgewässer oberhalb der Baumgrenze kaum zehrende Substanzen mit sich führen, können Unterläufe von Natur aus eutroph und mäßig belastet sein. Entscheidend für den Stoffhaushalt natürlicher Gewässer ist, daß aufbauende Prozesse mit Abbauvorgängen im Gleichgewicht stehen. Schlechtere Gütesituationen, die etwa den Verhältnissen der Güteklassen III, III-IV und IV entsprechen, treten in der unbeeinflussten Natur nur im Mikromilieu auf. Großflächig finden sich Gütebereiche dieser starken Belastungsstufen nur in anthropogen beeinflussten Gewässern. Hier überwiegen Abbauprozesse, die zu Sauerstoffschwund oder gar Fäulnis führen. Bedingt durch die Vielfalt von Fließgewässern im ländlichen Raum muß jede starre Ausrichtung auf eine vom Gewässertyp unabhängig vorgeschriebene biologische Güteklasse kritisiert werden. Während die meßbare Güteklasse II für einen Gebirgsbach eine außerordentliche hohe und Sinne des §105 lit. m WRG unerwünschte Belastung darstellt, kann ein Tieflandgraben selbst ohne anthropogene Belastung diese Gewässergüte mitunter schwer erreichen.

Zum Thema "Güteziel-Güteklasse II" findet sich im "Prioritätenereiß" des BMLF vom 3. Feber 1993 bezüglich der "Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit" folgende Feststellung: Die ökologische Funktionsfähigkeit wird im wesentlichen durch Abwassereintrag und Regulierungsmaßnahmen beeinflusst. Sofern keine eingehenden ökologischen Erhebungen durchgeführt werden, kann davon ausgegangen werden, daß für den Teilbereich Abwasserbelastung die ökologische Funktionsfähigkeit nicht wesentlich beeinträchtigt ist, wenn die biologische Gewässergüteklasse II nachgewiesen wird.

4. ÖKOLOGISCHE FUNKTIONSFÄHIGKEIT

Obwohl die Immissionsbetrachtung inklusive der saprobiellen Gewässergütebeurteilung den Vorteil gesetzlicher Verankerung hat, ist sie nur ein Teil einer umfassenden Gewässerqualität und beschreibt nur einen Aspekt des ökologischen Gesamtgefüges. Einen geeigneten Weg zur Überwindung der engen Schranken der Grenzwertproblematik stellt die Beurteilung der **ökologischen Funktionsfähigkeit** dar. Die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässernetzes basiert darauf, daß die natürlich am und im Gewässer vorkommenden Tier- und Pflanzenarten bodenständige Gemeinschaften (autochthone Bestände) ausbilden können. Die Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich in der quantitativen und qualitativen Veränderung der Biozöosen, die bis zum Ausfall autochthoner Arten oder zum Auftreten gänzlich neuer Arten führt. Eine nachhaltige (tragfähige) Nutzung limnischer Lebensräume impliziert, daß die Umweltkapazität dieser Ökosysteme nicht überfordert wird und die ökologische Funktionsfähigkeit erhalten bleibt.

Durch die Schöpfung des Begriffes der ökologischen Funktionsfähigkeit wird das Anliegen des modernen Gewässerschutzes die Gewässerökosysteme zu erhalten, zu sichern bzw. nachhaltig zu nutzen, gesetzlich festgeschrieben. Die ökologische Funktionsfähigkeit wäre dann gewährleistet, wenn das Wirkungsgefüge zwischen dem in diesem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung so beschaffen

ist, wie es der durch Selbstregulation gesteuerten natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps entspricht. Bei der Beurteilung von Eingriffen, Nutzungen und anderen anthropogenen Einflüssen ist daher vorrangig die dadurch bewirkte Veränderung der Distanz zwischen dem Ist-Zustand und dem naturgemäßen Zustand (Leitbild) zu berücksichtigen.

Gleichsam als Synthese dieser Ansätze lautet die Definition der ökologischen Funktionsfähigkeit in der ÖNORM M 6232: Das Instandesein zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps (Erhaltung von Regulation, Resilienz und Resistenz).

Für die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit ist je nach Fragestellung die Bearbeitung folgender Fachbereiche bzw. Indikatorgruppen u. U. notwendig: Hydrologische Situation, ökomorphologische und strukturelle Situation (Strukturökologie); Kontinuumsproblematik; je nach Fragestellung zutreffende Milieufaktoren (Klima, physiographische Faktoren etc.); chemisch-physikalischer Zustand, Wassergüte; Gewässergüte; Toxizität; Flora und Fauna: Bakterien und Pilze, Algen, Moose und Makrophyten, Ufer- und Umlandvegetation, Protozoa und Mikrobenthos, Meiobenthos, Makrozoobenthos, terrestrische Ökotongesellschaften, Fische, Amphibien, Vögel, weitere an den Lebensraum assoziierte Wirbeltiere wie z.B. Kleinsäuger, Fischotter, Biber.

4.1. Beurteilungsmöglichkeiten der ökologischen Funktionsfähigkeit

Einen Schritt zur praktischen Umsetzung, die von Seiten der Wissenschaft und der Verwaltung gleichermaßen akzeptiert werden könnte, führen CHOVANEC et al. (1994) durch. Sie präsentieren eine Diskussionsgrundlage methodischer Vorgangsweisen auf Basis mehrerer Untersuchungselemente, wobei die aktuelle Umsetzungsmöglichkeit im Vordergrund der Auswahl steht. Sie unterscheiden in bewußter Anlehnung an bestehende Konzepte sieben Stufen der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit.

Auf diese Weise - unterstützt durch die Möglichkeit einer farblichen Darstellung (blau, grün, gelb, rot) - soll die bekannte Signalwirkung der Gewässergüteklassen, Ökomorphologieklassen und ähnlicher Systeme auch hier eine einprägsame Darstellung der Situation ermöglichen.

Eine Darstellung der stufenweisen Abweichung der ökologischen Funktionsfähigkeit vom Naturzustand gibt Tabelle 4.

Tabelle 4: Stufenweise Abweichung der ökologischen Funktionsfähigkeit vom Naturzustand

STUFE	ÖKOLOGISCHE FUNKTIONSFÄHIGKEIT
1	uneingeschränkt
1-2	geringfügig beeinträchtigt
2	mäßig beeinträchtigt
2-3	wesentlich beeinträchtigt
3	stark beeinträchtigt
3-4	sehr stark beeinträchtigt
4	nicht gegeben

Gerade im Zuge von Überlegungen zum Gewässerschutz kommt dieser Art einer ökologischen Gesamtschau größte Bedeutung zu. Der wichtige Vorteil einer Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit ist die Einbindung einer Problemlösung in ein ökologisches Gesamtkonzept. Neben der Flora und Fauna, den Biozönosen, sollen relevante Milieufaktoren einbezogen werden (Tabelle 5, nach ÖNORM M 6232).

Von entscheidender Bedeutung für eine Gesamtbeurteilung ist die Tatsache, daß die einzelnen Untersuchungskriterien jeweils bloß einen Teilaspekt der Funktionsfähigkeit wiedergeben. Eine Gesamtbeurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit hat in einem integrierenden Schritt zu erfolgen. Dieser Prozeß kann nicht normiert werden und wird sehr stark vom jeweiligen Leitbild geprägt.

Tabelle 5: Fachgebiete zur Abschätzung der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit.

FACHGEBIET	VERWENDETE KRITERIEN	DARSTELLUNG
Hydrologie	Abweichung vom natürlichen Abflußgeschehen	verbal
Gewässermorphologie und Sedimentcharakteristik	Hemerobiegrade Abweichung vom Naturzustand	7 Stufen verbal
Uferbewuchs	Abweichung vom Naturzustand	verbal
Fließkontinuum	Abweichung vom Naturzustand	verbal
physikalisch-chemischer Stoffhaushalt	Immissionsverordnung	Grenzwerte
Vitalität und Ökotoxikologie	Schwellenwerte	Verdünnungsfaktor
Saprobologie	Gewässergüteklassen, saprobieller Grundzustand	7 Stufen
Makrophyten und Algen	Abweichung vom Naturzustand saprobieller Grundzustand, Differentialartendiagnose	verbal 7 Stufen
Biozönotischen Analysen funktioneller ökosystemarer Zusammenhänge in bezug auf		
Makrozoobenthos und Fische	4 Beurteilungskriterien 3 (4) Beurteilungskriterien	7 Stufen 7 Stufen
Pflanzen- und Tierwelt des gewässerbezogenen Umlandes	Abweichung vom Naturzustand	verbal

4.2. Kriterien einer abgestuften Beurteilung auf biozönotischer Basis (Makrozoobenthos)

Die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit aus der Sicht der Zoozönosen fußt auf folgenden Kriterien:

Arteninventar

Das Arteninventar ist das Resultat faunengeschichtlicher Entwicklungen und zönotischer Reaktionen auf das natürliche Gefüge von Umwelt-Einflüssen. Das oberste Ziel des Gewässerschutzes muß daher die Sicherung und Erhaltung des Artenbestandes sein. Aussterben und/oder Neueinbürgerung/Neueinwanderung von standortuntypischen Arten sind als Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionsfähigkeit anzusehen. Im Sinne einer Bewertung der Funktionsfähigkeit ist die Reversibilität solcher Entwicklungen bzw. Eingriffe zu prüfen. Falls man eine Art neu aussetzt, wird zu prüfen sein, ob sie reproduktionsfähig bleibt und ob sie mit benachbarten Populationen in Genaustausch treten kann (Verhinderung von Isolation und Inzucht).

Wie auch alle folgenden Bewertungen, geht die Beurteilung der Artenzahl als Kriterium der ökologischen Funktionsfähigkeit von einem Sollzustand (Leitbild, "target list") aus. Ein vollständiges Arteninventar ist Hinweis auf unbeeinträchtigte ökologische Funktionsfähigkeit (Abbildung 2). Das Inventar der zur Bewertung der Funktionsfähigkeit geeigneten Arten oder Biozönosen sieht in den einzelnen geographischen Regionen bzw. Gewässertypen unterschiedlich aus.

Für die typologische Eingrenzung im Zuge der Erarbeitung einer Leitbildzönose hat sich die Verwendung der von MOOG & WIMMER (1990) vorgeschlagenen Kriterien bewährt. Faunistische Angaben typologisch ähnlicher Gewässerstrecken können der Fachliteratur, der "grauen Literatur" (Gutachten, Studien, Beweissicherungen, etc.) und Publikationen der Behörden entnommen werden. Allein die Untersuchungen im Rahmen der Gewässergüteerhebungsverordnung, der Landes-Gütemeßstellen, der Kläranlagenüberwachung und andere Erhebungen überstreichen etwa 4000-

5000 Gewässerstrecken in Österreich. Informationen über die in Österreich vorkommenden Makrozoobenthosarten, deren saprobielle Indikatorfunktion, Verteilung innerhalb der biozönotischen Regionen sowie Zugehörigkeit zu Ernährungstypen gibt das vom BMLF herausgegebene Werk "Datensammlung und Einstufungskatalog zur Autökologie aquatischer Organismen Österreichs", (MOOG, 1994 b). Ein bloßer Vergleich von Artenzahlen und/oder Diversität ist unzureichend, da erst eine Analyse des Artengefüges Aufschluß über Schädigung oder Wiederherstellung einer Biozönose bringt. BÖTTGER & PÖPPERL (1992) belegen diese Feststellung mit Befunden aus Norddeutschland und kommen zu dem Schluß: "Hohe Artenzahlen sind nicht unbedingt Ausdruck großer Naturnähe. Sie können auch das Ergebnis eingewanderter euryöker, eurytoper Vertreter von "Ersatzgemeinschaften" sein."

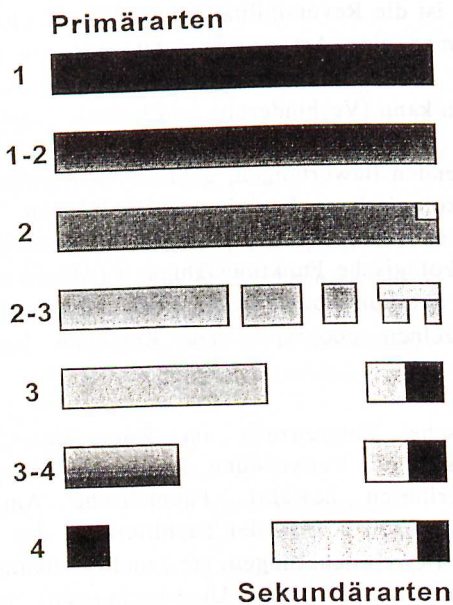


Abbildung 2: Arteninventar

Dominanzstruktur

Die Dominanzstruktur einer Organismengemeinschaft reflektiert die natürlich eingependelte Arten-Individuen-Verteilung, die Ausprägung des Arteninventars unter rezenten Verhältnissen. Bedingt durch ein jeweils gewässertypisches Grundmuster einer saisonalen Abfolge von Faunen- und Florenaspekten (Entwicklungszyklen), die einer Modifikation durch zahlreiche stochastisch auftretende Variable unterliegt, wird es in der Praxis kaum möglich sein, ohne Referenzstelle das Auslangen zu finden. Liegt solch eine unbeeinträchtigte Fließstrecke nicht vor, muß man sich bei der Analyse der ökologischen Funktionsfähigkeit zumindest auf die dominanten Vertreter der jeweiligen Biozönose konzentrieren, die selbst bei geringer Stichprobenanzahl hinreichend genau erfaßt werden können (Abbildung 3).

Arten- und Biomasse-Abundanz

Die Abundanz, die flächenbezogene Individuenhäufigkeit oder Biomasse, gibt Auskunft über standörtlich ausgeglichene, fördernde bzw. hemmende Einflüsse. Beispielsweise kann saprobielle Belastung zu einer Abundanzzunahme führen. Ebenso ist ein Anstieg des Deckungsgrades von Algen und/oder Wasserpflanzen und, damit oftmals verbunden, ein Anstieg der zoobenthischen Biomasse, die Folge von eutrophierenden Prozessen. Eine Abundanzabnahme kann sowohl indirekt durch Flächenverlust (Verkleinerung des überströmten Bachgrundes in Restwasserstrecken; Einengung des Auen/Überschwemmungsgebietes bei wasserbaulichen Maßnahmen für Schifffahrt, Hochwasserschutz, Landgewinnung, Aufstau, etc.) als auch direkt, beispielsweise mechanisch durch Schwall bzw. chemisch durch toxische Einflüsse erfolgen.

Ernährungstypen

Die Analyse der Ernährungstypen erlaubt eine dynamische Sicht der ökologischen Zusammenhänge der Aufbau-, Umbau- und Mineralisationsprozesse. Diese laufen bei ungestörten Verhältnissen in einem Fließgleichgewicht ab, welches sich im Längenschnitt eines Gewässers durch die Relation von Assimilation zu Respiration beschreiben läßt. Da diese Vorgänge in Fließgewässern an der Sohle und im Lückensystem ablaufen, sind sie methodisch schwer erfassbar. Die

Ernährungstypenverteilung bietet die Möglichkeit einer indirekten Beurteilung dieser Prozesse. Verschiebungen des gewässertypischen Fließgleichgewichtes von Produktions- und Abbauleistung zeugen von einer Störung, die an der bekannten Soll-Zusammensetzung gemessen wird.

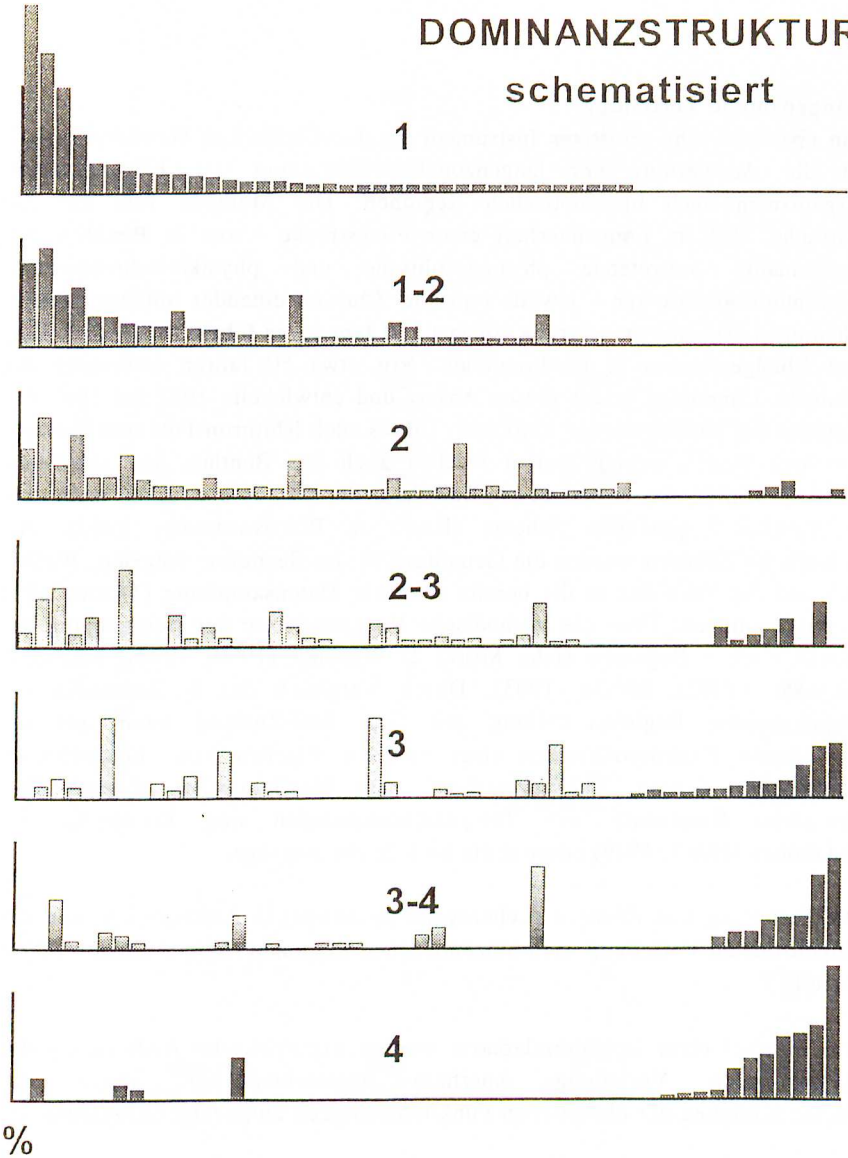
Zum Verständnis der Nahrungsbeziehungen empfiehlt sich die Einteilung der Konsumenten in "funktionelle Ernährungstypen" (verändert nach CUMMINS (1973, 1974), CUMMINS & KLUG (1979), MERRITT & CUMMINS (1984), (Tabelle 6).

Tabelle 6:

ERNÄHRUNGSTYP	NAHRUNGSQUELLE
Weidegänger, Raspler und Kratzer	epilithische Algen, Biofilm endo- und epilithische Algen, tw. lebendes Pflanzengewebe
Blattminierer	Wasserpflanzenblätter
Zellstecher	Algen- und Wasserpflanzenzellen
Holzfresser	Totholz
Zerkleinerer	Fallaub, Pflanzengewebe, CPOM*)
Detritusfresser	sedimentiertes FPOM*), tw. Biofilm
Filtrierer	schwebendes FPOM, CPOM, Beute
aktive Filtrierer	Wasserstrom wird aktiv erzeugt
Strudler	schwebendes FPOM, Mikrobeute
passive Filtrierer	Wasser wird mit Hilfe der Strömung gefiltert
Räuber	Beute
Parasiten	Wirt
Allesfresser	keine Nahrungspräferenz
sonstige Ernährungstypen	nicht in obiges Schema einstuftbar

*) CPOM: grobpartikuläres organisches Material; FPOM: feinputikuläres organisches Material

DOMINANZSTRUKTUR schematisiert



%

Abbildung 3: Dominanzstruktur

Längenzonale Verteilung

Ein ebenfalls sehr sensitives Instrument der biozönotischen Gewässeranalyse ist die Auswertung der längenzonalen Verteilung der Fließgewässer-Organismen nach biozönotischen Regionen. Die Methode fußt auf der Tatsache, daß im Längenverlauf einer Fließstrecke - und in Reaktion auf gesetzmäßig auftretende physiographische und physikalisch/chemische Kontinuumsänderungen - jeweils typische Zönosen einander ablösen. Dieses Phänomen erkannte man bereits vor fast 130 Jahren; es führte zur Unterteilung von Fließgewässern in Fischregionen. Vor etwa 50 Jahren erweiterte der deutsche Limnologe ILLIES diesen Ansatz und entwickelte 1952 bis 1961 das Konzept der biozönotischen Regionen. Dieses auch Rhithron-Potamon-Konzept genannte System bezieht neben Fischen auch das Benthos und abiotische Umweltvariable ein; es ordnet die Bewohner der Gewässerstrecken nach dem in Tabelle 7 gezeigten Schema (ILLIES & BOTOSANEANU, 1963). Als zusätzliche Zönosen wurden die Gemeinschaft der Seenufer, Altarme, Weiher etc. und der Seeböden in die bereits erwähnte Datensammlung (MOOG, 1994 b) aufgenommen. Über die methodische Vorgangsweise der Bestimmung der biozönotischen Regionen siehe MOOG & WIMMER (1990, 1994), MOOG & GRASSER (1992), MOOG (1993). Durch Vergleich des Ist-Zustandes der längenzonalen Regionsverteilung mit dem Soll-Zustand kann auf die ökologische Funktionsfähigkeit einer makrobenthischen bzw. Fisch-Zönose geschlossen werden. Die Ermittlung einer biozönotischen Region über abiotische Kennwerte wie Temperaturamplituden und Breiten/Gefälle-Relationen (HUET, 1949) erhärtet die biologische Aussage.

Die Einteilung von Zönosen (Lebensgemeinschaften) in Abhängigkeit von der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen (Längenzonation) gibt Tabelle 7.

Am Beispiel einer Epirhithralzönose werden hypothetische Änderungen der längenzonalen Verteilung innerhalb unterschiedlicher Stufen der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit aufgezeigt (Abbildung 4).

**ÄNDERUNGEN DER LÄNGENZONALEN VERTEILUNG IN
UNTERSCHIEDLICHEN STUFEN DER BEEINTRÄCHTIGUNG
(SCHEMATISIERTE)**

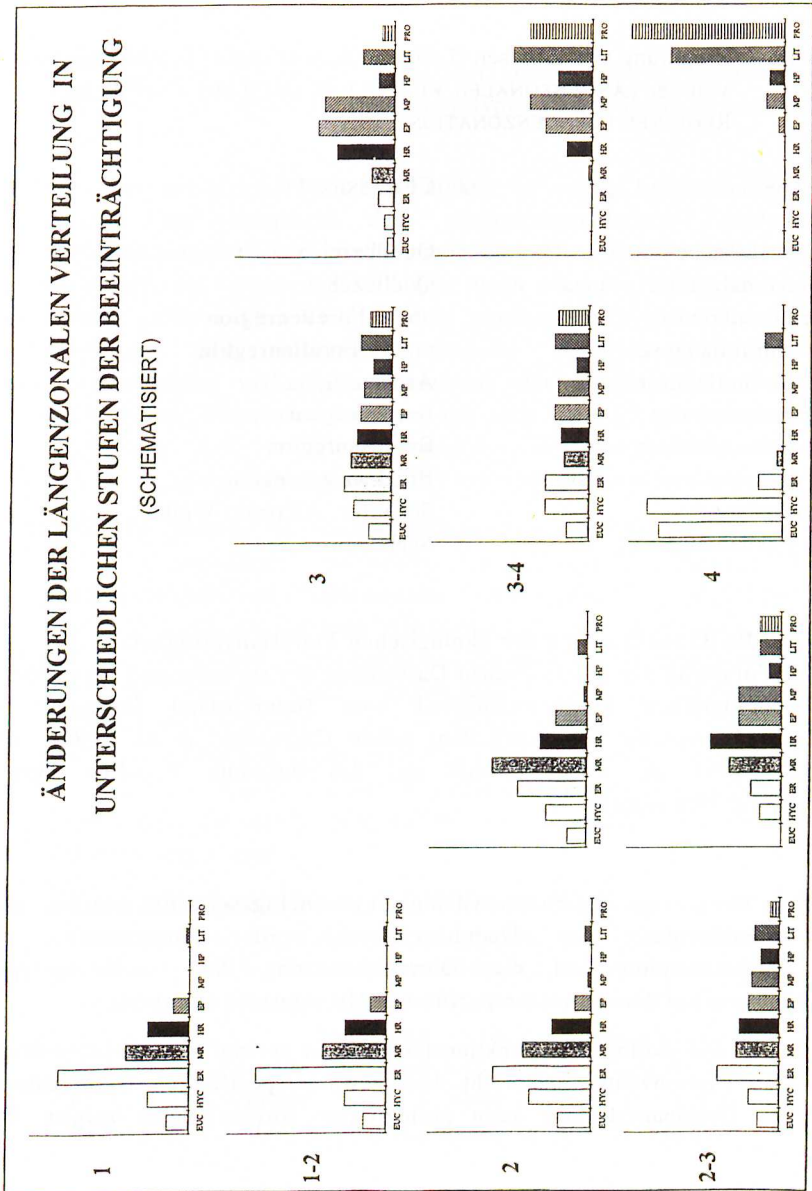


Abbildung 4: Längenzonale Verteilung

Tabelle 7: Einteilung von Zönosen (Lebensgemeinschaften) in Abhängigkeit von der LÄNGENZONALEN VERTEILUNG NACH BIOZÖNOTISCHEN REGIONEN (LÄNGENZONATION):

ZÖNOSE	GEWÄSSERTYP
Eukrenalzönose	Quellbereich
Hypokrenalzönose	Quellbach
Epirhithralzönose	obere Forellenregion
Metarhithralzönose	untere Forellenregion
Hyporhithralzönose	Äschenregion
Epipotamalzönose	Barbenregion
Metapotamalzönose	Brachsenregion
Hypopotamalzönose	Brackwasserregion
Litoralzönose	Seenufer, Altarme, Weiher, etc.
Profundalzönose	Seeböden

Abgestufte Klassifizierung der ökologischen Funktionsfähigkeit

Einen Vorschlag der schematischen Darstellung der stufenweisen Abweichung der ökologischen Funktionsfähigkeit vom Naturzustand (bezogen auf makrozoobenthische Gemeinschaften) geben CHOVANEC et al. (1994) und MOOG (1994 a), wobei bewußt auf das bekannte 7-stufige System zurückgegriffen wurde:

Stufe 1: Die ökologische Funktionsfähigkeit ist **uneingeschränkt** gegeben. Das Arteninventar, die Dominanzstruktur, die Abundanzen, die Längenzonation und die Zusammensetzung der Ernährungstypen entsprechen dem gewässerspezifischen Naturzustand (Leitbild).

Stufe 1-2: Die ökologische Funktionsfähigkeit ist **geringfügig beeinträchtigt**. Das Arteninventar entspricht dem gewässerspezifischen Naturzustand. Die Dominanzstruktur kann geringfügige Abweichungen zeigen. Die

Abundanzen können leicht erhöht oder verringert sein. Längenzonation und Zusammensetzung der Ernährungstypen sind weitgehend konform mit dem Leitbild.

Stufe 2: Die ökologische Funktionsfähigkeit ist **mäßig beeinträchtigt**. Das Arteninventar entspricht dem gewässerspezifischen Naturzustand; Auftreten zusätzlicher Arten möglich. Die Dominanzstruktur ist verändert, die Grundzüge sind aber noch erkennbar. Die Abundanzen können größere Abweichungen vom gewässerspezifischen Naturzustand aufweisen. Mit Ausnahme saisonaler Abweichungen sind die Längenzonation und Zusammensetzung der Ernährungstypen in den wesentlichen Elementen konform mit dem Leitbild. Eventuell leichte Abflachung der Verteilungskurve der Regionszuordnung und/oder Verschiebung des Schwerpunktes um maximal eine Region.

Stufe 2-3: Die ökologische Funktionsfähigkeit ist **wesentlich beeinträchtigt**. Das Arteninventar entspricht noch fast vollständig dem gewässerspezifischen Naturzustand; empfindliche Arten fallen aus, Auftreten nicht autochthoner Arten möglich. Die Dominanzstruktur ist gegenüber dem gewässerspezifischen Naturzustand (deutlich) verändert. Die Abundanzen sind gegebenenfalls nicht leitbildkonform. Verteilungsschwerpunkt der Längenzonation weicht vom gewässerspezifischen Naturzustand um bis zu maximal zwei Zonen ab und/oder Kurvenverlauf deutlich verflacht. Die Zusammensetzung der Ernährungstypen weicht vom Leitbild ab, natürliche Verhältnisse sind aber noch angedeutet.

Stufe 3: Die ökologische Funktionsfähigkeit ist **stark beeinträchtigt**. Das Arteninventar ist gegenüber dem gewässerspezifischen Naturzustand verändert; leitbildkonforme Arten fallen aus; Aufkommen von an die geänderten Verhältnisse adaptierten Arten. Starke Veränderung der Dominanzstruktur, Abundanzen nicht leitbildkonform. Die Längenzonation und die Zusammensetzung der Ernährungstypen zeigen deutliche Abweichungen vom Leitbild. Deutliche Abflachung der Verteilungskurve der Regionszuordnung und/oder Verschiebung des

Verteilungsschwerpunktes um mehrere Regionen. Die Zusammensetzung der Ernährungstypen ist vom gewässerspezifischen Naturzustand abweichend.

Stufe 3-4: Die ökologische Funktionsfähigkeit ist **sehr stark beeinträchtigt**. Das Arteninventar weist gegenüber dem gewässerspezifischen Naturzustand deutliche Veränderungen auf (Restzönose und/oder eingengte Zönose; z.B. hygropetrische Zönosen in Ausleitungstrecken, Thermalfauna in durch Kühlwasser beeinträchtigten Zonen). Die Dominanzstruktur ist stark verändert und entspricht kaum mehr dem gewässerspezifischen Naturzustand. Die Abundanzen sind nicht leitbildkonform. Die Längenzonation weicht stark vom Leitbild ab. Flacher Verlauf der Verteilungskurve läßt keine Zonierung erkennen und/oder Verteilung nur mehr partiell mit dem Leitbild übereinstimmend.

Stufe 4: Die ökologische Funktionsfähigkeit ist **nicht gegeben**. Das Arteninventar des gewässerspezifischen Naturzustandes ist nicht mehr oder nur noch rudimentär erhalten (z.B. Neuzönose, Monokulturen, Verödung bis Aussterben makrobenthischen Lebens. Eventuell Vorherrschen von "Habitat-Spezialisten" wie z.B. Rattenschwanzlarven in saprobiellen Extrembereichen). Die Dominanzstruktur entspricht nicht dem gewässerspezifischen Naturzustand und kann durch extremes Vorherrschen weniger Arten gekennzeichnet sein. Die Abundanzen sind nicht leitbildkonform. Die Längenzonation entspricht nicht dem Leitbild, oder eine extreme Abflachung der Verteilungskurve läßt keine Zonierung erkennen.

5. BEISPIELE DER BEURTEILUNG DER ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONSFÄHIGKEIT

Am Beispiel der Fladnitz (NÖ, Bezirk St. Pölten-Land) werden die Auswirkungen von Abwassereinleitungen und schutzwasserbaulich bedingter Strukturverarmung auf die ökologische Funktionsfähigkeit aufgezeigt. Das biozönotische Leitbild des untersuchten Fladnitzoberlaufes entspricht einer

epirhithralen Zönose (obere Forellenregion) mit hohem Zerkleinerer- und Weidegänger-Anteil. Gemäß dem natürlichen Umland und Gefälle sollte der Bachlauf ein collines Waldgebiet in bogiger bis tw. mäandrierender Linienführung durchfließen. Der saprobielle Grundzustand entspräche einem Übergang von Güteklasse I zu Güteklasse I-II.

Die Fladnitz "entspringt" dem Kanalsystem von Karlstetten, dessen Überwasser sich mit Drainagewässern mischt und den Oberlauf dotiert. Nach fast 1 km Fließstrecke in einem teilweise völlig unbeschatteten Trapezprofil münden die geklärten Abwässer der ARA Karlstetten in den ökomorphologisch stark beeinträchtigten Lauf. Nach etwa 350 m tritt die Fladnitz in ein Waldstück ein, das auf etwa 1 km Länge durchflossen wird. Die Probenstelle Furt kennzeichnet diesen ökomorphologisch wertvollen Bereich. Nach Durchtritt durch das Waldstück prägen wiederum die vollkommen gerade Linienführung und die Armut an Strukturen den Fladnitzlauf (Probenstelle unterhalb Furt). Die unterste Probenstelle, die der Mündung am nächsten liegt, repräsentiert einen Abschnitt, in welchem die Strömung wegen dichten Schilfs und Rohrglanzgrases völlig stagniert.

Die biologische Gewässergüte ist bereits im Oberlauf weit vom Leitbild entfernt. Unterhalb der Einmündung des Kanalrohres in Karlstetten finden wir Gewässergüteklasse IV vor (Schwefelbakterien), im späteren Verlauf Klasse III-IV (Abbildung 5). Nach dem Zutritt von Drainagewässern verbessert sich die Gewässergüte auf Klasse II-III. Dieser Gütebereich bleibt trotz einer Zunahme der polysaprobien Anteile (siehe Abb. 5) unterhalb des Zurinns der ARA Karlstetten bis in den Waldbereich erhalten. Nach dem Waldstück setzt sich die Makrozoobenthoszönose aus saprobiell anspruchsvolleren Arten zusammen. Da der mikrobenthische Bereich (Algen und Bakterien) unveränderte Gütebedingungen anzeigt, ändert sich die Gewässergüteklasse jedoch nicht. In der folgenden, ökomorphologisch beeinträchtigten Fließstrecke weisen wiederum alle Indikatoren Gewässergüteklasse II-III aus.

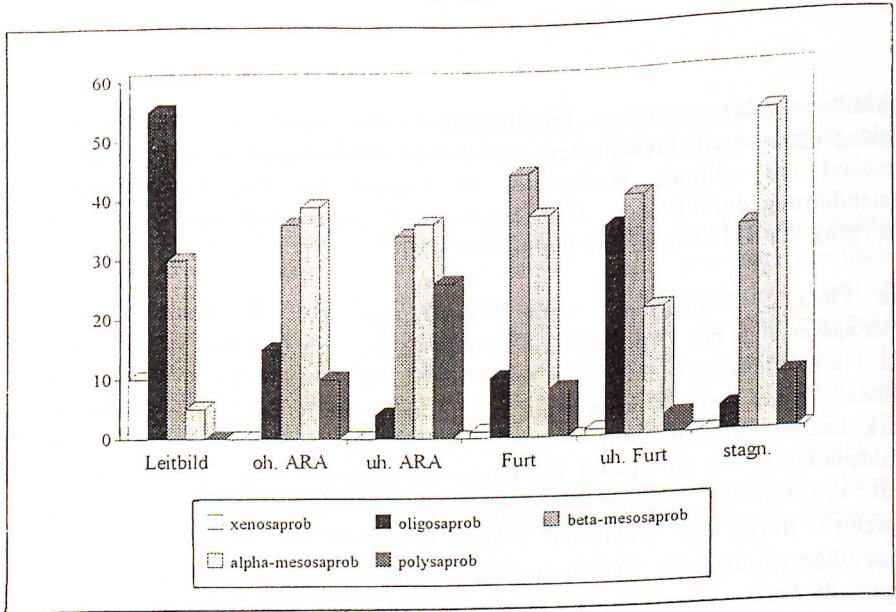


Abbildung 5: Verteilung der saprobiellen Valenzen an einigen Untersuchungsstellen der Fladnitz

Das Ergebnis der Auswertung hinsichtlich der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen spiegelt die positiven Auswirkungen einer intakten ökomorphologischen Struktur wieder. Im Normalfall zeigt die Analyse der Faunenverteilung einer Fließstrecke eine Glockenkurve mit einem deutlichen Maximum der jeweils entsprechenden biozönotischen Region. Dieser Status tritt im Probengebiet nicht mehr auf und wird nur durch das Leitbild (Epirhithral) angezeigt. Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionsfähigkeit führen entweder zu einer Abflachung dieser Glockenkurven oder zu einer Verschiebung der Regions-Schwerpunkte. Das Ausmaß der Beeinträchtigung kann der Abbildung 4 entnommen werden. Konform mit den schlechtesten Gütebedingungen zeigt auch die Längenzonation eine völlige Auflösung der Glockenkurve im Ausmaß einer sehr starken Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit (Abbildung 6). Die hydraulische Aufbesserung des von der "Quelle" bis zur Probenstelle uh. ARA Karlstetten sehr gering dotierten

Fladnitzlaufes wirkt sich bei gleicher saprobieller Gewässergüte in einer Verbesserung der zonalen Verteilung aus. Das gegenüber dem Leitbild um zwei Regionen verschobene Maximum deutet nur mehr auf eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit hin. Dem Leitbild nähert sich das Maximum der Regionsverteilung - bei unverändert kritischer Gewässergüte - im ökomorphologisch naturnahen Waldverlauf (Probenstelle Furt) an (epirhithraler Schwerpunkt); der Grad der Abflachung entspricht allerdings mäßiger bis wesentlicher Beeinträchtigung. Unterhalb des Waldstückes überwiegt wiederum der Einfluß der monotonen Strukturen, die Zönosen zeigen eine Verteilung ähnlich der oberhalb des Waldstückes beobachteten (Probenstelle oh. Furt). In einem stagnierenden Bereich, wenige Kilometer flußab, bewirkt die fehlende Strömung - bei unverändert kritischer saprobieller Belastung - eine Verschiebung der biozönotischen Regionsverteilung um mehrere Stufen, entsprechend einer sehr starken Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit.

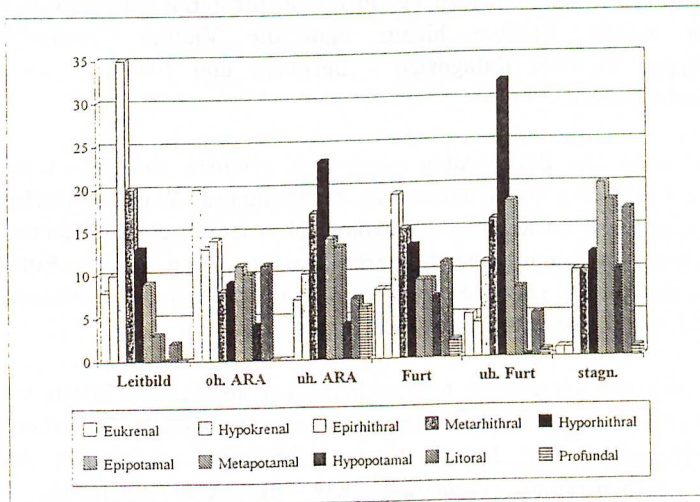


Abbildung 6: Längenzonale Verteilung der Makrozoobenthos-Organismen an der Fladnitz

6. ZUSAMMENFASSUNG

Der immissionsbezogene Gewässerschutz basiert auf drei Ebenen der Entscheidungsfindung:

- Emissionsbetrachtung
- Immissionsbetrachtung
- Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit

Obwohl die Emissions- und die Immissionsbetrachtung wertvolle Instrumente des Gewässerschutzes sind, ist zu bedenken, daß ein physikalisch-chemisches Übergewicht vorliegt, welches eine sehr reale Sicht der Dinge vorgaukelt, die ökologisch gesehen nicht gerechtfertigt ist: Eine wasserchemische Information mit zumeist großen Meßungenauigkeiten wird einem fix vorgegebenen Grenzwert gegenübergestellt. Dieser Grenzwert wiederum entspricht als solcher nicht der Dynamik natürlicher Prozesse, für deren Schutz er eigentlich geschaffen wurde. Darüber hinaus muß die Vielfalt österreichischer Gewässertypen in zwei Kategorien - Bergland und Flachlandgewässer - untergebracht werden.

Vor allem wenn die Bezugsdaten mangelhaft erhoben wurden ist eine unabdingbare Einhaltung von Grenzwerten anzuprangern. Wasserwirtschaftliche Entscheidungen, die im Rahmen des ökologisch orientierten Gewässerschutzes zu treffen sind, müssen auf einer breiteren Basis getroffen werden. Einen Weg zur Überwindung der engen Schranken der Grenzwertproblematik stellt die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit dar.

Besonders die hier aufgezeigte Möglichkeit einer abgestuften Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit erleichtert eine sehr sensitive Annäherung an die Pufferkapazität der Natur. Eine nachhaltige (tragfähige) Nutzung limnischer Lebensräume impliziert, daß die Umweltkapazität dieser Ökosysteme nicht überfordert wird und die ökologische Funktionsfähigkeit erhalten bleibt. Der vorgestellte, auf den Gewässerbiozöosen aufbauende

Ansatz einer Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit ermöglicht eine ökologische Kontrolle anthropogen genutzter aquatischer Lebensräume.

Der wichtige Vorteil einer Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit ist die Einbindung einer Problemlösung in eine ökologische Zusammenschau mit Einbeziehung aller relevanten Milieufaktoren.

Vom hydrologischen Standpunkt aus gilt es im Zuge der ökologischen Gesamtschau festzustellen, ob ein Gebiet einen normalen Wasserhaushalt aufweist oder diesbezügliche Defizite hat. Darunter fallen Problemkreise wie potentielle Veränderungen des Abflußregimes des Vorfluters (Speicher-, Schwellbetrieb oder Ausleitungen etc.), Geschiebehalt und Verbindung zum Grundwasser.

Bezüglich der Flora und Fauna, der durch unsere Maßnahmen eigentlich Betroffenen, sind die Biozönosen eines Standortes im Hinblick auf ein zönotisches Leitbild zu diskutieren. Die Biozönosen geben uns Auskunft über den Ist-Zustand, mögliche Nutzungskapazitäten oder Verbesserungserfordernisse. Darüber hinaus können - z.B. beim Auftreten von "Rote-Liste-Arten" - "Noli-tangere-Fließstrecken" ausgewiesen werden.

Die strukturelle Ausprägung, die Natürlichkeit einer Strecke und die gesamte physiographische Situation sind ebenfalls in die Zusammenschau einzubinden. Auch diese Variablen geben Auskunft über die potentielle Lebenskraft und Gesundheit einer Zönose. Eine reiche Struktur ("innere Rauigkeit") der Gewässersohle und Ufer ist, wenn dies den gewässerspezifischen Anforderungen entspricht, für die ökologische Funktionsfähigkeit von großer Bedeutung.

Ein wichtiger Teil dieser strukturellen Ausprägung ist der Uferbewuchs mit seinen vielfältigen Funktionen wie z.B. Beschattung oder vielgestaltiger Lebensraum für geflügelte Stadien von Wasserinsekten. Vor allem die Eigenschaft als Puffer ist hier hervorzuheben. Die Tatsache ist unbestritten, daß ein intakter Ufergehölzgürtel gegenüber den Einträgen aus dem

Einzugsgebiet eine hervorragende Barriere darstellt und viele Nährstoffe, Fremd- und Schadstoffe von den Gewässern fernhält.

Unsere Gewässer weisen sehr oft Unterbrechungen des Kontinuums auf, z.B. durch Querbauwerke wie Schwellen, Wehre, durch Verrohrungen oder Trockenfallen etc. Hier gilt, daß ein in seinem Längsverlauf zerstückelter Gewässerlauf weniger ökologische Stabilität und damit geringere Belastbarkeit aufweist als ein durchgängiger Fluß.

Eine ökologische Betrachtungsweise muß neben den speziellen Gegebenheiten einer Untersuchungsstelle auch die Erfordernisse des gesamten Flußsystems und der umgebenden Landschaft einbeziehen (vergleiche Gewässerbetreuungskonzepte, STALZER, 1994, JUNGWIRTH & NACHTNEBEL, 1994).

Die Variablen der ökologischen Zusammenschau sollten auch den sozialen und ökonomischen Aspekt berücksichtigen, obwohl dieser Bereich in der Regel nicht in vergleichbarer wissenschaftlicher Schärfe nachvollziehbar untersucht werden kann. Die Politiker, Juristen, Techniker und Biologen sollten im Idealfall einen gemeinsamen, von allen Seiten getragenen Konsens finden und auf diese Weise dazu beitragen, daß trotz unserer Nutzungsansprüche die Umwelt intakt und lebenswert bleibt.

7. LITERATUR

- BÖTTGER, K. & PÖPPERL, R. (1992): Zur Makroinvertebraten-Besiedlung eines norddeutschen Tieflandbaches unter Herausstellung rheotypischer Arten.- *Limnologia* 22 (1): 1-15.
- CHOVANEC, A., H. HEGER, V. KOLLER-KREIMEL, O. MOOG, T. SPINDLER & H. WAIDBACHER (1994): Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern - eine Diskussionsgrundlage.- *ÖWAV* 56, 11/12: 257-264.
- CUMMINS, K. W. & M. J. KLUG (1979): Feeding ecology of stream invertebrates.- *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10: 147-172.
- CUMMINS, K. W. (1973): Trophic relations of aquatic insects.- *Ann. Rev. Entomol.* 18: 183-206.
- CUMMINS, K. W. (1974): Structure and function of stream ecosystems.- *Bio-Science* 24: 631-641.
- HABERL, R. & W. ZEROBIN (1986): Phosphorbelastung österreichischer Oberflächengewässer.- Studie des Inst. f. Wasserwirtschaft, Univ. Bodenkultur, i.A. Österr. Wasserwirtschaftsverband.
- HUET, M (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes.- *Schweiz. Z. Hydrol.* 11, 3-4: 332-351.
- ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU (1963): Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique.- *Int. Ver. f. theoret. und angew. Limnologie* 12: 1-57.
- ILLIES, J. (1952): Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen in einem Forellenbach im Lipper Bergland.- *Arch. Hydrobiol.* 46: 424-612.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer.- *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.* 46, 2: 205-213.
- JUNGWIRTH, M. & H.P. NACHTNEBEL (1994): Zusammenfassende Analyse der Fachbereichsreferate (Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven).- *Wr. Mitt.* 120: 377-397.
- MERRIT, R.W. & K.W. CUMMINS (1984) (Ed.): An introduction to the aquatic insects of North America.- Second Edition, Kendall/Hunt Publishing Company.

- MOOG, O. & R. WIMMER (1990): Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer.- Wasser und Abwasser 34: 211 pp.
- MOOG, O. & R. WIMMER (1994): Comments to the water temperature based assessment of biocoenotic regions according to ILLIES & BOTOSANEANU.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1667-1673.
- MOOG, O. & U. GRASSER (1992): Makrozoobenthos-Zönosen als Indikatoren der Gewässergüte und ökologischen Funktionsfähigkeit der Unteren Traun.- Kataloge des O.Ö. Landesmuseums N.F. 54: 99-108.
- MOOG, O. (1989): Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf aquatische Ökosysteme.- Habilitationsschrift, Universität für Bodenkultur Wien.
- MOOG, O. (1993): Das Konzept der biozönotischen Regionen - ein Hilfsmittel zur Charakteristik anthropogener Eingriffe auf benthische Fließgewässerzönosen.- Erw. Zus. DGL 1992, Konstanz, Bd. II: 622-626; ISBN 3-9802188-4-8 .
- MOOG, O. (1994 a): Ökologische Funktionsfähigkeit des aquatischen Lebensraumes.- Wr. Mitt. 120: 15-59.
- MOOG, O. (1994 b) (Ed.): Datensammlung und Einstufungskatalog zur Autökologie aquatischer Organismen Österreichs.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Ringmappe.
- MOOG, O., H. NESEMANN, Th. OFENBÖCK & C. STUNDNER (1993): Grundlagen zum Schutz der Flußperlmuschel in Österreich.- Geförderte Studie im Auftrag der Ruth und Herbert Uhl - Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz, Vaduz, Bristol-Schriftenreihe Bd. 3.
- ÖNORM M 6230 (1980): Anforderungen an die Beschaffenheit von Badegewässern.- Österr. Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM M 6232 (im Gründruck): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.- Österr. Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM M 6250 (1986): Öffentliche Trinkwassernorm - Anforderungen an die Beschaffenheit von Trinkwasser.- Österr. Normungsinstitut, Wien.
- PECHLANER, R. et al. (1985): Gutachten über die limnologischen Verhältnisse in der mittleren Traun (Stand Winterhalbjahr 1984/85) und über die limnologischen Auswirkungen einer Aufstauung der Traun für das KW Ehrenfeld. Gutachten i.A. OK: 139 pp.

- STALZER, W. (1994): Ziel und Aufgabenbereiche von Gewässerbetreuungskonzepten.- Wr. Mitt. 120: 1-14.
- VERORDNUNG des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft betreffend Immissionsverordnung für Fließgewässer (Immissionsverordnung Fließgewässer - ImVF) - Stand 6/93.
- VORLÄUFIGE RICHTLINIE für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRL) (1987): Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Anschrift des Verfassers:

Univ.Doz.Dr. Otto Moog
Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur
Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft
Universität für Bodenkultur

Max Emanuel Str. 17
A - 1180 Wien