

FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs

Herausgegeben von

OTTO MOOG & ANNE HARTMANN

3. Lieferung - 2017

Unter Mitwirkung von

Erna Aescht, Ulrike Aspöck, Ernst Bauernfeind, Hans-Martin Berg,
Helmut Berger, Georg Bieringer, Hubert Blatterer, Péter Borza,
Michaela Brojer, Manfred Car, Andreas Chovanec,
Ruth Contreras-Lichtenberg, Iris Dröschner, Erich Eder,
Wilhelm Foissner, Lázlo Forró, Andreas Fuchs, Santiago Gaviria,
Elisabeth Geiser, Wolfram Graf, Ursula Grasser, Alois Herzig,
Walter Hödl, Werner E. Holzinger, Karl Hörner, Thomas Huber,
Peter Huemer, Berthold Janecek, Manfred A. Jäch,
Christian D. Jersabek, Jan Kodada, Fritz Kohmann,
Robert Konecny, Wolfgang Lechthaler, Patrick Leitner,
Johanna Mildner, Paul Mildner (†), Werner Mohrig, Otto Moog,
Christian Moritz, Hasko F. Nesemann, Thomas Ofenböck,
Pjotr Oosterbroek, Claus Orendt, Wolfgang Paill, Manfred Pöckl,
Peter Pospisil, Wolfgang Rabitsch, Alexander Reischütz,
Peter L. Reischütz, Herbert Reusch, Reinhard Saxl (†),
Robert Schabetsberger, Tobias Schernhammer, Ferdinand Sporka,
Konrad Thaler (†), Gerhard Tarmann, Rüdiger Wagner,
Johann Waringer, Peter Weichselbaumer, Armin Weinzierl,
Werner Weißmair, Karl Wittmann, Emmy R. Wöss, Herbert Zettel,
Carina Zitra, Peter Zwick

Verlegt von

**Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. IV/3**



3. Lieferung, 2017

Erstellt vom Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG) der Universität für
Bodenkultur Wien (BOKU) im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)

Projektleitung:

DI Dr. Astrid Schmidt-Kloiber, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für
Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33/DG, 1180 Wien

Zitierhinweise:

Zitieren des gesamten Katalogs:

Moog, O. & A. Hartmann (Eds.) (2017): Fauna Aquatica Austriaca, 3. Lieferung 2017. BMLFUW, Wien.

Zitieren einzelner Organismengruppen:

Autor(en) der Organismengruppe (Jahreszahl): Organismengruppe. In Moog, O. & A. Hartmann
(Eds.): Fauna Aquatica Austriaca, 3. Lieferung 2017. BMLFUW, Wien.

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft, Stubenring 1, A-1010 Wien

ISBN: 978-3-85174-074-5

Inhaltsverzeichnis

- Teil I: Vorwort, Einleitung, Tiergruppen und Autoren
- Teil II: Unveränderte Einleitung zur 1. Lieferung (1995), methodische Grundlagen und Anwendungsbeispiele zum Gebrauch des Kataloges
- Teil III: Abkürzungen
- Teil IV: Protozoa, Ciliophora (Arteninventar, Saprobielle Valenzen, Eusaprobität, Ökologische Charakterisierung)
- Teil V: Metazoa (Arteninventar, Saprobielle Valenzen, Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen, Ernährungstypen auf Artniveau)
- Teil VI: Ernährungstypen - Familien/Gattungsniveau
- Teil VII: Sensitive Taxa
- Teil VIII: Aquatische wirbellose Neozoa

FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil I

Vorwort, Einleitung,

Tiergruppen und Autoren



Vorwort zur 3. Lieferung

Die Fauna Aquatica Austriaca (FAA) enthält das Arteninventar der Gewässerfauna Österreichs und listet dabei 3287 Makrozoobenthos- und 650 Ciliophora-Arten.

Die FAA beinhaltet autökologische Angaben zu den aquatischen Organismen, die die Basis für die Bewertung des ökologischen Zustands für das Qualitätselement Makrozoobenthos bilden. Durch die Vereinheitlichung der ökologischen Einstufungen des Makrozoobenthos ist sie grundlegende Voraussetzung für die Vergleichbarkeit von Untersuchungsergebnissen.

Der österreichweit gültige Artenkatalog wurde erstmals 1995 veröffentlicht, eine zweite Auflage war 2002 nötig; weitere Ergänzungen wurden laufend in die Software ECOPROF übernommen. Durch das nationale Monitoring in Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes bzw. der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung und durch zahlreiche wissenschaftliche Studien steht ein langjähriger, umfangreicher Datensatz zu den unterschiedlichen Gewässertypen zur Verfügung, der eine Überarbeitung des Katalogs ermöglichte.

Seit der Erstveröffentlichung sind einerseits Arten in Österreich neu hinzugekommen, es gab zahlreiche taxonomische Neuerungen bzw. wurden die ökologischen Einstufungen ergänzt, plausibilisiert und dem aktuellen Wissenstand entsprechend aktualisiert.

Zur Verbesserung der internationalen Vergleichbarkeit von Bewertungsergebnissen wurden die Einstufungen der verschiedenen Arten in der FAA darüber hinaus mit jenen der freshwaterecology.info Datenbank abgeglichen.

Der Projektleitung, den Autorinnen und Autoren, allen Bearbeiterinnen und Bearbeitern darf auf diesem Weg herzlich für die Bemühungen und das große Engagement bei der Erstellung der aktualisierten Version der FAA gedankt werden!

Wien, Dezember 2017

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
Abt. IV/3 – Nationale und internationale Wasserwirtschaft

Einleitung

25 Jahre sind vergangen, seit im Jahre 1992 die Sektion IV des damaligen Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft die Abteilung „Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur“ der Universität für Bodenkultur (heute: Institut für „Hydrobiologie und Gewässermanagement“) mit der Erstellung eines Einstufungskataloges benthischer Makroinvertebraten Österreichs beauftragte. Damit wurde ein Meilenstein geschaffen, der methodischen Unschärfen der Gewässerbeurteilung ein Ende setzen und für Wissenschaft und Verwaltung gleichermaßen eine nachvollziehbare Datenbasis bieten sollte.

Die im Jahr 1995 erstmals aufgelegte Fauna Aquatica Austriaca (FAA) enthielt das bekannte Arteninventar der Gewässerfauna Österreichs und gab eine Datensammlung ökologischer Angaben zu aquatischen Organismen wieder (Saprobienindices, Fress-/Ernährungstypen-Zugehörigkeit und längenzonale Verteilung innerhalb der „Biozönotischen Regionen“). Mit 292 Ciliaten und 2924 Evertabrata-Arten wurden in der 2. Auflage (Moog 2002) und der Neubearbeitung 2003 (Moog 2004) über 900 Arten neu in den Katalog aufgenommen. Mit vorliegender Auflage steigt die Zahl der erfassten Kleinlebewesen heimischer Gewässer auf 650 Ciliophora und 3287 Metazoa- Arten.

Folgende Tiergruppen wurden 2017 zusätzlich in die FAA aufgenommen (alphabetische Reihenfolge; Autorennamen in der Klammer):

- Acantocephala (Robert Konecny)
- Coleoptera: Chrysomelidae (Donaciinae) (Elisabeth Geiser)
- Ostracoda (Santiago Gaviria)
- Porifera: Spongillidae (Iris Dröscher, Johann Waringer, Johanna Mildner & Paul Mildner)

Eine aktualisierte Liste der aquatischen wirbellosen Neozoa wurde ebenfalls in den Katalog aufgenommen, da die gebietsfremden Arten vermehrt als mathematische Kenngröße („Metric“) für die Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes herangezogen werden. Die übrigen ökologischen Einstufungen wurden in ihrem Aufbau beibehalten, da sie für die aktuellen Methoden zur Beurteilung des ökologischen Zustandes von Wasserkörpern eine wesentliche Rechengrundlage sind. Die Saprobienindices, die Zusammensetzung der Ernährungstypen und die längenzonale Verteilung innerhalb der „Biozönotischen Regionen“ werden in den neuen Bewertungsmethoden als „Metrics“ verwendet (z. B. Ofenböck et al. 2010, Meier et al. 2006).

Die FAA hat sich in den 22 Jahren ihres Gebrauches zu einem wichtigen Element der Qualitätssicherung entwickelt und bildet die grundlegende Voraussetzung für die Vergleichbarkeit von Untersuchungsergebnissen und für qualitätssichernde Maßnahmen im Rahmen des nationalen Gütemonitorings von Fließgewässern.

Da die große Zahl der Autoren und Mitarbeiter einen gut abgesicherten Wissensstand garantiert, findet die FAA auch international Beachtung.

Dies hatte auch zur Folge, dass die vom BMLFUW für die Berechnung des ökologischen Zustandes vorgeschriebene Software ECOPROF mit den Inhalten der FAA korrespondieren muss. ECOPROF ist ein Auswertungsprogramm für gewässerbezogene biologische Datensätze und bietet einen Beitrag zur Qualitätssicherung für hydrobiologische Untersuchungen im Sinne genau definierter Methoden mit möglichst standardisierten Arbeitsschritten und Vorgangsweisen (QZV Ökologie OG BGBl. II Nr. 99/2010 i.d.g.F., ÖNORM M 6232). Ein wichtiges Ziel des BMLFUW ist es, ein einheitliches Ausgabeprodukt zu erhalten, welches den Behördenvertretern ermöglicht die Ergebnisanalyse, unabhängig vom Datenlieferanten, nachvollziehbar und zeitökonomisch zu halten.

Die Verknüpfung der jeweils zu einem fixen Datum veröffentlichten FAA-Auflage mit der in kürzeren Abständen aktualisierbaren Software ECOPROF macht die Fauna Aquatica Austriaca zu einem „lebenden“ Produkt, welches an den stetig ansteigenden ökologischen Wissensstand angepasst ist. Für den Benutzer der FAA bedeutet dies, dass taxonomische oder ökologische Neuerungen oder Erweiterungen unabhängig von der publizierten Auflage mittels Konsultation der Taxalisten und ökologischen Datenbanken in ECOPROF abgefragt werden können.

Dem Beispiel der FAA folgten mittlerweile auch andere Länder (z.B. Schmedtje & Colling 1996). Daneben wurden auf europäischer Ebene – stimuliert durch die Forschungsförderung der Europäischen Union – mehrere Projekte ökologischer Datenbanken mit ähnlichen Aufgaben und Zielen ins Leben gerufen: AQEM, STAR, Fauna Europaea, (Schmidt-Kloiber et al. 2006, 2008, de Jong, Y. et al. 2014). Basierend auf der Idee der Fauna Aquatica Austriaca wurde im Rahmen mehrerer EU Projekte eine Datenbank für europäische Süßwasserarten aufgebaut, die www.freshwaterecology.info (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). Auch diese Datenbank sieht das Wissen über ökologische Präferenzen von Arten als wesentliche Grundlage, um Verbreitungsmuster von Arten zu verstehen, die biologische Vielfalt zu erhalten oder eine Beurteilung und Bewertung von Süßwasser-Ökosystemen zu ermöglichen. Die freshwaterecology.info-Datenbank ist online verfügbar und wird von zahlreichen Wissenschaftlern genutzt. Aus diesem Grund trachteten die Autoren der FAA – soweit fachlich möglich und vertretbar – eine hohe Kompatibilität zwischen der FAA und www.freshwaterecology.info herzustellen.

Mit der Publikation der Lieferung 2017 der Fauna Aquatica Austriaca werden die älteren Versionen vom Netz genommen. Um das Verständnis für den Aufbau und Hintergrund der FAA auch künftigen Neueinsteigern zu ermöglichen werden die Einleitung, Erklärungen und Erläuterungen der ersten Lieferung (1995) in den nachstehenden Seiten zur Verfügung gestellt.

Literatur

- de Jong, Y. et al. (2014): Fauna Europaea – all European animal species on the web. Biodiversity Data Journal 2: e4034. doi: 10.3897/BDJ.2.e4034.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & D. Hering (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Verfügbar über <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>
- Moog, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca. Lieferung 1995. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Moog, O. (Ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca. Lieferung 2002. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Moog, O. (Ed.) (2004): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Teil V – Ergänzungen 2003. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft, Wien.
- Ofenböck, T., Moog, O., Hartmann, A. & I. Stubauer (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente - Teil A2 - Makrozoobenthos, Version Feb. 2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- ÖNORM M 6232 (1997): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.- Österreichisches Normungsinstitut Wien, 38 pp.
- QZV Ökologie OG (2010): Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer. 99. Verordnung des Bundesministers für Land – und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer, Ausgegeben am 29. März 2010, Teil II – Jahrgang 2010.
- Schmedtje, U. & M. Colling (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, 543 pp.
- Schmidt-Kloiber A., Graf, W., Lorenz, A. & O. Moog (2006): The AQEM/STAR taxalist – a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory. Hydrobiologia 566: 325-342.
- Schmidt-Kloiber, A., Graf, W., Moog, O., Lorenz, A. & D. Hering (2008): The indicator database for European freshwater invertebrates. In: Meyer, M. & P. Neu (Eds.), Proceedings of the First Conference on Faunistics and Zoogeography of European Trichoptera. Luxembourg, 2-4 September 2005, Ferrantia 55, pp. 85-88.
- Schmidt-Kloiber A. & D. Hering (eds.): www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 7.0 (accessed on 05.12.2016).
- Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering (2015): www.freshwaterecology.info - an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. Ecological Indicators. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>

Tiergruppe	Autor(en)
Protozoa	
Ciliophora	Erna Aescht, Wilhelm Foissner, Hubert Blatterer, Fritz Kohmann, Helmut Berger
Metazoa	
Porifera	
Spongillidae	Iris Dröscher, Johann Waringer, Johanna Mildner, Paul Mildner (†)
Acanthocephala	Robert Konecny
Kamptozoa (Entoprocta)	Ferdinand Sporka
Bryozoa	Emmy R. Wöss
Oligochaeta	Karl Hörner, Ferdinand Sporka, Otto Moog
Polychaeta	Karl Hörner, Otto Moog, Ferdinand Sporka
Mollusca	
Gastropoda	Alexander Reischütz, Peter L. Reischütz, Otto Moog, Hasko F. Neumann
Bivalvia	Alexander Reischütz, Peter L. Reischütz, Otto Moog, Hasko F. Neumann
Crustacea	
Ostracoda	Santiago Gaviria
Anostraca, Notostraca, "Conchostraca"	Walter Hödl, Tobias Schernhammer, Erich Eder
Amphipoda, Isopoda, Decapoda	Manfred Pöckl, Péter Borza, Hasko Neumann, Otto Moog
Mysida	Karl Wittmann
Branchiopoda (Cladocera)	Santiago Gaviria, Lazlo Forró, Christian D. Jersabek, Robert Schabetsberger
Copepoda	
Calanoida	Santiago Gaviria, Alois Herzig, Lázlo Forró
Cyclopoida	Santiago Gaviria, Andreas Fuchs, Alois Herzig, Peter Pospisil, Lázlo Forró
Harpacticoida	Santiago Gaviria, Andreas Fuchs
Parasitica	Robert Konecny
Ephemeroptera	Ernst Bauernfeind, Peter Weichselbaumer, Patrick Leitner, Otto Moog

Tiergruppe	Autor(en)
Odonata	Andreas Chovanec, Johann Waringer, Werner E. Holzinger, Otto Moog, Berthold Janecek
Plecoptera	Wolfram Graf, Ursula Grasser, Armin Weinzierl
Orthoptera	Georg Bieringer, Hans-Martin Berg
Auchenorrhyncha	Werner E. Holzinger
Heteroptera	Herbert Zettel, Wolfgang Rabitsch
Megaloptera	Ulrike Aspöck
Neuroptera	
Osmylidae	Ulrike Aspöck
Sisyridae	Werner Weißmair, Johann Waringer
Coleoptera	
Schwimm- und Wasserkäfer s.l.	Michaela Brojer, Manfred A. Jäch, Jan Kodada, Otto Moog
Carabidae	Wolfgang Paill
Chrysomelidae: Donaciinae	Elisabeth Geiser
Trichoptera	Wolfram Graf, Ursula Grasser, Johann Waringer
Lepidoptera	Peter Huemer, Gerhard Tarmann
Diptera	
Blephariceridae	Peter Zwick
Culicidae	Carina Zित्रa, Manfred Car, Wolfgang Lechthaler, Werner Mohrig
Simuliidae	Wolfgang Lechthaler, Otto Moog, Manfred Car
Chironomidae	
Podonominae & Buchonomyiinae	Berthold Janecek, Otto Moog, Claus Orendt
Tanypodinae	Berthold Janecek, Otto Moog, Claus Orendt
Diamesinae	Berthold Janecek, Christian Moritz, Claus Orendt, Reinhard Saxl (†)
Prodiamesinae	Berthold Janecek, Otto Moog, Claus Orendt

Tiergruppe	Autor(en)
Orthocladiinae	Berthold Janecek, Otto Moog, Christian Moritz, Claus Orendt, Reinhard Saxl (†)
Chironominae	Berthold Janecek, Claus Orendt, Ruth Contreras-Lichtenberg
Tipuloidea	
Cylindrotomidae, Limoniidae, Pediciidae, Tipulidae	Pjotr Oosterbroek, Herbert Reusch
Arachnida	
Araneae	Konrad Thaler (†)
Aquatische wirbellose Neozoa	Otto Moog, Patrick Leitner, Thomas Huber, Wolfgang Rabitsch, Wolfram Graf

FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil II

Unveränderte Einleitung zur

1. Lieferung (1995),

methodische Grundlagen und

Anwendungsbeispiele zum

Gebrauch des Kataloges



Einleitung zur 1. Lieferung, methodische Grundlagen und Anwendungsbeispiele zum Gebrauch des Kataloges

Inhaltsverzeichnis	Seite
1. Einleitung	29
2. Anmerkungen zur Genese des Einstufungskataloges	30
3. Autökologische Grundlagen von Bioindikationsmethoden	31
4. Ökologische Generalfaktoren aquatischer Organismen.....	32
5. Praktisch handhabbare biozönotische Kenngrößen.....	34
5.1 Arteninventar	35
5.2 Dominanzstruktur.....	36
5.3 Abundanz	36
5.4 Saprobielle Valenz.....	36
5.5 Ernährungstypen	42
5.6 Längenzonale Verteilung nach "Biozönotischen Regionen"	46
6. Ökologische Funktionsfähigkeit	48
6.1 Beurteilungsmöglichkeiten der ökologischen Funktionsfähigkeit	49
6.2 Kriterien einer abgestuften Beurteilung auf makrozoobenthischer Basis.....	51
6.3 Fischfauna als Indikator der ökologischen Funktionsfähigkeit	53
7. Methodik der biozönotischen Indikation relevanter Umweltfaktoren	55
7.1 Rechnerische Vorgangsweise	55
7.2 Erstellung des Einstufungskataloges	57
8. Beispiele zur Vorgangsweise und zur praxisnahen Anwendung umweltrelevanter zönotischer Kenngrößen	60
9. Literatur zum Teil I	87

1. Einleitung

Die moderne, umweltorientierte Wasserwirtschaft stellt hohe Ansprüche an die Methoden der Gewässerüberwachung: Gewässer zählen zu den gefährdetsten Lebensräumen, Wasser wurde von einer scheinbar unbegrenzt erneuerungsfähigen Ressource zum wichtigen Schutzgut. Dem bislang einzigen biologisch ausgerichteten wasserwirtschaftlichen Planungsinstrument der "Gewässergüte" wurde mit der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 die "ökologische Funktionsfähigkeit" als wichtige, gesetzlich verankerte Schutzvorgabe zur Seite gestellt; bereits 1985 wurde der ökologische Funktionsfähigkeit im WRG "öffentliches Interesse" eingeräumt.

Die Entwicklungen auf dem Gebiet des Gewässerschutzes machen eine methodologische Anpassung des bewährten "Saprobien-Systems" unerlässlich und erfordern darüber hinaus eine breitere, **ökologisch ausgerichtete Gewässerkontrolle**.

Mit dem vorliegenden Katalog versucht ein ungewöhnlich großes und jeweils eigenständig arbeitendes Autorenteam diesen Entwicklungen im Hinblick auf Ciliaten und benthische Evertibraten Rechnung zu tragen. Zum einen wird ein Saprobienkatalog mit dem Anspruch österreichweiter Gültigkeit erstellt. Zum anderen werden durch autökologische Angaben in gleichfalls numerischer Darstellung Hinweise auf die Zugehörigkeit zu Ernährungstypen und die längenzonale Verteilung gegeben. Obwohl diese Zusammenstellung nur einen kleinen Teil möglicher ökologisch fundierter Auswertungen repräsentiert, wurde damit in relativ kurzer Zeit eine methodische Datengrundlage zur Gewässerüberwachung geschaffen, die nachvollziehbare Analysen zulässt.

Für den Praktiker und zugleich die wasserwirtschaftlichen Planungsbehörden bietet dieses Datenwerk den unschätzbaren Vorteil, daß mit bloß unerheblichem Mehraufwand eine Auswertung hinsichtlich des benthosbezogenen Aspektes der ökologischen Funktionsfähigkeit vorgenommen werden kann: Aussagen zur ökologischen Funktionsfähigkeit können somit bereits auf Basis jenes Datenmaterials erstellt werden (Arten und deren Häufigkeiten), welches für eine limnologische Gewässergütebeurteilung zu erheben ist. Darüberhinaus soll ein in Entwicklung und Erprobung befindliches Auswertungsmodell mit Hilfe modernster EDV-Techniken den Gebrauch des Kataloges entscheidend erleichtern.

Die Präsentation in Form einer Ringmappe wurde gewählt, weil die ökologischen Wissenschaften heutzutage einen ungeheuren Wissenszuwachs verzeichnen. Auf diese Weise sind laufende Aktualisierungen des bestehenden Kataloges, aber auch Erweiterungen um zusätzliche Organismengruppen oder zönotische Kenngrößen problemlos möglich.

Auch an dieser Textstelle seien alle zuständigen Fachleute aufgerufen, mit ihrem Wissen zur Verbesserung, Aktualisierung und Vervollständigung dieser Datensammlung beizutragen.

Über die praxistaugliche Aufbereitung ökologischer Daten hinaus, repräsentiert die vorliegende Liste auch das für Österreich bekannte Arteninventar der jeweils behandelten Tiergruppe. Die Angaben zum Ciliatenteil beziehen auch die bayerische Fauna ein. Die von taxonomisch kompetenten Fachleuten erstellten Artenlisten machen den Katalog auch für faunistisch interessiertes Fachpublikum zur wichtigen Nachschlagehilfe.

2. Anmerkungen zur Genese des Einstufungskataloges

Die Anfänge des bis heute in Mitteleuropa gültigen und äußerst bewährten Saprobiensystems reichen über 150 Jahre in die Zeiten der Choleraepidemien zurück. Trotz des einfachen methodischen Ansatzes und der zusammenfassenden Darstellungen von LIEBMANN (1951) und SLADECEK (1973) entwickelte fast jede damit befaßte Arbeitsgruppe eigene Vorgangsweisen im Hinblick auf Freiland-, Labor- und Auswertungstätigkeit. Vor allem die uneinheitliche Definition der Gewässergüteklassen und die fast unüberschaubare Anzahl von saprobiellen Indikatorlisten erschwerten lange eine vergleichende Zusammenschau.

Während Definitionen und Methodik standardisiert werden, stehen Indikatorlisten mit allgemein anerkannten saprobiellen Einstufungen noch aus. Die Gewässeraufsichten jedes österreichischen Bundeslandes bzw. die Bundesanstalten haben eigene Listen in Verwendung, deren Einstufungen teilweise beträchtlich (aber kaum begründbar) voneinander abweichen. Die Situation in Deutschland ist trotz der neuen DIN-Verfahren zur biologischen Gewässergüteuntersuchung (FRIEDRICH, 1990) ähnlich verwirrend.

Deshalb hat sich während des SIL-Austria-Jahrestreffens 1988 im Kühtai ein großer Limnologenkreis unter der Ägide von Herrn Univ. Prof. Dr. Roland Pechlaner dafür ausgesprochen, die in Österreich verwendeten Listen zu vereinheitlichen und Univ. Doz. Dr. Otto Moog mit der Koordination zu betrauen. Die am SIL-Kongreß konstituierte Arbeitsgruppe sah sich in den letzten Jahren nicht in der Lage, auf ehrenamtlicher Basis dieser ungeheuer arbeitsintensiven Aufgabe nachzukommen. Es zeigte sich im Zuge der Wassergüteerhebungsverordnung als unumgänglich, die Auswertungsmethodik biologischer Gewässergüteuntersuchungen zu vereinheitlichen. Aus diesem Grund beauftragte im Jahre 1992 die Sektion IV des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft die Arbeitsgruppe "Benthische Fließgewässerökologie" der Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur der Universität für Bodenkultur mit der Erstellung eines Einstufungskataloges benthischer

Makrovertebraten Österreichs in bezug auf 1) spezielle Saprobienindices, 2) Freßtypenzugehörigkeit und 3) längenzonale Verteilung innerhalb der "Biozönotischen Regionen" (nach ILLIES und BOTOSANEANU). Im Jahre 1994 wurde Univ. Prof. Dr. Wilhelm Foissner mit der Erstellung eines vergleichbaren Kataloges für Ciliaten betraut. Eine Bearbeitung phytobenthischer Indikatoren findet gegenwärtig statt.

3. Autökologische Grundlagen von Bioindikationsmethoden

Die Ökologie betrachtet den Organismus in seinem Lebensraum und versucht das Beziehungsgeflecht aufzuklären (SCHWERDTFEGGER, 1978). Die Bestandteile der Umwelt, die auf einen Organismus einwirken, werden als Faktoren bezeichnet. Innerhalb des biologisch relevanten Intensitätsspektrums eines Faktors liegen der Optimal- und die Pessimalbereiche eines Organismus (Minimum und Maximum). Die Bereichsspanne, innerhalb der ein Organismus sein Leben fristen kann, wird Amplitude genannt. Ihre Ausdehnung sowie die Lage und Breite verschiedener Qualitätsoptima bestimmen die ökologische Wertigkeit oder Valenz eines Faktors.

Die Reaktion eines Individuums oder einer Population in einem Faktorengradienten läßt sich meist als eingipfelige Kurve darstellen, deren höchster Punkt als Optimum bezeichnet wird.

Von diesem Optimum geht ein Optimalbereich aus, innerhalb dessen für das Wohlergehen eines Organismus ideale Bedingungen herrschen und die Aufrechterhaltung einer stabilen Population gesichert ist. Daran schließt ein Toleranzbereich an (Pejus), der - mit wenigen Ausnahmen - jeweils beim Erreichen der beiden Schnittpunkte mit der Abszisse - den Minimum- und Maximum-Punkten - endet. Innerhalb des Toleranzbereiches können verschiedene Ausschnitte definiert werden, die die Umweltansprüche einer Art für unterschiedliche Leistungen beschreiben. In den Minimal- und Maximalbereichen ist das bloße Überleben des Individuums möglich (z.B. Diapausen, Hitzestarre). Danach folgt jener Bereich, in dem ein Organismus seine physiologischen Ansprüche zwar erfüllt findet bzw. seine metabolische Bilanz positiv hält (z.B. Ernährung, Atmung), sich aber nicht fortpflanzen kann (kein Brutaufkommen, keine Laichmöglichkeit, etc.). Gegen den Optimalbereich zu schließt daran eine Zone an, in der die Fortpflanzung des Organismus gewährleistet ist.

Das räumliche und zeitliche Verteilungsmuster der Organismen steht mit den physiologischen Effekten der Umweltfaktoren in engem Zusammenhang, sodaß aus der Verteilung auf die herrschenden Faktoren geschlossen werden kann. Dies gilt auch für die hier diskutierten Faktoren(komplexe), die auf diese Weise der Beurteilung mittels Bioindikatoren zugänglich sind. Die Berechnungsmethode und die Beschreibung der faktoriellen Potenzen durch die Vergabe von 10 Punkten (ZELINKA-MARVAN-Methode) trägt diesem Umstand Rechnung.

Die Kurve der ökologischen Potenz für eine multifaktorielle Größe kann aber auch anders verlaufen. Beispielsweise unterliegen Reaktionen auf Ressourcen (z.B. Pflanzennährstoffe) meist der Michaelis-Monod-Kinetik. Ist die Toleranz gegenüber einem Faktor annähernd Null (z.B. bei toxischen Einflüssen), gehorcht die Verteilungskurve dem Alles-oder-nichts-Prinzip: einem Bereich neutraler Reaktion gegenüber einem Hemm- oder Giftstoff folgt eine kurze Toleranz-Spanne bis zur Schwellenkonzentration. Wird diese überschritten, so setzen die Folgen (Hemmung bis Letalität) schlagartig ein. An dieser Stelle sei auf das Arbeitsgebiet der Ökotoxikologie hingewiesen (KOLLER-KREIMEL, 1989).

Die Potenzen einzelner Arten gegenüber den Umweltfaktoren sind oftmals noch unbekannt. Aber selbst bei bekannten Potenzen ist es nicht möglich, die räumliche und zeitliche Verteilung aller Variablen im Freiland zu messen. Für die möglichst effiziente Umsetzung des vorhandenen Wissens in die Praxis ist es daher notwendig, auf wenige, gut untersuchte Variable zurückzugreifen.

Die hier behandelten Faktorenkomplexe sind bei MOOG (1991, 1993a, 1994) und in der ÖNORM M 6232 im Hinblick auf ihre bioindikatorische Verwendung näher umrissen.

4. Ökologische Generalfaktoren aquatischer Organismen

Für aquatische Tiere fungieren Wassertemperatur, Strömung, Sauerstoffhaushalt und Nahrung als die wichtigsten Regulatoren der Lebensvorgänge; sie werden deshalb als General- oder Schlüsselfaktoren bezeichnet. Auf mittelbare abiotische und biotische Einflüsse wie Klima, geologische, physiographische und physikalisch/chemische Situation, Abflußmenge und Abflußregime, Konkurrenz, etc. soll hier nicht eingegangen werden. Da die Fauna von der Primärproduktion abhängt, wären noch die für Pflanzen wichtigen Milieufaktoren wie Licht und Nährstoffe als weitere Steuergrößen zu nennen.

Wenn experimentelle Daten fehlen und selbst eine auf Freilandbefunden basierende Funktionsanalyse einzelner Milieufaktoren aus methodischen Gründen oder Kenntnismangel nicht durchführbar ist, beschränkt man sich auf die Bioindikation von Summenwirkungen.

Die ökologischen Reaktionen auf eine Kombination mehrerer Einzelfaktoren können etwa in Form der saprobiellen Valenz, der längenzonalen Verteilung oder des Ernährungstypengefüges beschrieben werden. Sie beinhalten die gesuchte Information, allerdings in Vernetzung mit gleichzeitig wirkenden Faktoren. Die getroffenen Aussagen stellen gleichsam eine integrale Information über den Aussagewert der gesamten Gemeinschaft dar.

Bis zum Vorliegen weiterer Erkenntnisse bietet sich die Möglichkeit, die in der längenzonalen Verteilung der Organismen innerhalb der "biozönotischen Regionen" enthaltene Temperatur- und Strömungspräferenz-Information für die Lösung angewandter Fragestellungen auszunützen. Beispielsweise ist das Vorkommen vieler kaltstenothermer Organismen auf Quellregionen und Oberläufe beschränkt. Auf diese Weise tritt durch die Zusammenschau mehrerer vernetzter Faktoren das Manko fehlenden autökologischen Wissens in den Hintergrund. Auf das Beziehungsgefüge von Amplituden der Wassertemperatur und biozönotischen Regionen gehen MOOG & WIMMER (1994) im Detail ein.

Die Reaktion aquatischer Organismen auf die Sauerstoffkonzentration im Wasser ist relativ einseitig, da steigender O_2 -Gehalt kein Tier in seinem Vorkommen ausschließt und nur in wenigen Ausnahmefällen eine Sauerstoffübersättigung schädigend wirkt. Demzufolge beschränkt sich die Diskussion der sauerstoffabhängigen Verteilung auf die Empfindlichkeit gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten bzw. die Fähigkeit, mit sinkenden O_2 -Konzentrationen zurechtzukommen. Am empfindlichsten reagieren relativ dickhäutige, kiemenlose Tiere (viele Steinfliegenlarven), bzw. solche mit unbeweglichen Kiemen (Eintagsfliegenlarven der Gattungen *Epeorus*, *Rhithrogena*, etc.) auf Sauerstoffmangel. Während diese Arten auf stark strömendes, gut sauerstoffversorgtes Wasser angewiesen sind, tolerieren zur Anoxybiose befähigte Tiere (Schlammröhrenwürmer der Familie *Tubificidae*, Zuckmückenlarven der Gattung *Chironomus*, Büschelmückenlarven der Gattung *Chaoborus*, etc.) sogar zeitweiligen Sauerstoffschwund. Gänzlich unabhängig vom Sauerstoff im Wasser sind jene Benthosarten, die sich mittels Atemröhren mit Luftsauerstoff versorgen (Typus der Rattenschwanzlarven), Luftvorräte in Unterwasser-Gespinstglocken anlegen (Wasserspinnne) oder zum Gasaustausch an die Oberfläche kommen (Wasserwanzen und Lungenschnecken).

Die wissenschaftliche Detailinformation zu diesem Thema ist in vielen Einzelpublikationen enthalten, praxisgerechte Zusammenfassungen und Aufbereitungen fehlen noch. Für die Routinearbeit kann die Tatsache ausgenützt werden, daß die saprobiologischen Erkenntnisse die Auswirkungen organisch leicht abbaubarer Belastung auf den Sauerstoffhaushalt widerspiegeln. Obwohl der O_2 -Gehalt allein nicht ausreicht, die saprobiologischen Vorgänge zu beschreiben, kommt diesem Faktor großes Gewicht bei der Unterscheidung von Wassergüteklassen zu. Weiters sind in bezug auf ihre O_2 -Unempfindlichkeit bekannte Organismen teilweise gute Saprobieindikatoren: gewisse Ciliaten sind hervorragende Anzeiger für H_2S und Gewässergüteklasse (GK) >IV, Rattenschwanzlarven treten signifikant in GK IV auf; Massenaufreten von zur Anoxybiose befähigten Tubificiden und Chironomuslarven indizieren GK III-IV; häufiges Vorkommen von Wasserasseln und Egeln der Art *Erpobdella octoculata* zeigt GK III an; viele kiemenlose Formen dagegen haben ihre hauptsächliche Verbreitung in Gewässern der GK I.

Die Diskussion der Nahrungszusammensetzung und Nährstoffsituation stellt eine weitere wesentliche Grundlage zur Beantwortung angewandter Fragestellungen dar. Es gibt genügend praxistaugliche Information über trophische Beziehungen, Nahrungsketten, Futterquotienten und essentielle Nährstoffe. Die Analyse der Verteilung der Ernährungstypen (Kapitel 5.5) erlaubt eine relativ dynamische Sicht der Nahrungsbedingungen und -beziehungen. Über die Ernährungstypenanalyse kann die Übereinstimmung der Biozönose mit oder die Abweichung von der ursprünglichen Ausprägung diskutiert werden. Beispielsweise kann eine aktuelle Ernährungstypenverteilung durch Einordnung einer Gewässerstrecke in das "River Continuum Concept" (VANNOTE et al., 1980) bzw. im Vergleich mit der physiographischen Situation einer Fließstrecke (Fallaub, Algenaufwuchs und dergleichen) im Hinblick auf die theoretische Verteilung verglichen werden (Beispiele dazu geben MOOG, 1993a; MOOG & GRASSER, 1992 b und SCHWEDER, 1992). Darüber hinaus sind die saprobiellen Indikatoren "Veralgung" und "organische Substanz" Teil des makrobenthischen Nahrungsspektrums.

5. Praktisch handhabbare biozönotische Kenngrößen

Vergleichbar der Vegetationskunde, wo nur in seltenen Fällen das Vorkommen einer einzigen Charakter- oder Differentialart Aussagen über einen Standort zuläßt, müssen in Fließgewässern mehrere Mitglieder einer Zönose zur Erkenntnisfindung herangezogen werden. Im Bereich der Makrozoobenthosorganismen werden im Idealfall alle Arten einer Gemeinschaft wissenschaftlich ausgewertet.

Zum einen werden auf diese Weise die aus dem teilweise noch sehr unvollständigen autökologischen Wissen resultierenden Unschärfen minimiert. Zum anderen können quantitative Auswertungen die Aussagekraft erheblich stärken. Drittens wirkt sich die Verschiedenheit der Herkunft einzelner Großgruppen positiv auf die Gesamtaussage aus, da ein breites Spektrum unterschiedlicher Umweltansprüche die Genauigkeit erhöht und speziell abgestimmte Aussagen zuläßt.

Die Freilandbefunde werden im Regelfall rechnerisch ausgewertet (Kapitel 7.1). In der Praxis haben sich folgende biozönotische Kenngrößen bewährt.

5.1 Arteninventar

Die Grundlage jeder biozönotischen Analyse stellt der Artenbestand eines Lebensraumes dar. In unbeeinflussten Ökosystemen ist der Artenbestand das Resultat faunengeschichtlicher Ereignisse und zönotischer Reaktionen auf das natürliche Gefüge von Umwelteinflüssen. Anthropogene Eingriffe können das Artenspektrum verändern.

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. 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 nach diesem Schema zugeordneter Zönosen ähnlicher Gewässerstrecken können der Fachliteratur, der "grauen Literatur" (Gutachten, Studien, Beweissicherungen, etc.) und Publikationen der Behörden entnommen werden.

Der vorliegende Katalog erfaßt - soweit nicht anders angegeben - für jede behandelte Tiergruppe die komplette österreichische Artengarnitur, wobei spezialisierte Fachleute Sorge für die Einhaltung des "state of the art" trugen. Für den Anwender ergibt sich dadurch eine gewisse Hilfe bei der kritischen Beurteilung und Diskussion der Bestimmungsergebnisse. Die leichtfertige Angabe von Arten, die in Österreich nicht (z.B. *Viviparus viviparus*), extrem selten (z.B. *Gammarus pulex*), oder in typischen, gut abgrenzbaren Lebensräumen (z.B. *Culex pipiens*) vorkommen, könnte auf diese Weise unterbunden werden.

Neben der Auflistung der in Österreich auftretenden Makrozoobenthosarten erfüllt der Katalog auch den Zweck einer nomenklatorischen Vereinheitlichung. Die gültigen

Namen der Arten, Gattungen und - in vielen Fällen - auch der Familien werden mit Autor und Jahreszahl angegeben.

5.2 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.

5.3 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.

5.4 Saprobielle Valenz

Im Hinblick auf die Gewässergüte lassen sich Zönosen in Abhängigkeit vom saprobiellen Grundzustand bzw. der Belastung mit organisch leicht abbaubaren Inhaltsstoffen verschiedenen Güteklassen zuordnen. Die Definition der Güteklassen richtet sich nach MOOG (1991) und der ÖNORM M 6232.

Da Organismen nicht bloß in einer Gewässergüteklasse auftreten, wurde auf das bewährte System der saprobiellen Valenzen von ZELINKA & MARVAN (1961) zurückgegriffen (SLADECEK, 1964, 1973).

Die saprobielle Valenz gibt Hinweise auf die Toleranz einer Art gegenüber organisch leicht abbaubaren Substanzen. Sie integriert den Komplex der Nahrungsbasis für gewisse Ernährungstypen und den Sauerstoffbedarf. Die saprobielle Valenz der Gesamtzönose wird zur Gewässergütebeurteilung herangezogen.

Im vorliegenden Einstufungskatalog folgt die Verteilung der saprobiellen Valenzen dem 5-stufigen Schema der Güteklassen:

ZÖNOSE	KURZBE- ZEICHNUNG	GÜTEZUSTAND DES LEBENSRAUMES	GÜTE- KLASSE
Xenosaprobe Zone	x	vollkommen reine Fließgewässer	0
Oligosaprobe Zone	o	un- bis gering belastete Fließgewässer	I
β -mesosaprobe Zone	β	mäßig belastete Fließgewässer	II
α -mesosaprobe Zone	α	stark verschmutzte Fließgewässer	III
Polysaprobe Zone	p	außerordentlich stark verschmutzte Fließgewässer	IV

Das saprobielle Leitbild der unterschiedlichen Güteklassen lässt sich verbal relativ anschaulich beschreiben, wenn auch im speziellen Anwendungsfall nicht alle Kriterien zutreffen müssen. Basierend auf Literaturangaben und der Mitarbeit zahlreicher Fachleute hat MOOG (1991) eine Synthese der verbalen Beschreibung der Güteklassen vorgenommen, die Eingang in die ÖNORM M 6232 fand.

GÜTEKLASSE I (OLIGOSAPROB)**Belastungsstufe: UN- BIS SEHR GERING BELASTET Signalfarbe: BLAU****XENOSAPROBE STUFE****Belastungsstufe: UNBELASTET**

Die xenosaprobe Gewässerabschnitte, die der Güteklasse I zugeordnet werden, führen reines, mit Ausnahme von Gletscherschluff stets klares und gut sauerstoffgesättigtes Wasser. In der Suspension ist keine organische Substanz feststellbar. Das Wasser ist frei von Laub, Humus, Detritus oder anderen natürlichen organischen Stoffen. Im Boden-Substrat sind keine Reduktionsphänomene erkennbar. Das Substrat ist spärlich von Algen, Moosen, Planarien und anderen wirbellosen Bodentieren (vorwiegend Insektenlarven) besiedelt. Dieser Gütestufe sind zumeist Quellen sowie Oberläufe extrem reiner Gebirgsbäche zuzuordnen, die - infolge ihres Einzugsgebietes aus blankem Fels - sehr klares, reines Niederschlags- und Schmelzwasser führen.

Die unbelastet Gütestufe wird rechnerisch berücksichtigt, geht bei der Bewertung jedoch in die oligosaprobe Güteklasse ein.

OLIGOSAPROBE STUFE**Belastungsstufe: SEHR GERING BELASTET****Signalfarbe: BLAU**

Die oligosaprobe Stufe kennzeichnet Gewässerabschnitte mit reinem, mit Ausnahme von Gletscherschluff klarem, stets annähernd sauerstoffgesättigtem und nährstoffarmem Wasser. Nur geringe Mengen suspendierter organischer Substanz und geringer Bakteriengehalt sind feststellbar. Auch feine Korngrößen (Psammal, Pelal) sind in allen Schichten stets braun oder hell gefärbt und weisen einen überaus hohen mineralischen Anteil auf. Reduktionsphänomene treten nicht auf. Das Substrat wird vorwiegend von Algen, Moosen, Strudelwürmern und Insektenlarven (in mittleren und höheren Lagen mehrere Steinfliegenarten) besiedelt. Die Insektenfauna ist meist artenreich, aber individuenarm. Der Chironomidenaspekt weist in geringer Abundanz hauptsächlich aufwuchsbewohnende Chironomiden (Diamesinae, Orthocladinae) auf. Wurmformige Lebensformtypen sind im Regelfall durch Planarien und Lumbriculidae (hauptsächlich *Stylodrilus heringianus*) und Haplotaxidae (*Haplotaxis gordioides*) vertreten. Die Moosflora ist in mehreren Arten vorhanden, bisweilen häufig. Algenaufwuchs ist fast ausschließlich in Form von "Vegetationsfärbung" sichtbar (vorwiegend Kieselalgen und Cyanobakterien). Fädige Grünalgen fallen nicht auf. Oligosaprobe Gewässerabschnitte sind bei entsprechendem Strukturangebot ausgezeichnete Laichgewässer für Salmoniden und Koppen. Zu dieser Güteklasse gehören im allgemeinen Quellgebiete und gering belastete Oberläufe von sommerkalten Fließgewässern.

GÜTEKLASSE I - II (OLIGO bis BETA-MESOSAPROB)**Belastungsstufe: GERING BELASTET****Signalfarbe: BLAU/GRÜN**

Dieser Zwischengüteklasse werden Gewässerabschnitte mit geringem anorganischen und organischen Nährstoffgehalt und, mit Ausnahme von Gletscherschluff, klarem Wasser zugeordnet. Der Sauerstoffgehalt ist hoch. Die Konzentration der organischen Partikeldrift ist sehr gering. Feine Substrate sind in allen Schichten braun oder hell gefärbt, unter Steinen sind nirgends schwarze Reduktionsfärbungen sichtbar.

Es handelt sich meist um Salmonidengewässer, welche dicht und in großer Vielfalt von Algen, Moosen, Strudelwürmern, Steinfliegen-, Eintagsfliegen- und Köcherfliegenlarven sowie Wasserkäfern (Elmidae, Hydraenidae) und Dipterenlarven besiedelt sind. Wurmformige Organismen sind in der Regel nur durch Planarien, Lumbriculidae und *Haplotaxis gordioides* vertreten. Von Egel kommen allenfalls die Rollegelarten *Dina punctata* sowie *Erpobdella vilhensis* in nennenswerter Menge vor, netzbauende Trichopteren treten nur vereinzelt auf. Die Zuckmücken (vorwiegend Orthocladiinae und Diamesinae) sind etwas zahlreicher als in Güteklasse I.

GÜTEKLASSE II (BETA - MESOSAPROB)

Belastungsstufe: MÄßIG BELASTET

Signalfarbe: GRÜN

Dieser Güteklasse gehören Gewässerabschnitte mit mäßiger organischer Belastung, erhöhtem Nährstoffgehalt und (trotz möglicher O₂-Übersättigung bzw. -Zehrung) noch guter Sauerstoffversorgung an. Das Wasser ist in mittleren und höheren Lagen meist klar und weist höchstens eine geringe Drift suspendierter organischer Partikel auf. In Niedrigungsgewässern kann die Schwebstoff-Fracht aus naturräumlichen Gründen erhöht sein. Das Sediment ist hell oder dunkel, aber nicht schwarz, oft glitschig durch Algenwuchs, Steinunterseiten sind nicht von heterotrophem Aufwuchs besetzt, nicht durch Reduktionsflecken verfärbt; oft Ablagerungen von Feinsediment über hartem Sediment (Verschlammung). Abbauvorgänge vollziehen sich im aeroben Bereich. Nur in stagnierenden Abschnitten potamaler Gewässer (z.B. Altarme) können zu gewissen Zeiten stellenweise Reduktionsphänomene auftreten. Eine sehr große Artenvielfalt und Individuendichte von Algen (alle Gruppen) und anderen Wasserpflanzen und fast allen Tiergruppen (Makrozoobenthosgroßgruppen) tritt auf. Von den höheren Würmern sind in Rhithral trotz des stellenweisen Vorkommens anderer Familien die Lumbriculidae (*Stylodrilus* spp.) dominant. Der Individuenanteil und die Taxavielfalt der Chironomiden (vorwiegend Orthocladiinae, in ruhig fließenden Abschnitten Tanytarsini und Chironomini) nehmen weiter zu. Die netzbauenden Trichopteren sind meist nur an strömungsgünstigen Stellen zahlreich, wobei im Potamal Polycentropodidae massenhaft auftreten können. Makrophyten können flächendeckend sein, Grünalgen treten meist noch nicht massenhaft in Erscheinung. Diese Gewässer sind ertragreiche Fischgewässer mit verschiedenen Fischarten.

GÜTEKLASSE II - III (BETA-MESO bis ALPHA-MESO-SAPROB)

Belastungsstufe: KRITISCH BELASTET

Signalfarbe: GRÜN/GELB

Dieser Zwischengüteklasse gehören Gewässerabschnitte an, deren Belastung mit eutrophierenden Nährstoffen sowie organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen deutlich erkennbar ist. Durch die stärkere Belastung mit organischen Stoffen ist das Wasser u. U. leicht getrübt. Örtlich, unter großen Steinen im lenitischen Bereich, kann Faulschlamm auftreten. Feinkörnige Substrate sind in oberflächennahen Schichten braun oder hell, in der Tiefe bisweilen dunkel (chemisch reduziert). Schwarze Flecken können an Steinunterseiten auftreten. Unter Umständen sind bei empfindlichen Arten oder Altersstadien Fischsterben auf Grund von starken Schwankungen des Sauerstoffhaushaltes möglich. Die Artenzahl der Makroorganismen geht bisweilen zurück, gewisse Arten neigen unregelmäßig zur Massenentwicklung. Makrozoobenthische Besiedlung durch Schwämme, Moostierchen, Krebse, Schnecken, Muscheln, Egel und Insektenlarven (von Steinfliegen nur gewisse Arten der Gattungen *Leuctra*, *Nemurella* und *Nemoura*). Der Egelanteil nimmt deutlich zu. Unter den Lumbriculiden dominiert die Gattung *Lumbriculus*, daneben treten bisweilen massenhaft Naididae und erstmals in nennenswerter Zahl Tubificidae auf. Netzbauende Trichopteren (vornehmlich Hydropsyche) kommen oft massenhaft vor, ebenso Chironomiden bisweilen in großer Zahl, vor allem gangbauende Formen auf Feinsubstraten. Neben euryöken Orthocladiinen und Diamesinen fallen im Psammal die Prodiamesinae, im Pelal die Chironomini (hauptsächlich *Polypedilum*) und Tanytarsini (hauptsächlich *Micropsectra*) auf.

Fadenalgen (z.B. Cladophora) und Makrophyten bilden häufig größere flächendeckende Bestände bzw. kolonieartige Massenentwicklung. Grünalgen sind häufiger als in Güteklasse II. Abwasserbakterien sind oft mit freiem Auge als Zotten sichtbar, wenn auch noch nicht - oder höchstens zur kalten Jahreszeit - auffällig. Größter Artenreichtum der Wimpertierchen: mit freiem Auge sichtbare Ciliatenkolonien auf Hartsubstraten, und lebenden Benthosorganismen sind aber selten. Zumeist handelt es sich noch um ertragreiche Fischgewässer.

GÜTEKLASSE III (ALPHA-MESO-SAPROB)

Belastungsstufe: STARK VERSCHMUTZT

Signalfarbe: GELB

Die Güteklasse III beinhaltet Gewässerabschnitte mit starker organischer, sauerstoffzehrender Verschmutzung und meist starken Sauerstoffdefiziten. Das Wasser ist durch Abwassereinleitungen bzw. Abwasserschwebstoffe zeitweise erkennbar gefärbt und/oder getrübt. An Stellen mit schwacher Strömung lagert sich Faulschlamm ab. Steinig-kiesig-sandiger Untergrund weist meist durch Eisensulfid geschwärzte Flecken auf. An Stellen geringer Wasserbewegung können fast alle Steinunterseiten markant schwarz gefärbt sein. Feinkörnige Substrate sind oft schlickig, in der Tiefe schwarz und faulschlammartig. Die Fischpopulation wird häufig infolge gestörter Reproduktion geschwächt, mit periodisch auftretendem Fischsterben ist zu rechnen. Nur wenige gegen Sauerstoffmangel unempfindliche tierische Makroorganismen wie Schwämme, Egel und Wasserrasseln kommen bisweilen massenhaft vor. Unter den Würmern dominieren die Tubificiden, teilweise Naididae, Enchytraeidae sowie die Gattung Lumbriculus. Neben euryöken Orthocladinae sind die am häufigsten auftretenden Chironomidengruppen Tanytarsini und Chironomini. Netzbauende Trichopteren sind auffällig seltener als in der vorigen Stufe und im kritischen Puppenstadium oft vom Absterben bedroht. Die typische Ciliatengesellschaft ist das Trithigmostometum cucullulae. Bemerkenswert sind mit freiem Auge sichtbare Kolonien von sessilen Wimpertierchen (Carchesium, Vorticella) sowie deutlich aufwachsende fadenförmige Abwasserbakterien und -pilze (z.B. Sphaerotilus, Fusarium und Leptomitus) auf Hartsubstraten und lebenden Benthosorganismen. Die in der vorigen Stufe dominierenden fadenförmigen Grünalgen sind meist durch Stigeoclonium ersetzt, abwassertolerante Blaualgen und Kieselalgen nehmen an ruhigen Stellen manchmal größere Flächen ein. Abwassertolerante Makrophyten sind noch zu Massenbewuchs fähig.

GÜTEKLASSE III - IV (ALPHA-MESO bis POLYSAPROB)

Belastungsstufe: SEHR STARK VERSCHMUTZT

Signalfarbe: GELB/ROT

Die Gewässerabschnitte dieser Zwischengüteklasse weisen weitgehend eingeschränkte Lebensbedingungen durch sehr starke Verschmutzung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen auf. Zeitweilig kann Sauerstoffschwund herrschen, das Wasser ist durch Abwassereinleitungen oftmals verfärbt, durch Abwasserschwebstoffe und "Pilztreiben" stark getrübt, die Sohle meist verschlammmt (Faulschlamm). Feine Substrate sind in der Tiefe fast durchwegs schwarz, faulschlammartig, bisweilen mit deutlich wahrnehmbarem Geruch nach Wasserstoffsulfid (Schwefelwasserstoff). An Stellen geringer Wasserbewegung sind fast alle Steinunterseiten flächendeckend schwarz gefärbt. Die meist ausgedehnten Faulschlammablagerungen im lenitischen Bereich werden durch "rote" Zuckmückenlarven der Gattungen Chironomus oder Polypedilum, teilweise Micropsectra bzw. tolerante Tanypodinen, Schlammröhrenwürmer (Tubificidae), teilweise auch Enchytraeidae (z.B. Lumbricillus) dicht besiedelt. An Hartsubstraten finden sich Egel, die Begleitfauna setzt sich aus euryöken Arten zusammen. Der Algenaufwuchs ist gegenüber Güteklasse III qualitativ und quantitativ reduziert. In der Strömung zeigen fadenförmige Abwasserbakterien eine Massenentwicklung (typische "Abwasserpilz"-Entwicklung), Schwefelbakterien können bereits makroskopisch auffallende Lager ausbilden. Das Mikrobenthos setzt sich hauptsächlich aus Wimpertierchen, Geißeltierchen und Bakterien zusammen, die oft Massenentwicklung zeigen. Der Fortbestand einer eigenständigen ausgewogenen Fischpopulation ist nicht mehr möglich.

GÜTEKLASSE IV (POLYSAPROB)**Belastungsstufe: ÜBERMÄßIG VERSCHMUTZT****Signalfarbe: ROT**

Güteklasse IV charakterisiert Gewässerabschnitte mit übermäßiger Verschmutzung durch organische sauerstoffzehrende Abwässer. Das Wasser ist durch Abwassereinleitungen oftmals verfärbt, durch Abwasserschwebstoffe und "Pilztreiben" sehr stark getrübt und der Gewässerboden ist meist durch starke Faulschlammablagerungen gekennzeichnet. Im Stromstrich haben fast alle Steinunterseiten mehr oder weniger große schwarze Eisen(II)sulfid-Flecken, im lenitischen Bereich sind sie auf der Ober- und Unterseite vollständig schwarz. Feinsubstrate sind gänzlich schwarz. Fäulnisprozesse herrschen vor, in vielen Fällen weist das Gewässer einen Geruch nach Wasserstoffsulfid auf. Sauerstoff kann auf sehr niedrige Konzentrationen absinken oder zeitweise ganz fehlen. Die Besiedlung erfolgt vorwiegend durch Bakterien, Geißeltierchen und bakterienfressende Wimpertierchen, die oft Massenentwicklung zeigen. Die typische Ciliaten-Gesellschaft ist das Colpidietum colpodae. Die fadenförmigen Abwasserbakterien sind weniger häufig als in der vorigen Stufe. Schwefelbakterien erreichen ihr Maximum und bilden deutlich sichtbare Rasen. Der Algenaufwuchs ist gegenüber Güteklasse III qualitativ und quantitativ reduziert. Die Makrofauna ist neben wenigen Chironomiden (*Chironomus riparius* Agg. und *Chironomus plumosus*-Agg.) und bloß vereinzelt Tubificiden nur noch durch luftatmende Formen vertreten (z.B. Stechmücken-, Schmetterlingsmücken-, Waffenfiegen- und Schwebfliegenlarven).

Hinweis: In schnellfließenden sommerkalten Gewässern sind die Angaben zum Sauerstoffgehalt entsprechend zu relativieren.

Definition der höheren Saprobilitätsstufen (**Eusaprobität**) nach FOISSNER et al. (1995):

Degree of saprobity	Quantity of organisms/ml and community (c.) ¹	Examples	Technological standpoint; treatment	Hygienical standpoint
Isosaprobity	Ciliata 10-50 000 Flagellata 1000-20 000 (Amoebia 0-1000) Bacteria in mass (Fungi in mass) <i>Euglena-c.</i>	Raw sewage; less than 1 ppm H ₂ S	Biological oxidation treatment (biofilters; activated sludge; irrigations; oxidation ponds) applicable with or without mechanical pretreatment	Great danger of infection by pathenogenic germs
Metasaprobity	Flagellata 5000-300 000 Ciliata 0-5 Bacteria in mass <i>Thiotrix nivea-c.</i>	Septic sewage; waters containing much H ₂ S (less than 100 [1000] ppm)	Before application of biological oxidation processes the wastes have to be	Great danger of infection by pathenogenic germs; also toxic

	<i>Beggiatoa-c.</i> Chlorobacterium- c. Rhodobacterium- c. <i>Bodo-c.</i> Bacterium and <i>Bodo-c.</i>		aerated (hydrogen sulphide)	compounds present
Hypersaprobity	Bacteria in mass Fungi in mass Flagellata 0-5 Bacterium-c. (= coprozoic zone)	Concentrated industrial wastes; digestion of sludge; less than 10 ppm H ₂ S	Anaerobic treatment; lagooning; before application of oxidation processes chemical treatment inevitable	Danger of infection by pathenogenic germs and of poisoning by ptomeins of some cases
Ultrasaprobity	Bacteria 0-10 (Fungi 0-10) abiotic	Industrial liquids; sulphite liquour; beet-sugar process wastes; 0 ppm H ₂ S	Anaerobic treatment; chemical treament and/or dilution are suppositions for further aerobic biological treatment	Spores of pathenogenic germs can be present

¹: communities according to FJERDINGSTAD (1964)

5.5 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. (SCHWEDER, 1992; KOHMANN et al., 1993; MOOG, 1993 a, 1994).

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

ERNÄHRUNGSTYP	KURZBEZEICHNUNG	NAHRUNGSQUELLE
Weidegänger Raspler und Kratzer *)	WEI	epilithische Algen, Biofilm, tw. Detritus endo- und epilithische Algen, tw. lebendes Pflanzengewebe
Blattminierer Zellstecher*)	MIN	Wasserpflanzenblätter Algen- und Wasserpflanzenzellen
Holzfresser	HOL	Totholz
Zerkleinerer	ZKL	Fallaub, Pflanzengewebe, CPOM
Detritusfresser	DET	sedimentiertes FPOM
Filtrierer		schwebendes FPOM, CPOM, Beute
aktive Filtrierer Strudler*)	AFIL	Wasserstrom wird aktiv erzeugt schwebendes FPOM, Mikrobeute wird herbeigestrudelt
passive Filtrierer	PFIL	Wasser wird mit Hilfe der Strömung gefiltert
Räuber	RÄU	Beute
Parasiten	PAR	Wirt
Allesfresser**)		vielfältig
sonstige Ernährungstypen	SON	nicht in obiges Schema einstuftbar

*) Ernährungsgruppe wird mit oben angegebener Gruppe gemeinsam berechnet

**) Ernährungsgruppen werden in nachstehenden Auswertungsbeispielen nicht berücksichtigt

Die Kategorisierung von Organismen in das Konzept der funktionellen Ernährungstypen (functional feeding groups) stützt sich in der Regel auf die Morphologie der Mundwerkzeuge, das Freßverhalten und die Futterressourcen. Autökologische Studien zur Ernährungsbiologie einzelner Arten sind allerdings selten, was zu teilweise widersprüchlichen oder falschen Zuordnungen in Einstufungslisten führt. Dieser Umstand schlägt sich auch in der Tatsache nieder, daß zwar viele Publikationen Ernährungstypenanalysen anbieten, aber keinen Hinweis auf die Methode der Typenzuordnung geben.

Die Schwierigkeiten einer Ernährungstypenanalyse gründen auf folgenden Umständen:

- (*) Nur wenige Arten bedienen sich einer einzigen Ernährungsweise oder Futterressource,
viele Organismen nützen mehrere Futterquellen und wählen das Futter aus.
- (*) Gewisse Organismen wechseln im Laufe ihrer Ontogenie die Futterquellen.

- (*)Auf Grund opportunistischer, unspezifischer Nahrungsaufnahme können gewisse Arten kaum einer Ernährungsgruppe zugerechnet werden.

Die Zuordnung zu Ernährungstypen kann nicht auf bloßen Darminhaltsuntersuchungen oder morphologischen Analysen basieren, sondern erfordert eine integrative Sicht der Zusammenhänge. Angaben zur methodischen Vorgangsweise gibt Kapitel 8, für weitere Informationen zu diesem Thema sei auf SCHWEDER (1992), SCHWINGSHANDL (1992) und die gängigen Lehrbücher verwiesen: z.B. SCHÖNBORN (1992), LAMPERT & SOMMER (1993), SCHWOERBEL (1993).

Die Autoren sind sich der Tatsache bewußt, daß gerade auf diesem Gebiet noch großer Forschungsbedarf besteht. Die vorliegende Liste trifft trotz genannter Umstände eine artbezogene Zuordnung der Ernährungstypen, da - obwohl das Konzept der Ernährungstypen häufig angewendet wird - außer der generellen Beschreibung von MERRITT & CUMMINS (1984) bloß in vereinzelt kleineren Arbeiten Ernährungstypeneinstufungen angegeben werden.

Im Hinblick auf die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit kann über die Analyse der Ernährungstypen die Übereinstimmung oder die Abweichung der Zönose vom Leitbild diskutiert werden. Liegt keine Referenzstrecke vor, kann entweder über die physiographischen Bedingungen einer Stelle (Fallaub, Besonnung, Algenaufwuchs, hoher Anteil an Hartsubstrat etc.) oder durch Einordnung in das "River Continuum Concept" von VANNOTE, MINSHALL, CUMMINS, SEDELL & CUSHING (1980) auf die Ernährungstypenverteilung geschlossen werden.

Das Konzept des Flußkontinuums geht davon aus, daß sich entlang der Fließstrecke die physikalischen Bedingungen kontinuierlich ändern und daß sich die biologischen Komponenten diesem Gradienten anpassen: Produzenten und Konsumenten-Gesellschaften stehen im Fließgleichgewicht mit den sich über längere Flußabschnitte ändernden geomorphologisch-hydrologisch-physikalisch-physiographischen Gegebenheiten.

Entsprechend der mittels Flußordnungszahlen beschreibbaren Fließgewässergröße unterscheiden die genannten Autoren drei limnologisch deutlich trennbare Fließgewässerbereiche.

Oberläufe, bzw. Bäche:	1. - 3 (4). Flußordnung
Mittelläufe, bzw. kleine Flüsse:	4. - 6 (7). Flußordnung
Unterläufe, bzw. große Flüsse:	ab der 7 (8). Flußordnung

Natürlich kann mittels eines - noch dazu einfachen - Konzeptes nicht der Individualität eines Gewässerlaufes vollständig Rechnung getragen werden. Vor allem die

offensichtlichen Unterbrechungen der Kontinuität führten zur Entwicklung des Serial Discontinuity Concepts (WARD & STANFORD, 1983; STANFORD et al., 1988). Die im Querprofil ausgeprägt heterogen verteilten Bettsedimente (Choriotope) und deren in Ober-, Mittel- und Unterläufe sehr unterschiedlich verlaufende Dynamik hinsichtlich Zusammensetzung, Größe und Lebensdauer führten in weiterer Folge zum Patch-Boundaries-Dynamics-Aspect (PRINGLE et al. 1988). Eine von einem breiten Kollegenkreis akzeptierte, sehr profunde und konstruktive Kritik am Flußkontinuumskonzept nehmen STATZNER & HIGLER (1985) vor. Obwohl auch mit den Folge-Konzepten die einem Fließgewässer inhärenten räumlichen und zeitlichen Diskontinuitäten nicht genügend genau erfaßt werden können, bieten die genannten Theorien hervorragend geeignete Denkmodelle.

SCHÖNBORN (1992) faßt diese Konzepte sehr versöhnlich in einem Satz zusammen und schreibt: "Ein Fließgewässer ist ein Kontinuum, dessen große Elastizität die in ihm innewohnenden Diskontinuitäten integriert, aber nicht aufhebt. Erst die genaue Kenntnis des Gegenspiels von Kontinuum und Diskontinuitäten eröffnet das Verständnis für die Fließgewässer-Ökosysteme."

Das klassische Konzept von VANNOTE et al. (1980) geht von beschatteten Oberläufen aus und postuliert eine dementsprechende Abfolge von Freßtypen:

- Die Oberläufe stehen unter dem Einfluß der umgebenden Vegetation: Beschattung hemmt die autochthone Produktion. Als Folge des starken Eintrages an grobpartikulärem Material setzt sich die Fauna der Wirbellosen vor allem aus Vertretern der Zerkleinerer, gefolgt von Detritivoren und einem geringen Filtriereranteil zusammen. Die Freßtypenverteilung unbeschatteter Oberläufe folgt diesem Schema nicht, sondern richtet sich nach der physiographischen Situation. Im Regelfall dominieren oberhalb der Baumgrenze Weidegänger und Detritivore.
- Entlang der Mittelläufe nimmt der Einfluß der Ufervegetation, bei gleichzeitig ansteigender Primärproduktion im Gewässer ab. Weidegänger, Raspler und Kratzer, Filtrierer sowie Detritusfresser nehmen zu. Der Anteil der Zerkleinerer nimmt ab.
- Große Flüsse, bzw. Unterläufe werden vom Eintrag des in den oberliegenden Abschnitten produzierten feinpartikulären organischen Materials geprägt. Die Filtrierer weichen nach einem Optimum im Übergang der 6. zur 7. Flußordnung den Sedimentbewohnern; detritusfressende Organismen prägen das Faunenbild.

Die Gesetzmäßigkeiten der Ernährungstypenabfolge werden von zahlreichen Autoren bestätigt: BENNISON (1975); MACMILLAN (1975); COLEMAN (1977), ausgewertet von LAKE et al. (1988); CUSHING et al. (1980); CUMMINS et al. (1981); HAWKINS & SEDELL (1981); CULP & DAVIES (1982); MINSHALL et al. (1982); MINSHALL et al. (1983); MINSHALL

et al. (1985a und b); WILEY et al. (1990). MINSHALL et al. (1985a) stellen die längenzonale Verteilung der Freßtypen in einem Fließgewässer der 12. Flußordnungszahl in überarbeiteter Form dar. Eine spezielle Methode der Ernährungstypenanalyse präsentiert SCHWEDER (1992).

Eine Überprüfung der Ernährungstypenverteilung für österreichische Fließgewässer der 1. bis 4. Flußordnungszahl erbringt eine ausgezeichnete Übereinstimmung mit den Prognosen des River-Continuum-Konzeptes (SCHWINGSHANDL, 1992).

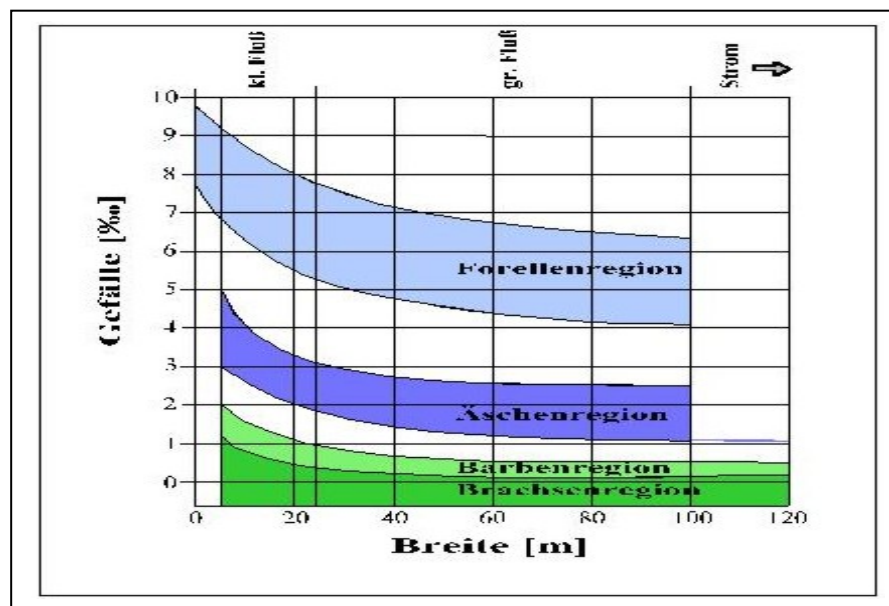
5.6 Längenzonale Verteilung nach "Biozönotischen Regionen"

Ein ebenfalls sehr sensitives Instrument der biozönotischen Gewässeranalyse ist die Auswertung der längenzonalen Verteilung der Fließgewässer-Organismen. 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 unterteilt die Bewohner der Gewässerstrecken nach dem in nachstehender Tabelle gezeigten Schema (ILLIES & BOTOSANEANU, 1963).

Als zusätzliche Zönosen wurden die Gemeinschaft der Litoralzönose und der Profundalzönose in den Einstufungskatalog aufgenommen. Als Litoral s.l. werden die eigentlichen Ufer sowie all jene stagnierenden Gewässer oder Gewässerzonen aufgefaßt, deren limnologisches Geschehen vom Benthos her dominiert wird. Im Hinblick auf den Gebrauch des Einstufungskataloges bedeutet dies, daß neben der Tierwelt der Fluß- und Seeufer auch jene der Tümpel, Teiche, Altarme, Weiher, und Moore zum Litoral gezählt wird. Zur Profundalzönose werden die eigentlichen Seebodenbewohner gezählt, deren (benthaler) Lebensraum aus limnologischer Sicht maßgeblich durch Prozesse im Pelagial beeinflusst wird.

Über die methodische Vorgangsweise der Bestimmung der biozönotischen Regionen siehe MOOG & WIMMER (1990, 1994), MOOG & GRASSER (1992 b), MOOG (1993), JUNGWIRTH (1995). 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.



Längenzonale Verteilung der Fischregionen nach Breiten/Gefälle-Relationen
(nach HUET 1949)

Wie in Kapitel 8 an Hand ausgewählter Beispiele gezeigt wird, führen Begradigung, Tiefenwasserableitung und Schwallenfluß zu einer Rhithralisierung der Biozönosen. Aufstau, Aufheizung, organische Belastung und Geschiebesperren können eine Potamalierung der Fauna bewirken.

Aufgrund dieser vorhersagbar und in typischer Weise auftretenden längenzonalen Faunenverschiebungen können die biozönotischen Reaktionen auf anthropogene Eingriffe zielsicher und sehr sensitiv beurteilt werden. Die Art und Weise der Abweichungen von einem auf Grund abiotischer Gegebenheiten relativ treffsicher zu formulierenden Leitbild läßt sich im Hinblick auf die ökologische Funktionsfähigkeit einer Benthoszönose beschreiben.

Einteilung von Zönosen (Lebensgemeinschaften) in Abhängigkeit von der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen (Längenzonation)

ZÖNOSE	KURZBEZEICHNUNG	GEWÄSSERREGION
Eukrenalzönose	EUK	Quellbereich
Hypokrenalzönose	HYK	Quellbach
Epirhithralzönose	ER	obere Forellenregion
Metarhithralzönose	MR	untere Forellenregion
Hyporhithralzönose	HR	Äschenregion
Epipotamalzönose	EP	Barbenregion
Metapotamalzönose	MP	Brachsenregion
Hypopotamalzönose	HP	Brackwasserregion
Litoralzönose	LIT	Seenufer, Altarme, Weiher etc.
Profundalzönose	PRO	Seeböden

6. Ökologische Funktionsfähigkeit

Die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässernetzes basiert darauf, daß die natürlich am und im Gewässer vorkommenden Tier- und Pflanzenarten autochthone Bestände ausbilden können. Die Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich in der quantitativen und qualitativen Veränderung der Biozönosen, 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.

6.1 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 nachstehende Tabelle.

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 (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.

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
Fließkontinuum	Abweichung vom Naturzustand	verbal
physikalisch-chemischer Stoffhaushalt	Immissionsverordnung	Grenzwerte
Vitalität und Ökotoxikologie	Schwellenwerte	Verdünnungsfaktor
Saprobilogie	Gewässergüteklassen, saprobieller Grundzustand	7 Stufen
Makrophyten und Algen	Abweichung vom Naturzustand saprobieller Grundzustand Differentialartendiagnose	verbal 7 Stufen
Biozönotische 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

6.2 Kriterien einer abgestuften Beurteilung auf makrozoobenthischer Basis

Eine bereits mit gegenwärtigem Kenntnisstand durchführbare Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit aus der Sicht der Zoozönosen fußt auf folgenden Kriterien:

- Arteninventar
- Abundanz
- Dominanzstruktur
- Ernährungstypen
- Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

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 eingeeengte Zönose; z.B. hydropetrische Zönosen in Ausleitungsstrecken, 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.

6.3 Fischfauna als Indikator der ökologischen Funktionsfähigkeit

Als Bewertungsschema für die in der fischökologischen Beurteilung repräsentierten Aspekte der ökologischen Funktionsfähigkeit können folgende Kriterien verwendet werden:

- Artenspektrum
- Abundanz
- Dominanz
- Populationsstruktur

Als Bewertungsmaßstab dient der Grad der Abweichung vom gewässerspezifischen Naturzustand der Fischpopulation; demnach ist ein Gewässer unter diesem Aspekt ökologisch uneingeschränkt funktionsfähig, wenn die nachgewiesene Arten-, Abundanz-, Dominanz- und Populationsstruktur den natürlich zu erwartenden Verhältnissen entspricht.

Die Klassifizierung lässt sich wie folgt darstellen:

Arteninventar: Das Artenspektrum wird durch die Verfügbarkeit der ökologischen Nischen für die verschiedenen Entwicklungsstadien der Fischarten bestimmt. Demnach wird es durch hydrologische, gewässermorphologische und chemisch-physikalische Parameter, das passende Nahrungsangebot, die geographische Lage, das Fließgewässerkontinuum und die laterale Verbindung zu den Nebengewässern bestimmt. Zur Beurteilung der fischökologischen Verhältnisse sind daher diese Aspekte zu erfassen und zu berücksichtigen. Zusätzlich ist das Vorkommen hoch spezialisierter, endemischer und/oder sehr seltener Arten zu bewerten. Exotische, eingebürgerte oder standortfremde Arten sind in die Beurteilung einzubeziehen.

Abundanz- und Dominanzverhältnisse: Der Anteil der einzelnen Fischarten am Gesamtbestand hängt bei unbeeinträchtigter Funktionsfähigkeit von den gewässerspezifisch naturgegebenen Verhältnissen ab. Wenn extreme Dominanzen oder stark verringerte Bestände einzelner Fischarten nicht durch diese Verhältnisse erklärt werden, liegen wichtige Hinweise auf eine Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit vor. Für die Bestimmung der Abundanzverhältnisse sind prinzipiell quantitative Beprobungsmethoden erforderlich, wobei jahreszeitliche Fluktuationen berücksichtigt werden müssen. Besatzmaßnahmen können die Abundanz- und Dominanzverhältnisse stark beeinflussen und zu Abweichungen vom Naturzustand führen; sie sind daher zu berücksichtigen und zu diskutieren.

Populationsstruktur: Eine Fischart kann sich in einem Gewässerabschnitt nur dann langfristig erhalten, wenn für alle Entwicklungsstadien geeignete Lebensräume zugänglich sind. Zur Beurteilung der gewässerspezifischen Natürlichkeit der Verhältnisse sind daher Analysen der Populationsstruktur (Altersbestimmungen, Aufnahme des Jungfischbestandes) der vorhandenen Habitate heranzuziehen. Der jahreszeitliche Aspekt ist zu berücksichtigen. Jungfischbesatz kann intakte Reproduktionsverhältnisse vortäuschen und ist daher bei der Bewertung zu beachten. Für die Einstufung als ökologisch funktionsfähiges Gewässer ist der Nachweis intakter Populationen entscheidend; eine bloß qualitative Bestandsaufnahme ist für diesen Nachweis nicht ausreichend.

7. Methodik der biozönotischen Indikation relevanter Umweltfaktoren

7.1 Rechnerische Vorgangsweise

ZELINKA & MARVAN (1961) gingen bei der Berechnung des Saprobitätsindex von der Tatsache aus, daß nur die wenigsten Arten einen eng begrenzten Bereich des saprobiellen Spektrums charakterisieren. Die meisten Indikatorarten treten zwar gehäuft in einer bestimmten Saprobitätsstufe auf, können aber auch in anderen saprobiellen Bereichen präsent sein. Die beiden Autoren kompensierten den Informationsverlust, der mit der herkömmlichen Zuordnung des artspezifischen Saprobienindex verbunden ist, indem sie die Häufigkeit des Auftretens der fraglichen Art in jeder einzelnen Güteklasse berücksichtigten. Die Summe der Häufigkeitswerte aller fünf Güteklassen ergibt vereinbarungsgemäß die Zahl 10. Tritt eine hypothetische Art in allen Güteklassen in gleicher Frequenz auf, so wird ihr die "saprobielle Valenz"

x	o	b	a	p
2	2	2	2	2

zugeordnet (Legende siehe Kapitel 5.4). Eine Art die ausschließlich in xenosaprobe Gewässerabschnitten lebt, hätte dementsprechend die saprobielle Valenz

x	o	b	a	p
10	-	-	-	-

Das Indikationsgewicht läßt sich aus der saprobiellen Valenz ableiten. Es liegt auf der Hand, daß die eurypotente Art aus dem ersten Beispiel nur einen geringen Zeigerwert hat: sie bekommt das Indikationsgewicht 1. Der extrem stenopotenten zweiten Art wird der Höchstwert (5) des Indikationsgewichts zugeschrieben. SLADECEK (1964) stellte feste Regeln für die Ermittlung des Indikationsgewichts auf. Die speziellen Indikationsgewichte sind wesentliche Ausgangsgrößen zur Berechnung der saprobiellen Valenz einer Zönose.

Der Anteil der zönotischen saprobiellen Valenz in der xenosaprobe Güteklasse errechnet sich zu

$$V_x = \frac{\sum x_i \cdot h_i \cdot g_i}{\sum h_i \cdot g_i}$$

wobei x_i den Anteil der speziellen saprobiellen Valenz in der Gütestufe X
 h_i die Individuenzahl der (im Katalog eingestuft) Art, und
 g_i das Indikationsgewicht darstellt.

Analog wird für alle anderen Güteklassen verfahren, z. B.

$$V_O = \frac{\sum o_i \cdot h_i \cdot g_i}{\sum h_i \cdot g_i}$$

wobei o_i der Anteil der speziellen saprobiellen Valenz in der Gütestufe O ist.

Auf diese Weise läßt sich die zönotische saprobielle Valenz als Histogramm darstellen. Summiert man die Balkenwerte aller Güteklassen, ergibt sich wieder der Wert 10.

Den Saprobitätsindex der Zönose erhält man durch Multiplikation der Balkenwerte mit dem Faktorenwert der jeweiligen Güteklasse (zwischen 0 - 4 für xeno- bis polysaprob) und Division der Summe durch 10. Diese Berechnungsart entspricht der Bildung eines gewichteten Mittels aus Häufigkeit, Indikationsgewicht und spezieller saprobieller Valenz der Arten einer Zönose. Beispiele dazu gibt SCHWÖRBEL (1993).

Bearbeitet man eine Zönose im Hinblick auf die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen wird die Formel vereinfacht, da das Indikationsgewicht wegfällt. Beispielsweise errechnet sich der eukrenale Anteil an der Gesamtzönose (R_{EUK}) zu

$$R_{EUK} = \frac{\sum euk_i \cdot h_i}{\sum h_i}$$

wobei euk_i den Anteil der speziellen eukrenalen Valenz (10-stufig, analog der saprobiellen Valenz) einer Art in der Region Eukrenal kennzeichnet.

Charakterisiert man eine Benthoszönose anhand der Ernährungstypen, gilt die gleiche Formel. Der Anteil des Ernährungstyps Zerkleinerer in der Gesamtzönose (E_{ZKL}) errechnet sich zu

$$E_{ZKL} = \frac{\sum zkl_i \cdot h_i}{\sum h_i}$$

wobei zkl_i den speziellen Ernährungstypenindex (10-stufig, analog der saprobiellen Valenz) darstellt.

7.2 Erstellung des Einstufungskataloges

Ein Autorenteam aus taxonomischen Fachspezialisten und Praktikern erstellt in einem ersten Schritt eine Vorschlagsliste mit Einstufungen, wobei ausschließlich in Österreich sicher nachgewiesene Arten berücksichtigt werden. Für die Erstellung der Fundortlisten werden in Fachjournalen publizierte faunistische Angaben und die "graue Literatur" (Gutachten, unveröffentlichte Berichte, Studien etc.) - soweit freigegeben und erhältlich - in den Katalog eingearbeitet. Aufgrund der empirischen Grundkonzeption von Bioindikationsmethoden, aber auch zufolge des heterogenen Datenmaterials, ist eine rein rechnerisch fundierte Zuordnung der autökologischen Verteilungsschwerpunkte nicht sinnvoll. Die Synthese der autökologischen Fachliteratur mit den faunistisch-physiographischen Informationen erfolgt daher fast ausschließlich auf Basis des Expertenwissens der Autoren. Die Autorenliste findet sich am Beginn jedes Teilkapitels.

Die vorläufigen Einstufungen werden dann an zahlreiche, in Österreich praktisch arbeitende Institutionen und an interessierte Einzelpersonen zur kritischen Durchsicht übersendet. Die Kommentare werden von den Autoren und von zusätzlich konsultierten Fachspezialisten gesichtet und diskutiert, ehe die endgültige Fassung festgelegt wird.

Sämtliche Mitarbeiter sind sich der Tatsache bewußt, daß die gewählte Vorgangsweise nur eine erste Stufe zum Verständnis und zur Analyse ökologischer Prozesse sein kann. Die Autoren möchten sich aber nicht den Anforderungen ökologisch ausgerichteter Gewässerkontrollen im Zuge der modernen Wasserwirtschaft verschließen und wählten vorliegend aufgezeigten Weg als Kompromiß zwischen Wissenschaft und Praxis. Die Veröffentlichung in Form einer Ringmappe soll laufende Ergänzungen und Aktualisierungen ermöglichen bzw. dazu anregen. Auf diese Weise soll langfristig ein fundiertes Datenwerk entstehen, das sowohl den Ansprüchen von Ökologen als auch Praktikern gerecht wird.

Sämtliche Einstufungen werden nach der oben beschriebenen 10-Punkte Methode von ZELINKA & MARVAN (1961) vorgenommen. Als Indikatoren ungeeignete Arten und Organismen mit ungenügend erforschter Autökologie bleiben unberücksichtigt oder werden je nach Wissensstand in bezug auf ihre Verteilung mit Sternen (*) oder Pluszeichen (+) gekennzeichnet.

Am Beispiel der Kriebelmückenart *Prosimulium hirtipes* wird die Archivierung dieser Datengrundlagen aufgezeigt (Kapitel 8, Beispiel 1).

Saprobiologische Einstufung

Die saprobielle Einstufung richtet sich vor allem nach der für Österreich typischen Faunenverteilung, wobei Widersprüche zu anerkannten, existierenden Listen nach Möglichkeit vermieden wurden.

Auf Arten, die sich nicht zur saprobiellen Indikation eignen, wird im Katalogtext speziell hingewiesen. Arten mit unbekannten saprobiellen Valenzen wurden nicht eingestuft, aber in die Artenlisten mit aufgenommen. Arten, über deren saprobielle Ansprüche zu wenig Information für eine numerische Zuordnung vorliegt, werden bezüglich ihrer bekannten saprobiellen Vorkommensbereiche mit * (starke Präferenz) und + (Präferenz) ausgewiesen. Auch die saprobiellen Aufenthaltsbereiche außerhalb eines mit 10 Punkten indizierten Hauptvorkommens werden mit + gekennzeichnet.

Ermittlung der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen

Die Zuordnung einer Art zu biozönotischen Regionen basiert ebenfalls auf Literaturangaben, der Erfahrung der Bearbeiter und den österreichischen Freilandbefunden. Vergleichbar der Vorgangsweise bei der saprobiellen Einstufung werden auch die Schwerpunkte der längenzonalen Verteilung hervorgehoben. Vorkommen außerhalb dieser Schwerpunkte werden mit einem + gekennzeichnet und entfallen für die Berechnung. An euryöke Arten, die in allen Regionen auftreten, wird trotz eines eventuellen Vorkommensmaximums in jeder der zehn Regionen der Wert 1 vergeben. Bei zu gering abgesicherter Information werden die hauptsächlich besiedelten Regionsbereiche mit einem Stern (*), die übrigen Zonen mit einem Plus (+) markiert. Die Bestimmung der biozönotischen Region eines Fundortes wurde nach allen zur Verfügung stehenden Daten vorgenommen, wobei die Gefälls/Breiten-Verhältnisse, die Jahrestemperaturamplituden sowie die Zusammensetzung der Fischfauna und der übrigen Taxozönosen als Haupttrichtwerte dienten (HUET, 1949; MOOG & WIMMER, 1990, 1994; MOOG & GRASSER, 1992 b; MOOG, 1993a). Die Vorgangsweise wird anhand der Beispiele 2 und 3 in Kapitel 8 verdeutlicht.

Zuordnung zu Ernährungstypen

Verlässliche Ernährungstypenzuordnungen wurden bisher kaum kompiliert. Die vorliegende Arbeit stellt das vorläufige - sehr lückenhafte - Wissen um die Ernährungsweise österreichischer Makrozoobenthosarten zusammen. Damit wird auch das enorme Forschungsdefizit auf diesem Sektor der angewandten umsetzbaren Autökologie aufgezeigt.

Die Vergabe von 10 Punkten ermöglicht eine rechnerische Auswertung der Ernährungstypen. Viele Arten müssen ohne numerische Einstufung bleiben. Soweit

aus der Fachliteratur ableitbar, wurden in diesen Fällen die generellen Nahrungspräferenzen mit Symbolen gekennzeichnet: * (starke Präferenz) oder + (Präferenz). Das Symbol + wurde auch neben numerisch bewerteten Ernährungsweisen vergeben, um anzudeuten, daß gewisse Weidegänger auch Detritusnahrung zu sich nehmen oder gewisse Filtrierer mehr oder weniger unbeabsichtigt tierische Nahrung inkorporieren.

8. Beispiele zur Vorgangsweise und zur praxisnahen Anwendung umweltrelevanter zönotischer Kenngrößen

Eingangs wird am Beispiel einer Kriebelmückenart die Datensammlung aufgezeigt, die der Einstufung zugrundeliegt. Das gewählte Beispiel soll nicht darüber hinwegtäuschen, daß bei vielen Makrozoobenthosarten ein enormes Forschungsdefizit zu verzeichnen ist.

Die nachstehenden Beispiele stellen Auswertungen von quantitativ, also flächen- und/oder volumsbezogen entnommenen Benthosproben dar. Die Bearbeitung folgt zumindest dem in der ÖNORM M 6232 ausgewiesenen erweiterten Untersuchungsumfang. Sämtliche Makrozoobenthos-Individuen wurden dem Bachsediment entnommen (4 bis 6 Parallelproben pro Stelle) und - soweit möglich - auf Artniveau bestimmt, gezählt und gewogen. Detailliertere Angaben zur Methodik geben MOOG & GRASSER (1992 b).

Es wird demonstriert, wie durch die Zusammenschau abiotischer und biotischer Kenngrößen ein Fließgewässer(abschnitt) in bezug auf die biozönotische Region charakterisiert werden kann (Beispiele 2 und 3). In weiterer Folge werden die Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf die Zusammensetzung der Ernährungstypen und die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen dokumentiert. Die typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecken richtet sich nach MOOG & WIMMER (1990).

Beispiel 1: Archivierung der Datengrundlagen und Vorgangsweise der Einstufung am Beispiel von *Prosimulium hirtipes*.

Datensammlung - *Prosimulium hirtipes* FRIES, 1906

Vorkommen:

Nach CROSSKEY (1987) über Europa und Sibirien verbreitet. KNOZ (1965) beschreibt Bergbäche und kleine Flüsse zwischen 450 und 600 m Seehöhe als Lebensräume der Larvenstadien. KNOZ & SASINKOVA (1969): Eine blutsaugende Art der ganzen paläarktischen Region, ökologisch an Gebirgs- und Wildbäche gebunden. SCHRÖDER et al. (1988) kennzeichnen *P. hirtipes* als montane Art aus Gebirgsbächen, Bergbächen und Flüssen. ZWICK (1974) führt *P. hirtipes* als Art stark strömender Rhithralgewässer bis hin zu reißenden Hochgebirgsbächen. CAR (1981) findet die Art in den Alpen und im Waldviertel in über 500 m Seehöhe gelegenen, rasch fließenden, größeren Gewässern. Von BRAUKMANN (1987) der Gruppe typischer Gebirgsbacharten zugerechnet. SCHMEDTJE & KOHMANN (1988) bezeichnen klare, rasch und turbulent strömende Bäche und Flüsse mit steinigem Untergrund in Höhenlagen zwischen 300 und 700 m als bevorzugte Lebensräume. Von SCHRÖDER & REY (1991) wird *P. hirtipes* zu den Arten des alpinen Raumes und der Hochlagen der Mittelgebirge (montan) gezählt. Nach SEITZ (1992) eine Charakterart des Meta- bis Hyporhithrals, die Mittel- und Unterläufe der Bäche des Bayerischen Waldes in mittleren Lagen um 500 m besiedelt.

Vergesellschaftung:

In den eigenen Aufsammlungen ist *Prosimulium hirtipes* gemeinsam anzutreffen mit: *Simulium monticolum*, *Simulium argyreatum*, *Simulium variegatum*, *Simulium cryophilum*, *Simulium ornatum*, *Simulium venum* und *Simulium costatum*. SCHRÖDER & REY (1991) berichten von einer Vergesellschaftung mit *Prosimulium tomosvaryi*. Nach ZWICK (1974) sind die Imagines mit *Prosimulium tomosvaryi*, *Simulium monticolum* und *Simulium cryophilum* vergesellschaftet.

Saprobiologische Einstufung von *P. hirtipes* in der Fachliteratur:

Autor	Verteilung saprobieller Valenzen					Indikations- gewicht G	Saprobien- index SI
	x	o	β	α	p		
HANUSKA (1956)		os					1,0
Z.,M.&K.(1959)	2,5	1,5	-	-	-		0,3
DITTMAR (1960)	-	8	2	-	-		1,2
Z. & M. (1961)	7	3	-	-	-		0,3
MAUCH (1976)		os	bms				1,5

Autor	Verteilung saprobieller Valenzen					Indikations- gewicht	Saprobien- index
	x	o	β	α	p	G	SI
SLADECEK (1973)	7	3	-	-	-	4	0,3
GULYAS (1983)	7	3	-	-	-	4	0,3
SLAD. et al. (1981)	4	6	-	-	-	3	0,6
WEGL (1983)	-	8	2	-	-		1,2
BRAUKMANN (1987)	-	4	5	1	-	2	1,7
Stmk. (1989)						4	1,2
MAUCH et al. (1985)						3	1,5
BAYERN (1993)						3	1,5
KOHMANN & SCHMEDTJE (1988)						3	1,5
FRIEDRICH (1990)							1,5
POLZER & TRAER (1991)						3	0,6
SEITZ (1992)							1,5
Oberösterreich							0,6

Fundortliste Österreich:

Gewässer	Funddatum	biol. Ge- wässergüte	Individ. Dominanz	See- höhe	biozön. Region	Flußord- nungs- zahl
Oberösterreich:						
Hölmühlbach 9	23.5.1986	I - II	8,45	460	MR	1
Hölmühlbach 10	23.5.1986	I -(II)	0,76	370	MR	3
Katzbach 43	4.6.1986	I - II	0,75	430	MR	2
Pflasterbach 20	22.5.1986	(I)- II	2,60	320	MR	1
Haselbach 21	21.5.1986	I - II	0,15	470	ER	1
Haselbach 22	21.5.1986	II	1,08	490	ER	1
Haselbach 24	21.5.1986	I -(II)	0,15	430	MR	2
Haselbach 30	21.5.1986	(I)- II	1,14	360	MR	4
Diesenleitenbach 6,5	29.5.1985	II		580	ER	2
Diesenleitenbach 9,4	29.5.1985	I	2,50	800	HYK	1
Vöckla, km 1,66	26.2.1985	II	0,10	428	HR	5
Vöckla, km 0,35	6.12.1990	II		425	HR	5
Teichl (CAR 1981), BH Hinterstoder		I-(II)		470		4
Krumme Steyerling (CAR 1981)						
Messerer		I		562		
Köhlerschmiede		I		457		3
Brücke Gstadt		I-(II)		446		
vor Steyrmündung		I-(II)		435		4
Raning, Engelhartzell (ZWICK, 1976)				290		
Bach bei Waizenkirchen (ZWICK, 1976)				367		
Kremsmünster (FRANZ, 1989)		II		350		

Gewässer	Funddatum	biol. Gewässergüte	Individ. Dominanz	Seehöhe	biozön. Region	Flußordnungs- zahl
Niederösterreich:						
Melk 2	25.4.1982	II		237	HR-EP	5
Ob. Lunzer Seebach (CAR 1981)		I		620	MR	2
Unt. Lunzer Seebach (CAR 1981)		I-II		610	MR-HR	2
Mausrodlteichbach (CAR 1981)		I-II		659	MR	1
Teichbach, Lunz (Kazimirova, 1981)		I-(II)		620	MR	1
oberster Abschnitt der Ybbs (SUPPERER & KUTZER, 1967)						
Salzburg:						
Alterbach VII		II	0,06	490	MR	3
Alterbach 9/3		II	1,0	520	ER-MR	3
Wagrainer Ache Hallmoosberg	9.7.1985	I-	0,05	806	ER-MR	4
Salzach						
Urreiting	13.12.1990	(I)-II		530	MR-HR	7
Bischofshofen	13.12.1990	(I)-II		550	MR	7
Pfarrwerfen	20.2.1990	II-III		530	MR-HR	7
Tenneck-Blühnbach	21.2.1990	II-(III)		495	MR-HR	7
Stegenwald	12.12.1990	II-(III)		500	MR-HR	7
Golling	12.12.1990	II		470	HR	7
Steiermark:						
Granitzenbach, Obdach	17.5.1967 (CAR, 1981)			880		3
Granitzenb., v. Murmdg.	17.5.1967 (CAR, 1981)			660		5
Kärnten:						
Gerinne bei Miklausdorf	17.5.1967			610		
Waidischbach, Unterferl.	18.5.1967			450		
Vorarlberg:						
Ebniterach oh. Wehr	15.3.1991	I-II	2,05	780	ER	4
Ebniterach uh. Wehr	15.3.1991	I-II		750	ER	4
Dornbirnerach, Gütle	16.3.1991	II	0,87	510	MR	5
Waldbad	16.3.1991	II		470	MR	5
oh. Waldbad	4.12.1990	II		490	MR	5
Gschwendbach III	15.3.1991	II-(III)	0,18	700	MR-HR	3
Rickenbach, Wolfurt	16.3.1991		1,28	416	ER-MR	4
Rickenbach 1	15.3.1991	I-II	0,18	800	ER	1
Rickenbach 2	15.3.1991	I-II	0,07	720	ER	2
Rickenbach 3	15.3.1991	I-II	0,11	680	ER-MR	3

Gewässer	Funddatum	biol. Gewässergüte	Individ. Dominanz	Seehöhe	biozön. Region	Flußordnungs- zahl
Schwarzach 1	15.3.1991	II	0,47	900	ER	1
Schwarzach 2	15.3.1991	II-(III)	0,18	665	MR-HR	2
Schwarzach 3	15.3.1991	II	0,81	575	HR	3
Schwarzach 4/2	15.3.1991	II	0,69	570	MR-(HR)	4
Schwarzach 4/1	17.3.1991	II-(III)	0,16	418		4
Müselbach	15.3.1991	I-II	6,49	700	ER	3
Kobelach u. Müselbachmünd.	15.3.1991	I-(II)	0,38	670	ER-MR	4

Auswertung der Fundliste Österreich und zönotische Einstufung von *Prosimulium hirtipes*:

Saprobielle Einstufung

In der Fachliteratur überstreichen die saprobiellen Einstufungen von *Prosimulium hirtipes* einen weiten Bereich zwischen der xeno- und der β -mesosaprobien Stufe, teilweise im Übergang zur α -Mesosaprobie. Auffallend ist insbesondere die uneinheitliche saprobielle Zuordnung von gegenwärtig häufig zitierten Autoren (z.B. SLADECEK, WEGL und BRAUKMANN). SCHRÖDER & REY (1991) schreiben, daß diese als xenosaprob geltende Art in der Mettna massenhaft auch in α -mesosaprobien Bereichen vorkommt.

Aus Österreich liegen auswertbare Nachweise aus sechs Bundesländern mit 48 saprobiell eingestuften Fundorten zwischen dem oligo- und dem β -mesosaprobien Gütebereich vor, welche in bezug auf die saprobielle Situation in guter Übereinstimmung mit den niederbayerischen und Braukmann'schen Befunden stehen.

Tabellarische Auswertung österreichischer Nachweise:

Gütebereiche	I, I-, I-(II)	I-II	(I)-II, II, II-(III)	II-III		
Fundanzahl	12	11	24	1		
Gewässergüteklasse	x	o	β	α	p	SI
Eigene Einstufung	+	4	6	+	-	1,6

Die "eigene Einstufung" übernimmt nicht unkritisch die Ergebnisse der tabellarischen Auswertung österreichischer Nachweise, sondern fußt auf sämtlichen Informationen

über die saprobiellen Ansprüche einer Art. Das Ergebnis der Expertenbefragung ergibt einen Saprobienindex von 1,6.

Biozönotische Region

Tabellarische Auswertung österreichischer Nachweise:

Region	EUK	HYK	ER	ER- MR	MR	MR- HR	HR	HR- EP	EP	MP	HP	LIT	PRO
Fundanzahl		1	9	5	13	8	4	1					
Eigene Einstufung	-	+	3		5		2		-	-	-	-	-

Die Auswertung der faunistischen Literatur und der österreichischen Fundnachweise macht den rhithralen Charakter dieser Art deutlich, wobei 3, 5 und 2 Punkte entsprechend den Verbreitungsanteilen im Epi-, Meta- und Hyporhithral vergeben werden.

Nahrungserwerb

P. hirtipes ist ein passiver Filtrierer (prämandibularer Kopffächer). Das erste Larvenstadium (Eilarve) gilt nach Zwick (1984) als Weidegänger. In bezug auf die kurze Dauer des ersten Larvenstadiums und unter Berücksichtigung der Anzahl dieser Erstlarven werden zur numerischen Charakteristik der Ernährungsgewohnheiten 1 Punkt als Weidegänger und 9 Punkte als passiver Filtrierer vergeben.

Beispiel 2: Ermittlung der biozönotischen Region eines Fließgewässerabschnitts mit Hilfe abiotischer Eingangsgrößen und biotischer Indikatoren

Wagrainer Ache zwischen Wagrain und St. Johann (Salzburg)

Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Submontaner Unterlauf eines Gebirgsflusses der 4. Ordnungszahl mit nivalem Abflußregime im Kristallin der Zentralalpen.

Abiotische Eingangsgrößen und längenzonale Einstufung:

	Eingangsgröße	Einstufung	Methodik
Jahres-Maximal-			
Temperaturamplituden:	<12,7 °C *)	ER/MR	MOOG & WIMMER (1994)
Breiten-Gefällsverhältnis:	10 m, 22 ‰	ER-MR	HUET (1949)

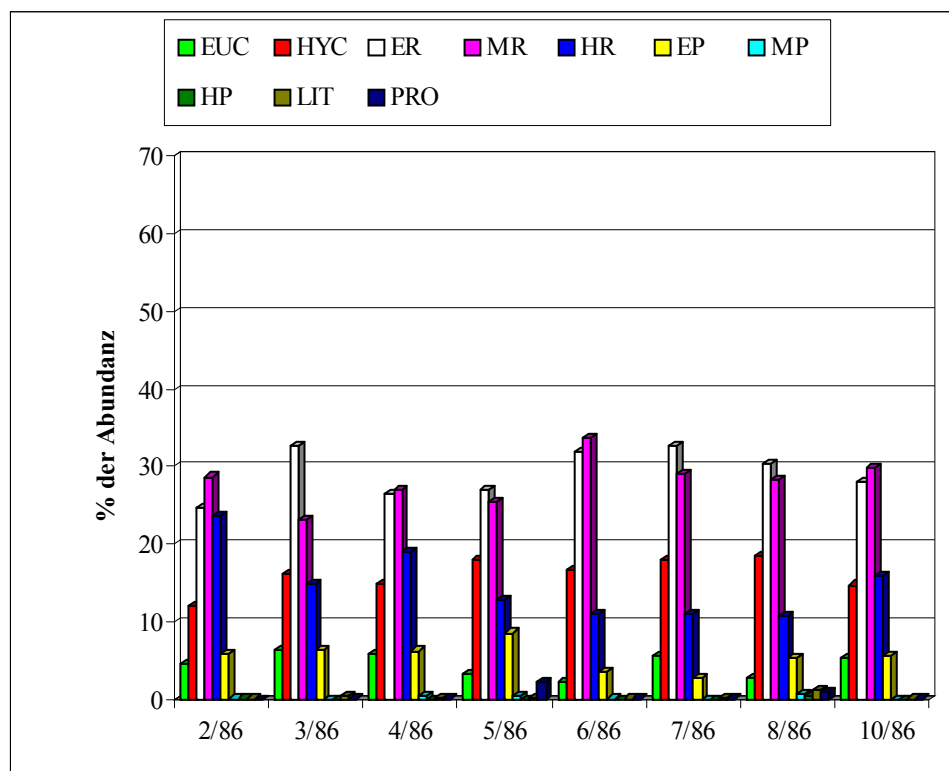
Biotische Indikation der längenzonalen Einstufung:

Fischfauna:	Artenzusammensetzung	ER/MR	JUNGWIRTH, unpubl. Gutachten
Makrozoobenthos:	Arten, Abundanzen	ER/MR	nachstehende Graphik**)

*) Temperaturmeßstelle einige Kilometer unterhalb der biologischen Sammelstelle Hinterreit

**) Daten bei MOOG & JANECEK (1991)

Die abiotischen Eingangsgrößen und die biotischen Indikatoren weisen den Abschnitt der Wagrain Ache im Hinblick auf die biozönotische Region als Übergangsstrecke Epirhithron zu Metarhithron aus. Die längenzonale Verteilung des Makrozoobenthos zeigt eine relativ hohe Konstanz im Jahresgang.



Charakteristik der biozönotischen Region eines rhithralen Fließgewässers: Wagrainer Ache bei Hinterreit/Wagrain im Jahresgang.

Beispiel 3 a: Ermittlung der biozönotischen Region eines Tieflandgewässers mit Hilfe abiotischer Eingangsgrößen und biotischer Variablen

Thaya zwischen Bernhardsthal und Rabensburg

Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Collin-planarer Unterlauf eines Flusses der Böhmisches Masse der 7. Ordnungszahl mit pluvio-nivalem Abflußregime im östlichen Weinviertel.

Abiotische Eingangsgrößen und längenzonale Einstufung:

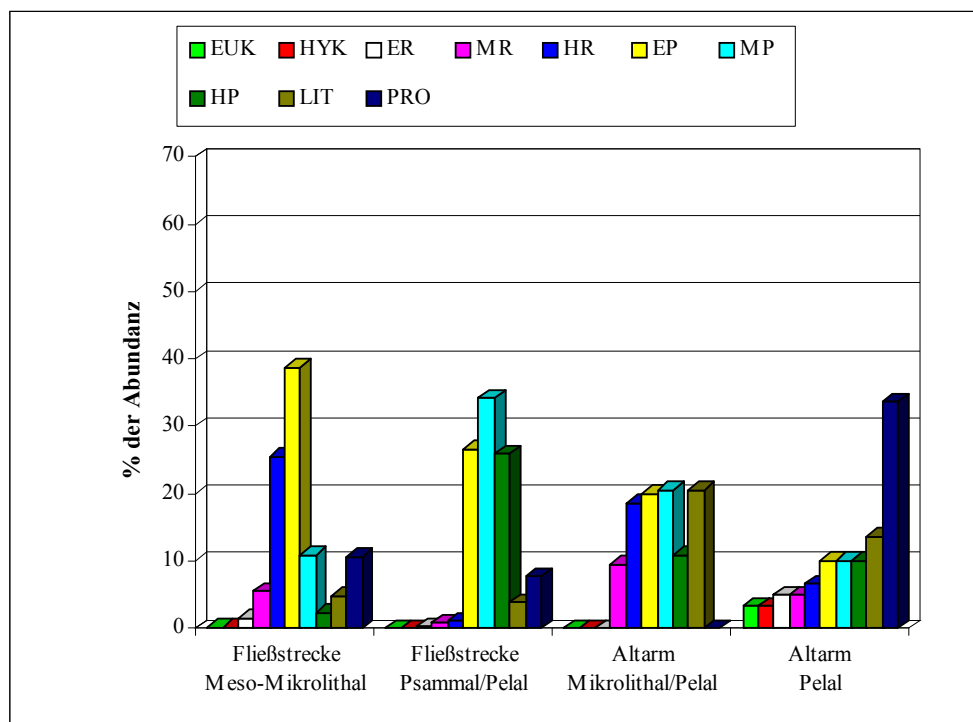
	Eingangsgröße	Einstufung	Methodik
Jahres-Maximal-Temperaturamplituden:	20,8 °C	EP-MP	MOOG & WIMMER (1994)
Breiten-Gefällsverhältnis:	36 m; 0,37 ‰	EP-MP	HUET (1949)

Biotische längenzonale Einstufung:

Fischfauna	EP-MP	ZAUNER (1993)
Makrozoobenthos	EP-MP	nachstehende Graphik

Beispiel 3b: Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in unterschiedlich durchströmten Abschnitten an der Thaya

Die längenzonale Verteilung nach zönotischen Regionen wird deutlich von der Strömung und der Choriotopstruktur geprägt. Die Lithalsedimente zeigen eine hyporhithral-epipotamal zusammengesetzte Zönose. Diese "Rhithralisierung" der Thayafauna ist eine Reaktion auf die Begradigung, bzw. daraus resultierender Steinablagerungen in standörtlich unüblich großer Menge. Die ehemals prägenden Bettsedimente der Psammal-Pelal-Fraktion werden hingegen von einer potamal geprägten Fauna besiedelt. In einem großen, abgetrennten Altarm dominiert der potamale Aspekt, wobei die Zönose der Mikrolithalfraktion einen hohen Anteil an Litoralfarmen aufweist. Die deutliche Profundaldominanz der Pelalzönosen resultiert aus der Abwasserbelastung dieses Thayaabschnittes.



Graphische Darstellung der zönotischen Regionsverteilung in unterschiedlich stark durchströmten Abschnitten im Unterlauf der Thaya

Beispiel 4: Verteilung der wichtigsten Ernährungstypen im Längenverlauf eines Fließgewässers von der 1. zur 5. Ordnungszahl (Schwarzachsystem, Vorarlberg)

Schwarzach

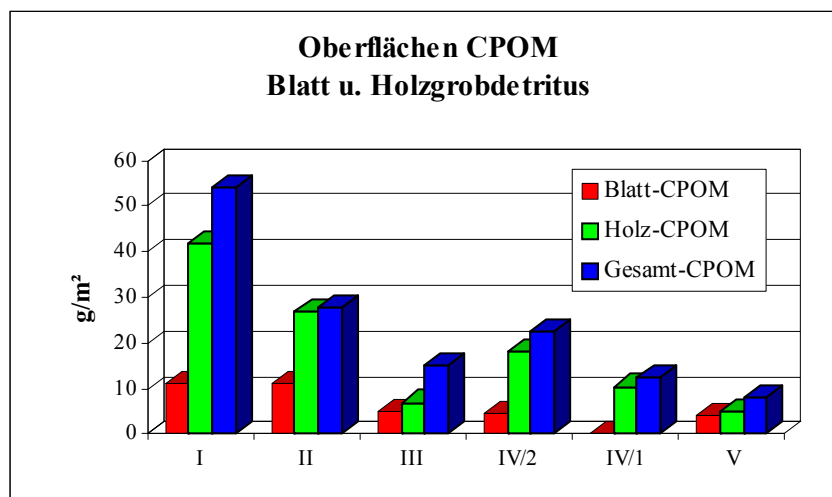
Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

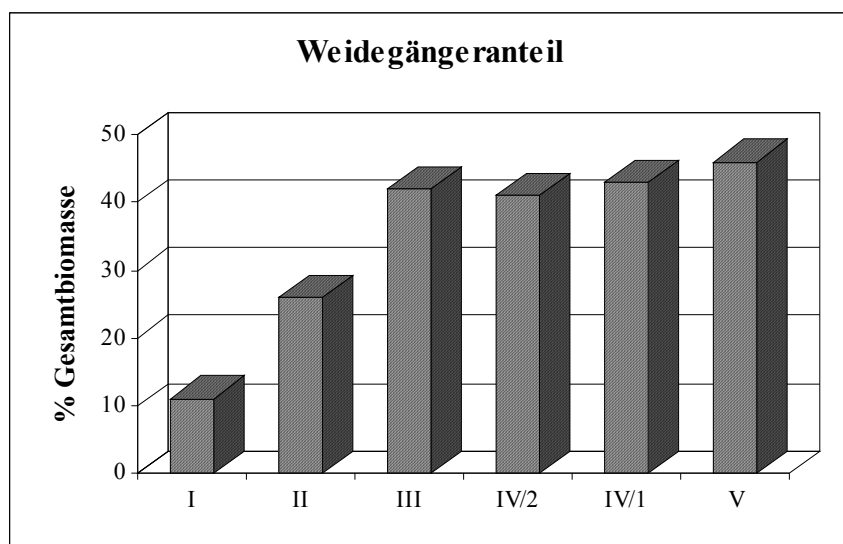
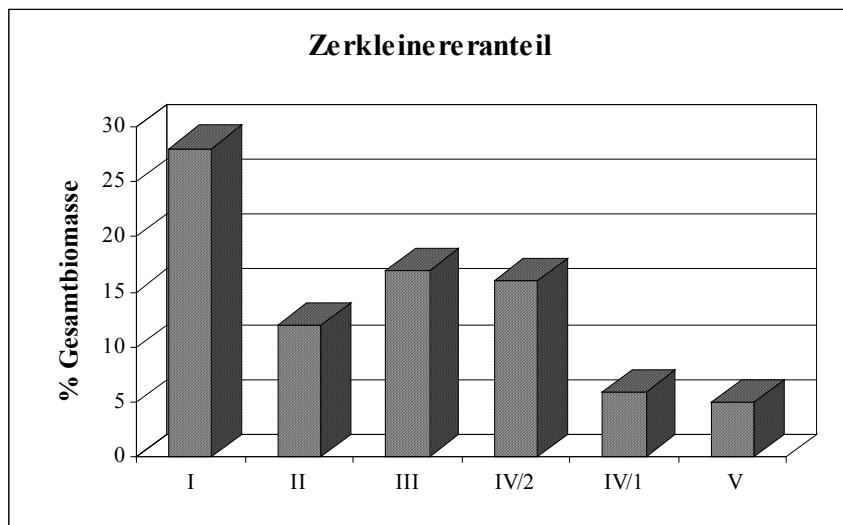
Der Schwarzach-Oberlauf entspricht einem montanen bis submontanen Gebirgsbach der 1.-2.(3.) Ordnungszahl mit einem gemäßigten Schneeregime (nivales Abflußregime nach PARDÉ, 1947) in der subalpinen Molasse im Bregenzerwald. Der Mittellauf, 3. bis 4. Ordnungszahl, entspricht einem submontanen Bergbach mit nivalem Abflußregime.

In Übereinstimmung mit den Thesen des Fluß-Kontinuum-Konzeptes nehmen die Anteile an sedimentierten Blättern und holzigem Grobdetritus in Richtung Unterlauf ab. Die römischen Ziffern geben die Flußordnungszahl der jeweiligen Fließstrecke an. Die Zunahme des CPOM an Stelle IV/2 verdeutlicht den Einfluß eines Seitenbaches. Ein Zubringer niedrigerer Ordnungszahl - der Rothenbach - stockt den Holz- und Blattanteil in den Bettsedimenten der Schwarzach auf, und verkörpert das klassische Beispiel einer Unterbrechung des Fluß-Kontinuums (WARD & STANFORD, 1983).

Analog der gegen den Unterlauf (5. Ordnung) zu abnehmenden Blatt- und Holzfraktion sinkt der Anteil der Zerkleinerer innerhalb der Zusammensetzung der Ernährungstypen. Eine Ausnahme stellt auch hier wiederum die Zunahme der Zerkleinerer bei der Rothenbacheinmündung dar.

Die zweite, dem Leitbild gemäß, stark vertretene Ernährungsgruppe - die Weidegänger - nehmen analog der Abnahme der Holznahrung und steigenden Bedeutung der Algennahrung (bessere Durchlichtung des breiter werdenden Bachbettes) gegen den Unterlauf hin zu.





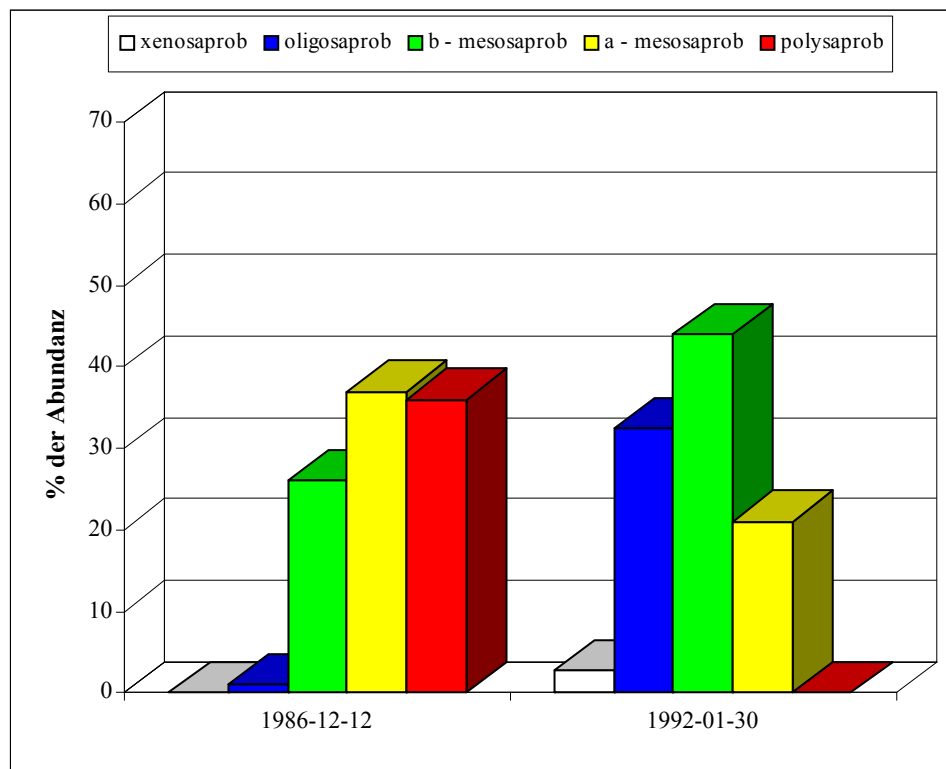
Blatt- und Holzgrobdetritusanteil und Verteilung der Zerkleinerer und Weidegänger in der Schwarzach, Vorarlberg. Erklärungen im Text. Nach SCHWINGSHANDL (1992) und MOOG, WIMMER & GRASSER (1993)

Beispiel 5: Saprobielle Valenz der Makrozoobenthoszönose und Zusammensetzung der Ernährungstypen unter Abwassereinfluß

Ager bei Fischerau

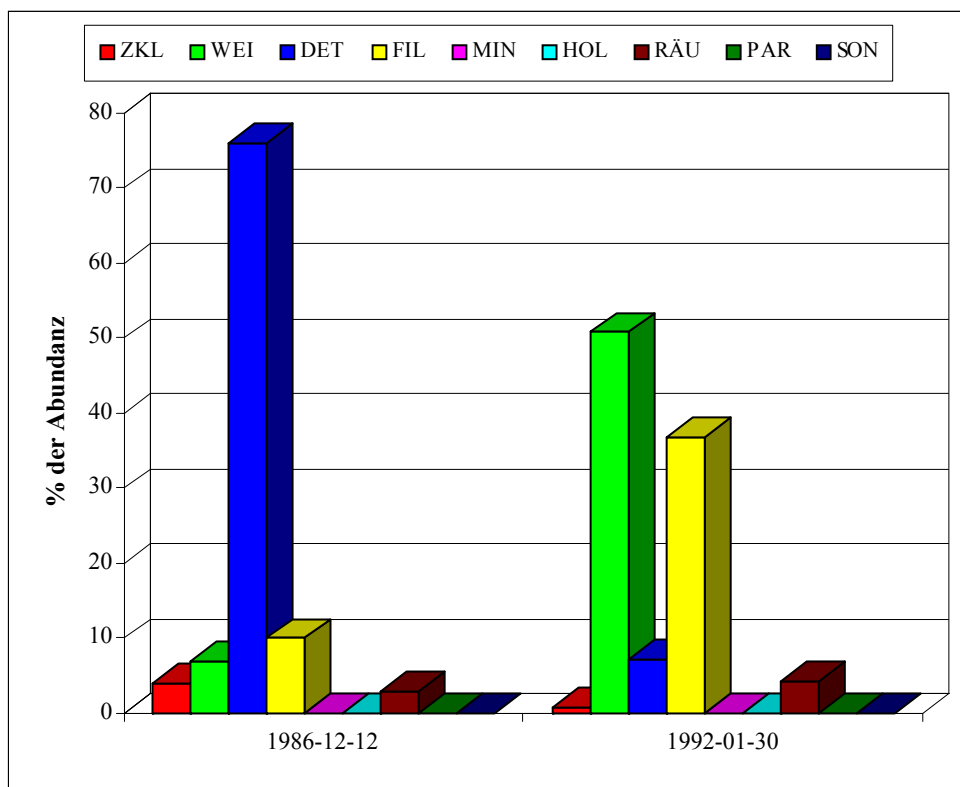
Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Colliner Unterlauf eines Gewässers der 6. Ordnungszahl mit einem pluvio-nivalen Abflußregime aus den Voralpen aus dem Kalk/Flysch/Molasse-Mischeinzugsgebiet der nördliche Kalkalpen.



Graphische Darstellung der Güteentwicklung in der Ager bei Fischerau im Dezember 1986 und Jänner 1992.

Unter sehr starker Gewässerbelastung (Güteklasse III/IV im Dezember 1986) dominieren die Detritusfresser. Nach Inbetriebnahme einer industriellen Abwasserreinigungsanlage in Lenzing verbessert sich die biologisch indizierte Gewässergüte. Nach einer fünfjährigen Adaptationsphase hat sich ein mesosaprob dominierter Güteaspekt eingestellt (Jänner 1992). Die Freßtypenverteilung wird, analog den Vorstellungen der Fluß-Kontinuums-Theorie für Gewässer der 6. Ordnungszahl, bzw. gemäß der Veralgungssituation breiter, besonnter Fließstrecken, von Weidegängern dominiert; Filtrierer und Detritusfresser folgen.



Graphische Darstellung der Ernährungstypenverteilung in der Ager bei Fischerau im Dezember 1986 und Jänner 1992.

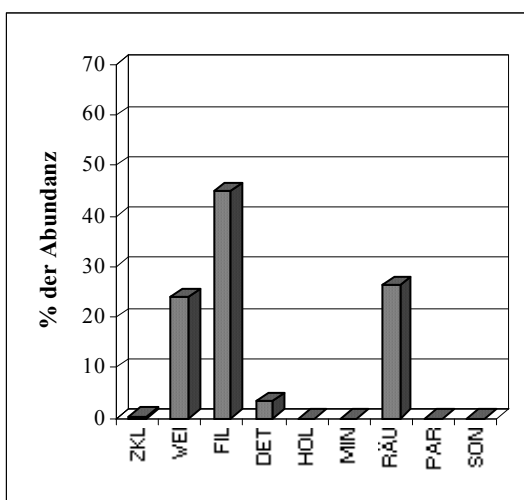
Beispiel 6: Zusammensetzung der Ernährungstypen unter dem Einfluß von: Seeausrinn, freier Fließstrecke, Kiesstau, Schlammstau

Traun zwischen Gmunden und Linz

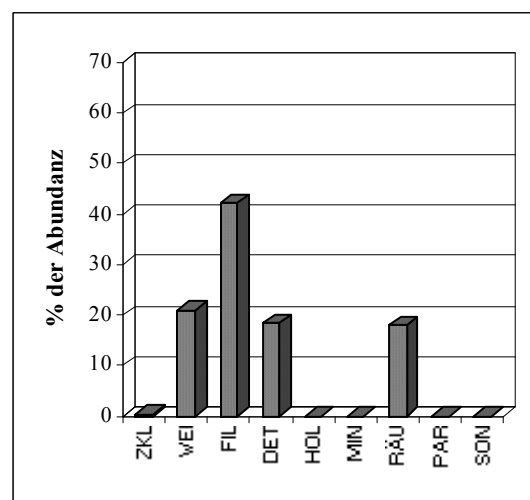
Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Die untere Traun stellt einen submontanen bis collinen Unterlauf eines Gewässers der 5., ab Lambach 6. Ordnungszahl aus den Voralpen mit nivo-pluvialen Abflußregime aus dem Kalk/Flysch/Molasse-Mischeinzugsgebiet der nördlichen Kalkalpen dar.

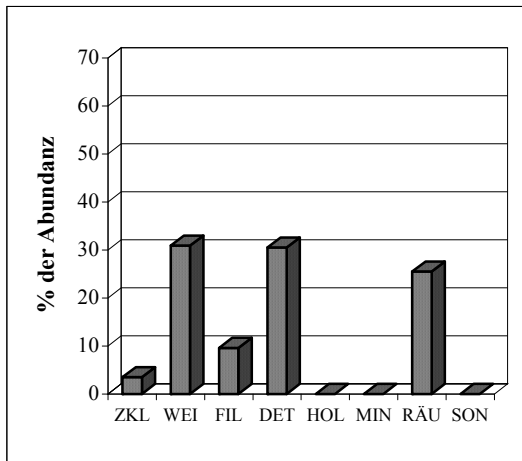
Die Makrozoobenthoszönose der Fließstrecke Gmunden bis Steyrermühl wird von einer für sommerwarme Seeausrinne typischen Gesellschaft geprägt. Faunenelemente des Epipotamon herrschen vor. Ebenso besiedeln Organismen des Traunsees (vor allem des Litorals) mit teilweise hohen Individuendichten die Flußsohle der Traun. Entsprechend der häufigsten Nahrungsquelle dominieren die Filtrierer als Verwerter des aus dem Traunsee stammenden feinpartikulären organischen Materials in der Sedimentfauna: Die erst Mitte der 70er-Jahre in das Salzkammergut eingewanderte (eingeschleppte ?) Flußwandermuschel *Dreissena polymorpha*, die Teichmuschel *Anodonta anatina*, die Federkiemenschnecke *Valvata piscinalis*, die Gemeine Schnauzenschnecke *Bithynia tentaculata* und die freilebenden Köcherfliegenlarven der Gattungen *Polycentropus* und *Hydropsyche*, die mittels eines feinmaschigen Gespinnstnetzes ihre Nahrung aus der fließenden Welle entnehmen, werden als häufigste Taxa nachgewiesen. Weitere Filtrierer sind *Odagmia ornata* (Kriebelmücken) und *Prodiamesa olivacea* (Zuckmücken). Artenzusammensetzung und Freßtypenverteilung der Bodenfauna dieses Traunabschnittes entsprechen dem Leitbild einer Seeausrinnzönose.



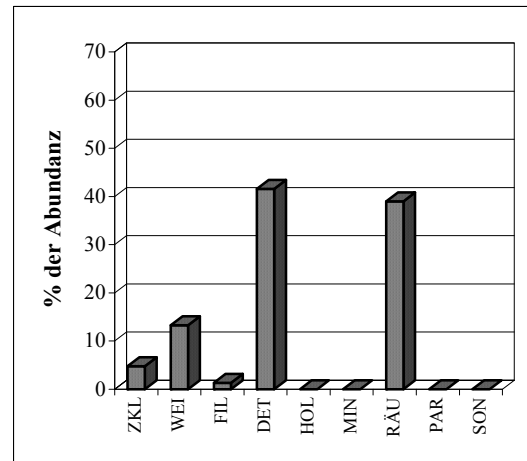
Verteilung der Ernährungstypen im Unterwasser KW Gmunden (November 1984)



Verteilung der Ernährungstypen im Unterwasser KW Gmunden (Dezember 1990)



Zusammensetzung der Ernährungstypen in der Fließstrecke Steyrermühl (Dezember 1990)

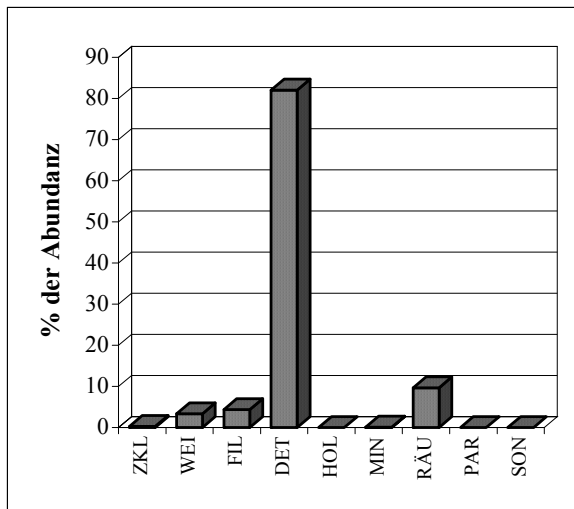


Zusammensetzung der Ernährungstypen in der teilweise gestauten Strecke Viecht (Dezember 1990)

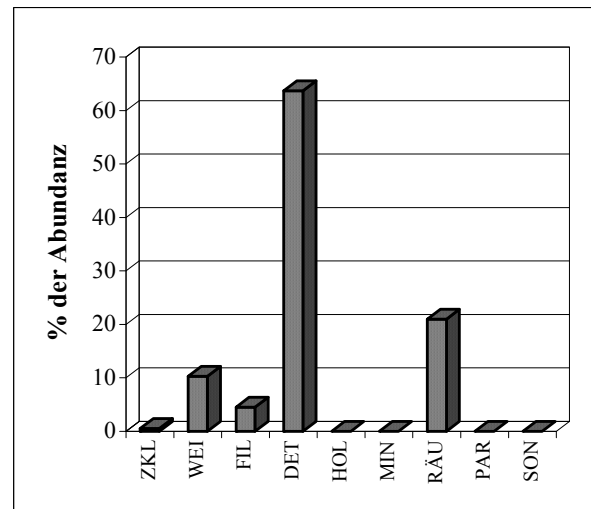
Mit abnehmendem See-Einfluß nehmen der Filtriereranteil und die Benthosbiomasse ab (Beispiel: Fließstrecke Steyrermühl). Zuzufolge des reichen Algenbewuchses der Gewässersohle dominieren die Weidegänger. Der praktisch flächendeckende Algenbelag fördert vor allem die an Wasserpflanzen gebundenen Zuckmücken sowie Eintags- und Köcherfliegen.

Viele Kiesstau im Engtal der Traun zwischen Gmunden und Stadl-Paura stellen alte Einrichtungen zur Erleichterung der Flößerei und Nutzung der motorischen Kraft des Wassers dar. Diese Stauhaltungen sind klein dimensioniert, rasch durchströmt und teilweise unter Ausnützung natürlicher Gefällesten angelegt. Im Vergleich zur ungestauten Fließstrecke weist die Bodenfauna dieser Staubereiche auf Grund der vermehrten Ablagerung von Feinsedimenten einen erhöhten Anteil an Detritusfressern auf (Beispiel: Viecht).

Die Stauhaltungen unterhalb Lambach (Beispiel: KW Pucking) stellen durchwegs größere bauliche Eingriffe dar. Vor allem mächtige Schlammablagerungen infolge geringer Strömungsgeschwindigkeit verändern die Freßtypenverteilung. Die Fauna der belasteten Stauräume weicht vom Leitbild der Fließstrecke noch deutlicher ab: Detritusfresser dominieren innerhalb der Freßtypen. Auch in der Unterlieger-Fließstrecke dominieren noch immer die (eventuell ausgeschwemmten ?) Detritivoren.



Zusammensetzung der Ernährungstypen
im Stauraum KW Pucking (Dezember 1990)



Zusammensetzung der Ernährungstypen
im Unterwasser Pucking (Dezember 1984)

Am Beispiel von zwei Flüssen, der Schwarzach in Vorarlberg und der Mattig in Oberösterreich werden die Auswirkungen schutzwasserbaulich bedingter Begradigungen der Linienführung dargestellt.

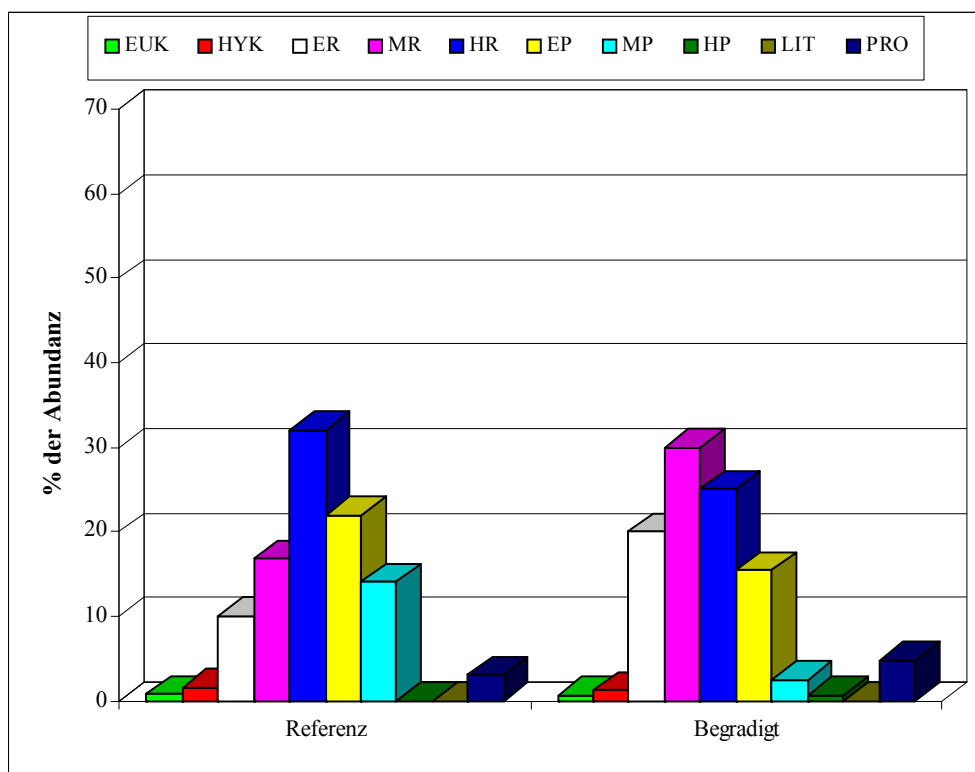
Beispiel 7: Auswirkungen begradigter Linienführung auf die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Beispiel 7 a: Schwarzach, im System der Dornbirnerach

Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Der Unterlauf der Schwarzach stellt einen submontan bis collin verlaufenden Bergbach der 5. Ordnungszahl mit gemäßigt nivalem Abflußregime im von Gesteinen des Helvetikums dominierten Einzugsgebiet der Dornbirnerach (Vorarlberg) dar.

Im Vergleich zur Referenzstrecke mit hyporhithralem Schwerpunkt und deutlichen metarhithralen und epipotamalen Anteilen verschiebt sich in der begradigten Strecke das Spektrum der längenzonalen Verteilung zu einem metarhithralen Maximum mit deutlichen epi- und hyporhithralen Anteilen. Als Ursache der biozönotischen Verschiebungen ist die erhöhte Strömungsgeschwindigkeit anzusehen, welche in zweifacher Hinsicht die Ausbildung der Biozönosen reguliert: 1) Organismen mit geringerer Strömungspräferenz finden keine geeigneten Fließgeschwindigkeitsbereiche vor; 2) die erhöhte Strömung bewirkt eine Vereinheitlichung der abgelagerten Bettsedimente und eine Begünstigung der Steinfaua, da Feinsedimente, Sande und Kiese sich nicht mehr ablagern können. (Rohdaten bei MOOG, WIMMER & GRASSER, 1993).



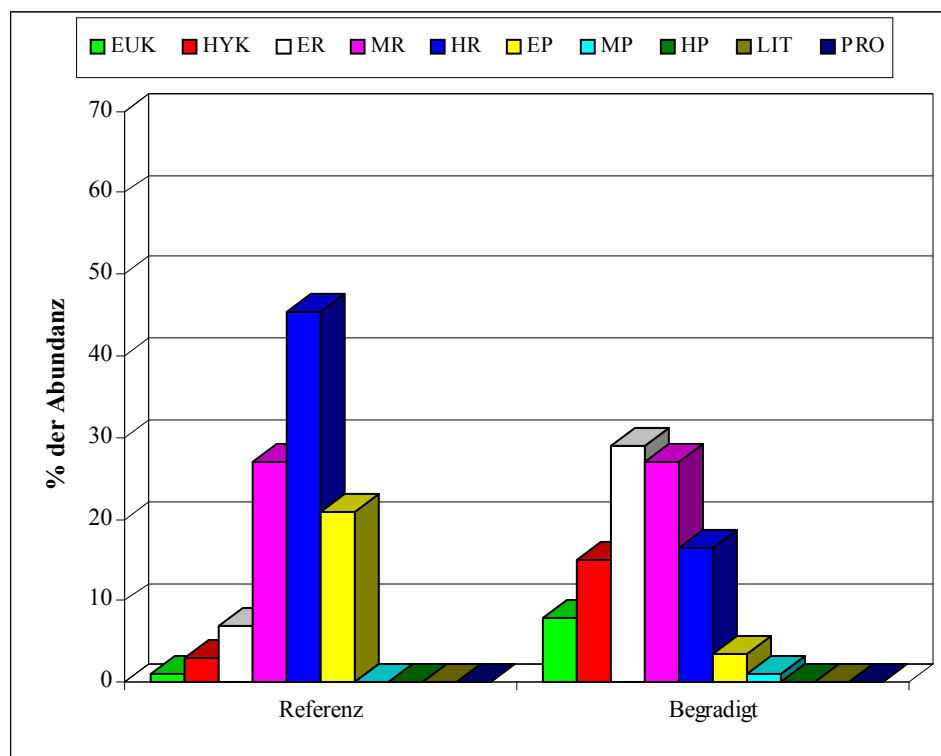
Längenzonale Verteilung des Makrozoobenthos nach biozönotischen Regionen in naturbelassenen und begradigten Abschnitten. Schwarzach, im März 1991.

Beispiel 7 b: Mattig bei Uttendorf

Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Die Mattig bei Uttendorf repräsentiert den Typus eines collinen Gewässers der 4. Ordnungszahl mit pluvio-nivalem Abflußregime aus Beckenlandschaften im Salzburger Flachgau.

Das hyporhithrale Erscheinungsbild der bereits vor vielen Jahrzehnten mäßig begradigten Referenzstrecke verschiebt sich im rezent begradigten Abschnitt zu einem epi/metarhithralen Maximum. (Detailinformation bei GRASSER, JANECEK & MOOG, 1991).



Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in naturbelassenen und begradigten Abschnitten. Mattig, im August 1989.

Beispiel 8: Die Auswirkungen von Schwellbetrieb auf die Zusammensetzung der biozönotischen Regionenverteilung

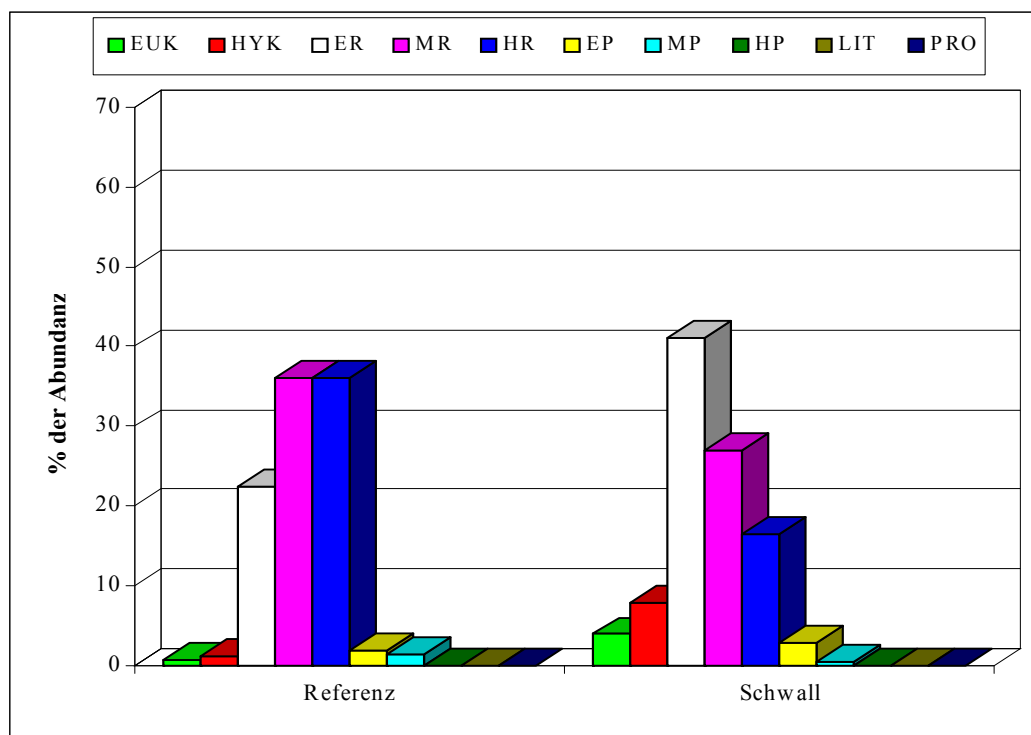
Die Veränderung der biozönotischen Zusammensetzung benthischer Evertibraten unter Schwalleinfluß wird am Beispiel der Drau bei Sachsenburg (Kärnten) und des Unterwasserbereiches des KW Urreiting an der Salzach (Salzburg) aufgezeigt.

Beispiel 8a: Salzach bei Urreiting

Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Bei Urreiting repräsentiert die Salzach, ein Gewässer der 7. Ordnungszahl, den Mittellauf eines submontanen Gebirgsflusses mit teilweisem Gletschereinfluß und nivalem Abflußregime des Berglandes mit Kalk-Kristallin-Mischeinzugsgebiet im Salzburger Pongau.

Unter Schwalleinfluß verschiebt sich die von meta- und hyporhithralen Elementen dominierte Zönose zu einer epirhithral geprägten Gemeinschaft. Neben den am Beispiel der Schwarzach diskutierten Phänomenen zeigt die Verteilung der funktionellen Freßtypen eine deutliche Abnahme der Zerkleinerer, vermutlich als Folge der Abschwemmung ihres Futtermaterials (POM) in der Schwallstrecke (MOOG, 1993; Rohdaten bei MOOG & GRASSER 1992 a).



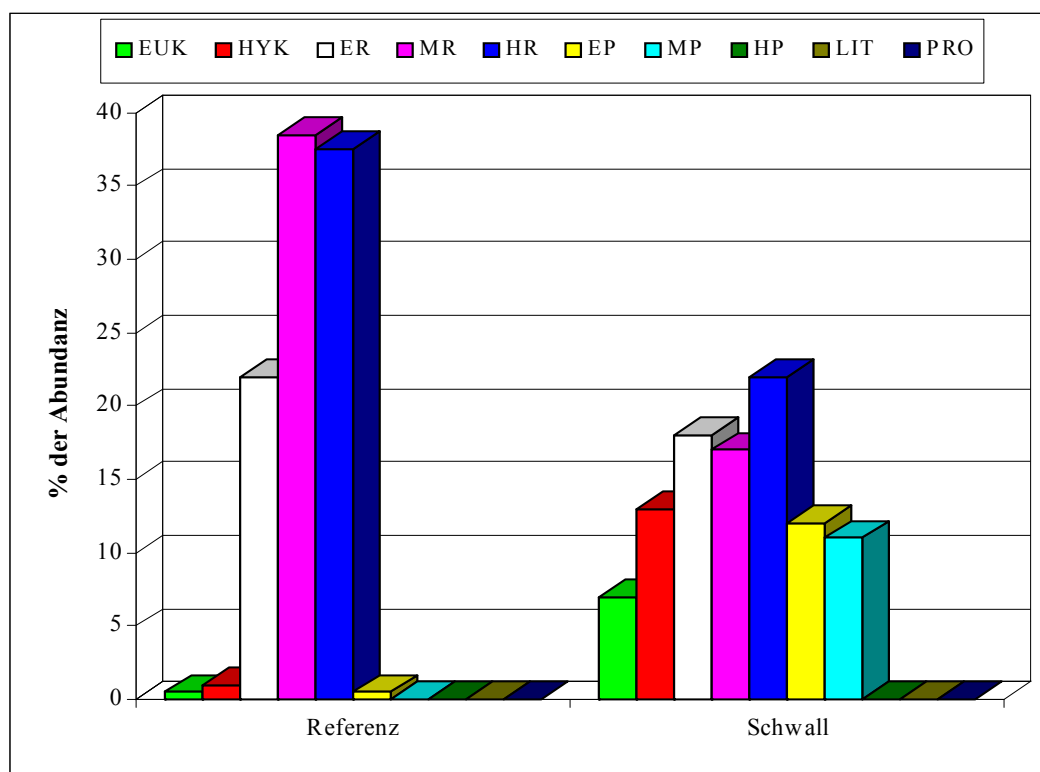
Verteilung des Makrozoobenthos nach biozönotischen Regionen in naturnahen und schwallbeeinflußten Abschnitten: Salzach; 28.12.1990.

Beispiel 8 b: Drau bei Sachsenburg

Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Die Drau bei Sachsenburg kennzeichnet den Typus eines Gebirgsflusses mit Gletschereinfluß der 7. Ordnungszahl im submontanen Höhenstufenbereich mit nivalem Abflußregime des Berglandes.

Unter Schwalleinfluß zeigt sich eine völlige Auflösung des ursprünglich von meta- und hyporhithralen Elementen dominierten Faunenbildes (Rohdaten in MOOG & TRAER, 1990). Interessant ist das etwa gleich häufige Auftreten krenaler bis metapotamaler Anteile, welches durch das vermehrte Vorkommen euryöker Arten mit breiter biozönotischer Toleranz bedingt ist. Verteilungen dieser Art können als Kennzeichen besonders ausgeprägter biozönotischer Störungen angesehen werden.



Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in naturnahen und schwallbeeinflussten Abschnitten: Drau; 10.2.1989.

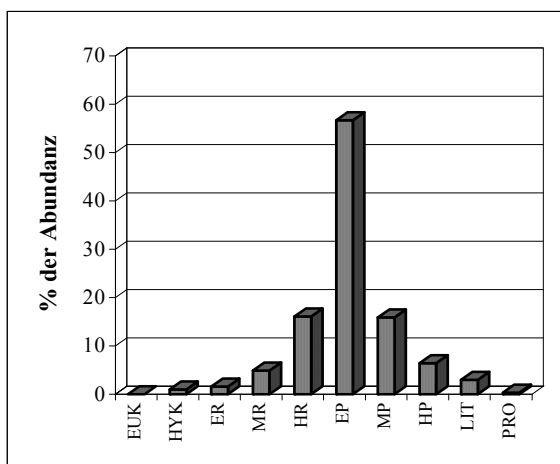
Beispiel 9: Auswirkungen von Stauhaltungen auf die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Untere Traun

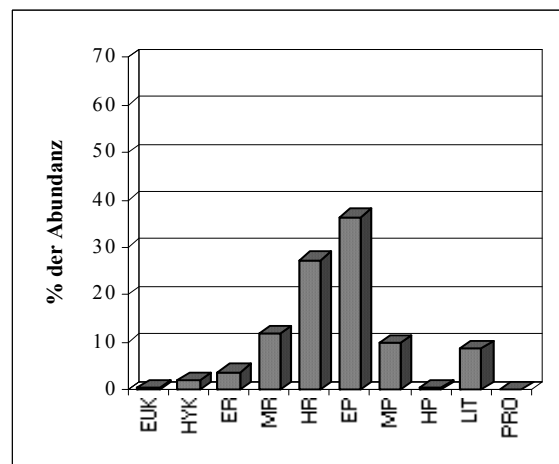
Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Die typologische Charakteristik der Traun bis Wels gibt Beispiel 6. Die untere Traun bei Pucking stellt den collinen Unterlauf eines Gewässers der 6. Ordnungszahl mit nivo-pluvialen Abflußregime aus dem Kalk/Flysch/Molasse-Mischeinzugsgebiet der nördlichen Kalkalpen dar.

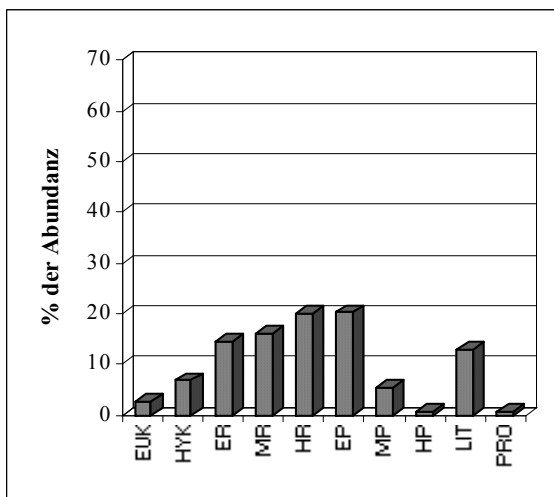
Die von hyporhithralen und epipotamalen Zeigerarten geprägte Benthoszönose der Fließstrecke zeigt unter Staeinfluß ein Überwiegen von Seeformen und Elementen des Tieflandes. (Detailinformation bei MOOG & GRASSER, 1992 b). Die erste Abbildung zeigt den epipotamal geprägten Charakter der Traun: im Fließabschnitt unterhalb des Traunseeausrinnns etabliert sich eine typische Seeausrinnzönose. Im weiteren Verlauf der Fließstrecke (Fischerinsel) treten die hyporhithralen Elemente stärker hervor (Übergang Barbenregion-Äschenregion). Der Aufstau des Traunwassers im Bereich Danzermühle bewirkt eine Verschiebung der zönotischen Zusammensetzung in Richtung Litoralkomponenten, die in der weiteren Fließstrecke Steyrmühl einer hyporhithral-epipotamal geprägten Fauna weichen. Der Aufstau bei Viecht (KW Siebenbrunn) fördert die potamalen Elemente. Die Auswirkungen der hier unter dem Traunwasserspiegel einmündenden Quellen werden durch den Nachweis von Quellformen bestätigt. In der weiteren Fließstrecke bewirken die begradigte Linienführung und der Verlust der Begleitauen ein Überwiegen der Hyporhithral-Komponenten. Auf die verlangsamte Strömung im Bereich Stauwurzel Marchtrenk (Lichtenegg) reagiert die Zönose mit vermehrten Litoral- und Profundalkomponenten. Auch im Stauraum des KW Pucking siedeln verstärkt Profundalfaunenelemente, die auch noch im Unterwasser den biozönotischen Aspekt prägen.



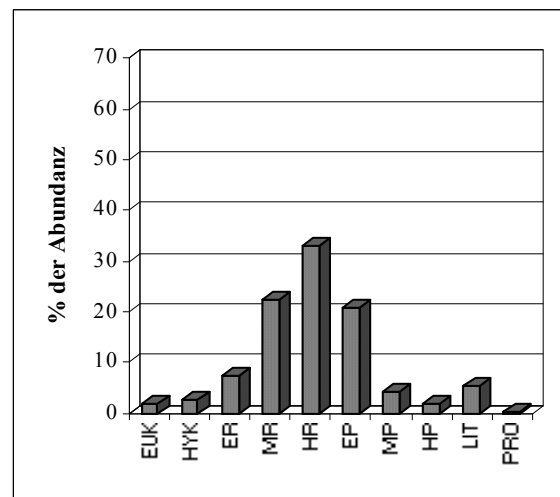
Biozönotische Region der Traun
flußab KW Gmunden im Februar 1985



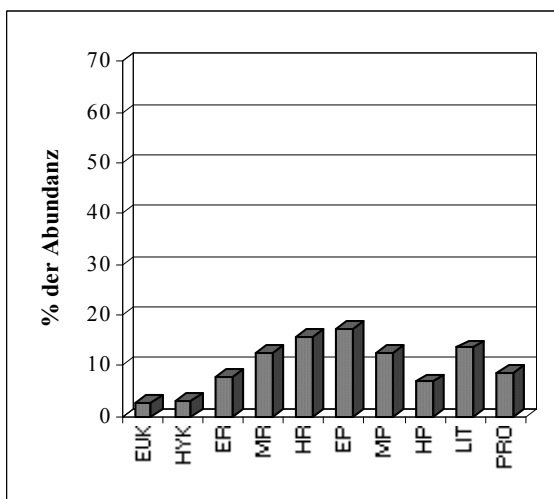
Biozönotische Region der Traun
im Bereich Fischerinsel im Februar 1985



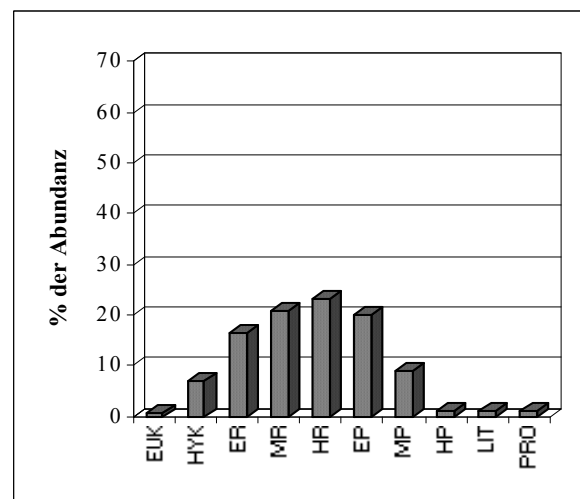
Biozönotische Region der Traun im Bereich Danzermühl im Dezember 1990



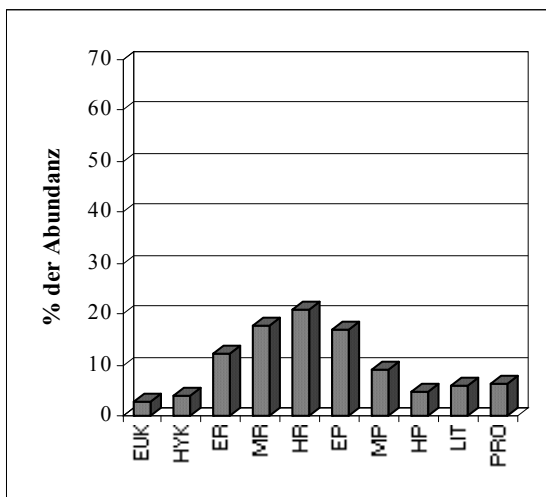
Biozönotische Region der Traun im Bereich Steyermühl im Februar 1990



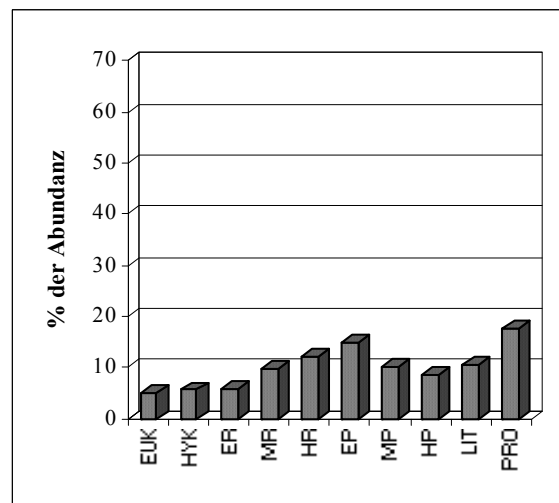
Biozönotische Region der Traun im Bereich Viecht im Februar 1990



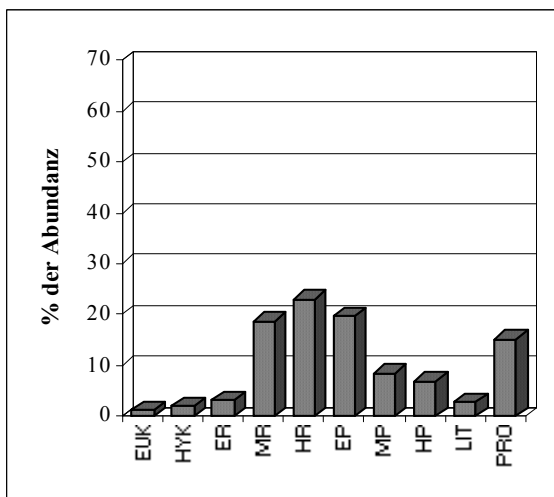
Biozönotische Region der Traun im Bereich Graben im Februar 1990



Biozönotische Region der Traun im Bereich Wels - Lichtenegg im Februar 1990



Biozönotische Region der Traun im Bereich Stauraum KW Pucking im Februar 1990



Biozönotische Region der Traun im Unterwasser Pucking im Februar 1990

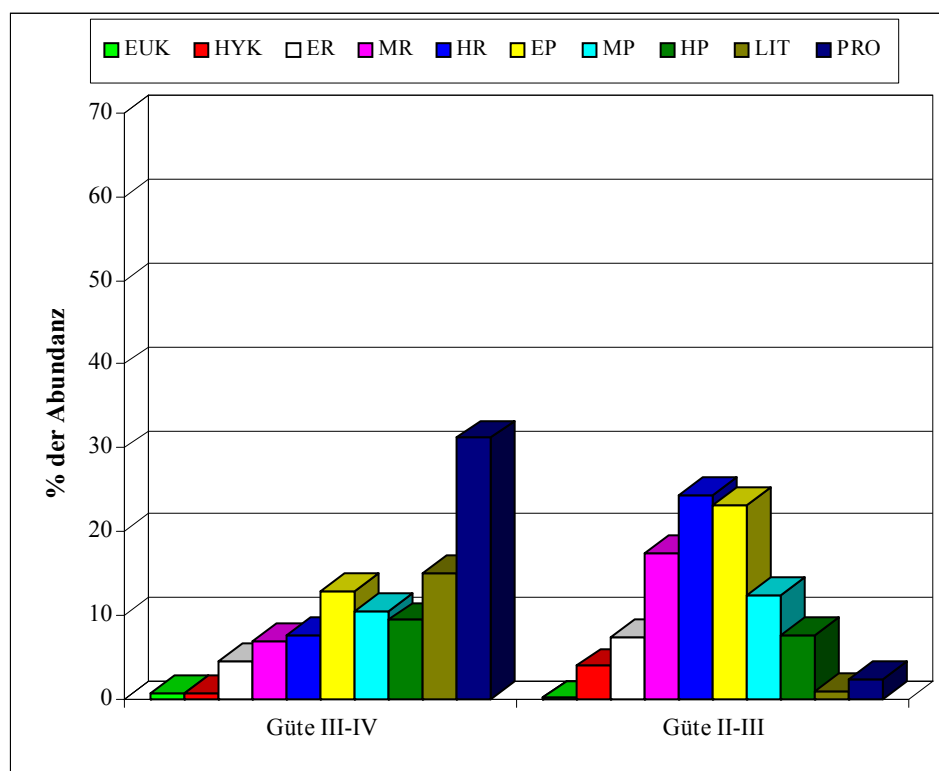
Beispiel 10: Auswirkungen einer starken Abwasserbelastung auf die längenzonalen Verteilungsmuster

Ager bei Fischerau

Typologische Charakteristik der Untersuchungsstrecke:

Colliner Unterlauf eines Gewässers aus den Voralpen aus dem Kalk/Flysch/Molasse-Mischeinzugsgebiet der nördliche Kalkalpen der 6. Ordnungszahl mit einem pluvio-nivalen Abflußregime.

An der Ager werden die Verschiebungen der biozönotischen Regionen unter organisch abbaubarer Belastung aufgezeigt. Während gegenwärtig (Güteklasse II-III) hyporhithrale und epipotamale Anteile überwiegen, war unter sehr starker Belastung (Güteklasse III-IV bis 1986) das Faunenbild von potamalen und profundalen Arten geprägt, da den ehemals dichten Sphaerotilus-Rasen u.a. massenhaft Stillwasserorganismen der Gattungen Tubifex, Limnodrilus und Chironomus besiedelten.



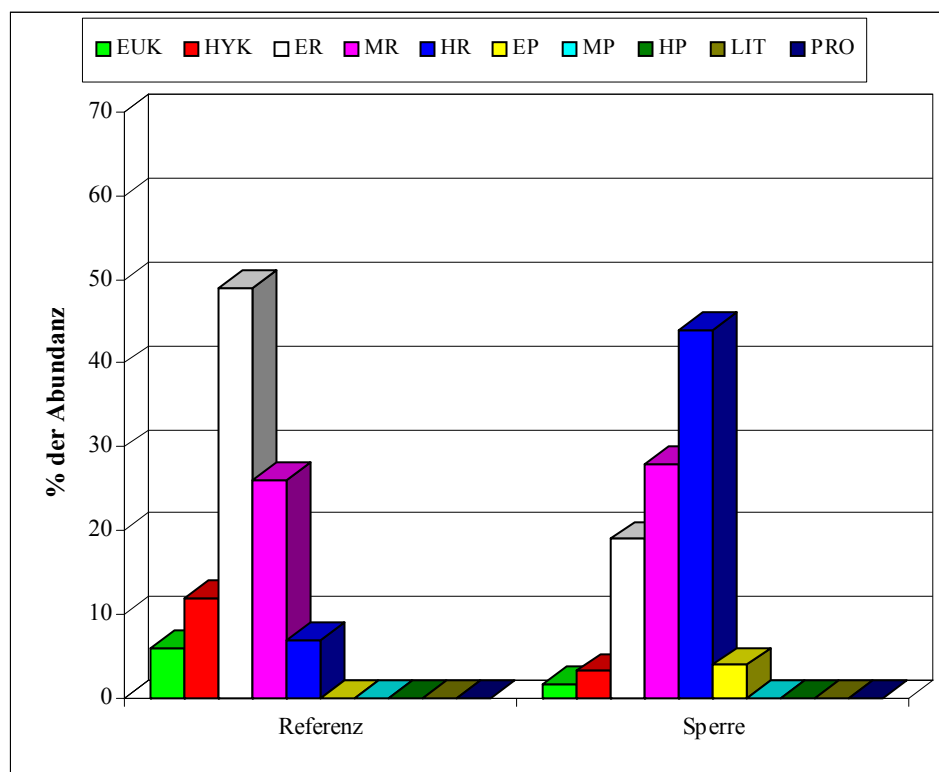
Ager (12.12.86, Güteklasse III-IV; 5.12.90, Güteklasse II-III)
Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in abwasserbelasteten Abschnitten

Beispiel 11: Auswirkungen von Geschiebesperren auf die längenzonalen Verteilungsmuster

Ebniter Ach, System der Dornbirnerach

Die Ebniterach entspricht einem montanen Gebirgsbach der 4. Ordnungszahl mit gemäßigt nivalem Abflußregime im Helvetikum des Bregenzerwaldes.

Obwohl stets die Lithalfractionen vorherrschen, bewirkt die Geschiebesperre in Verbindung mit einem verbreiterten Bachbett eine verstärkte Ablagerung kleinerer Korngrößen. Die epirhithral geprägte Zönose des Referenzabschnittes verschiebt sich im Bereich einer großen Geschiebesperre zu einer hypo- und metarhithral zusammengesetzten Gemeinschaft (Rohdaten bei MOOG, WIMMER & GRASSER, 1993).



Ebniterach: Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in naturbelassenen Abschnitten und unter Einfluß einer Geschiebesperre

9. Literatur zum Teil I:

- Amt der oberösterreichischen Landesregierung: Makrozoobenthos-Einstufungslisten für den internen Gebrauch.- unveröffentlichte Listen der Abt. Gewässerschutz.
- Amt der steiermärkischen Landesregierung (1989): Makrozoobenthos-Einstufungslisten für den internen Gebrauch.- unveröffentlichte Listen der Abt. Gewässeraufsicht und Gewässerschutz.
- BENNINSON, G. (1975): An ecological method of classification of the Coal River in southeast Tasmania.- B.Sc. Honours Thesis, University of Tasmania.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie.- Arch. Hydrobiol./Beiheft 26: 355 pp.
- BUTZ, I. (1985): Wassertemperaturen und Gewässer. 4.Teil: Wassertemperatur und Fische.- Österr. Fischerei 38, 8/9: 241-244.
- CAR, M. (1981): Die Simuliiden-Fauna (Diptera) Österreichs und ihre veterinärmedizinische Bedeutung.- Diss. Univ. Wien.
- 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.- ÖWAW 11/12: 257-264.
- COLEMAN, D.J. (1977): The downstream effects of the Gordon Dam.- Lower Gordon River scientific Survey Nr. 10, The Hydro-Electric Commission, Hobart, Tasmania.
- COUTANT, C.C. (1977): Compilation of temperature preference data.- J. Fish. Res. Board Can. 34: 739-745.
- CROSSKEY, R.W. (1987): An annotated checklist of the world blackflies (Diptera: Simuliidae).- in: KIM, K.C. & R.W. MERRITT (Eds.): Blackflies.- The Pennsylvania State University, University Park and London: 425-520.
- CULP, J.M. & R.W. DAVIES (1982): Analysis of longitudinal zonation and the river continuum concept in the Oldman-South Saskatchewan River system.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1258-1266.
- 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.- BioScience 24: 631-641.

- CUMMINS, K.W., M.J. KLUG, G.M. WARD, G.L. SPENGLER, R.W. SPEAKER, R.W. OVINK, D.C. MAHAN & R.C. PETERSEN (1981): Trends in particulate organic matter fluxes, community processes and macroinvertebrate functional groups along the Great Lakes Drainage Basin river continuum.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 841-849.
- CUSHING, C.E., C.D. MCINTIRE, J.R. SEDELL, K.W. CUMMINS, G.W. MINSHALL, R.C. PETERSEN & R.L. VANNOTE (1980): Comparative study of physical-chemical variables of streams using multivariate analyses.- Arch. Hydrobiol. 89: 343-352.
- DANECKER, E. (1986): Markozobenthos-Proben in der biologischen Gewässeranalyse.- Wasser & Abwasser 30: 325-406.
- DITTMAR (1960): zit. ex MAUCH, E. (1976)
- ELLENBERG, H. (1986): Die Vegetation Mitteleuropas.- 4., verbesserte Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- FOISSNER, W., H. BLATTERER, H. BERGER & F. KOHMANN (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems, Band 1: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/91, 478 pp.
- FOISSNER, W., H. BERGER & F. KOHMANN (1992): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems, Band : Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 5/92, 502 pp.
- FOISSNER, W., H. BERGER & F. KOHMANN (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems, Band 3: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/94, 548 pp.
- FOISSNER, W., H. BLATTERER, H. BERGER & F. KOHMANN (1995): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems, Band 4: Gymnostomatea, Loxodes, Suctorina.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/95, 540 pp.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems.- Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 23: 141-152, Weinheim, BRD.
- GRASSER, U., B.F.U. JANECEK & O. MOOG (1991): The effects of human impacts on the macrozoobenthic communities of a 4th order stream (River Mattig, Austria).- Proc. 4th ECE/XIII SIEEC, Gödöllő, Ungarn: 450-460.
- GRASSER, U., W. GRAF & O. MOOG (1992): The role of *Allogamus auricollis* (Trichoptera: Limnephilidae) in benthic communities of a 4th-order crystalline mountain stream with some ecological notes.- Proc. 7th Symp. Trichoptera, Umea, Sweden: 297-303.
- GULYAS, P. (1983): KGST Biológiai Modszerek.- Vizügyi Hidrobiológia 12.
- HANUSKA (1956): Handbuch der biologischen Gewässeranalyse.- zit.ex MAUCH, E. (1976).

- HAWKINS, Ch.P. & J.R. SEDELL (1981): Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams.- *Ecology* 62 (2): 387-397.
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes.- *Schweiz. Z. Hydrol.* 11, 3-4: 332-351.
- HUMPESCH, U. H. (1981): Ökologische Auswirkungen der thermischen Gewässerbeeinflussung.- *Wasserwirtschaft - Wasserversorge.* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1981.
- ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU (1963): Problèmes et methodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique.- *Int. Verein. theor. und angew. Limnologie* 12: 1-57.
- INFORMATIONSBERICHTE BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1993): Biologische Gewässeranalyse in Bayern.
- JUNGWIRTH, M. (1995): Allgemeine Hydrobiologie.- Skriptum zur Vorlesung, Eigenverlag der Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur der Universität für Bodenkultur, 101 pp.
- JUNGWIRTH, M., O. MOOG & S. SCHMUTZ (1990): Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthosfauna anhand von Fallbeispielen.- *Landschaftswasserbau* 10: 195-234, Wien.
- KINZELBACH, R. (1990): Besiedelungsgeschichtlich bedingte longitudinale Faunen-Inhomogenität am Beispiel des Rhein.- *Limnologie aktuell* 1, Kinzelbach/Friedrich (Hrsg.): Biologie des Rheins.
- KNOZ, J. (1965): To identification of Czechoslovakian Black-Flies (Diptera: Simuliidae).- *Folia Fac.scient.nat.Univ.Purkyn.Brunensis* 6 (5): 1-97.
- KNOZ, J. & V. SASINKOVA (1969): Zur Kenntnis der Kriebelmücken (Diptera: Simuliidae) im Dyje-Gebiet in Morava.- *Folia Fac.scient.nat.Univ.Purkyn.Brunensis* 10 (8): 13-44.
- KOHMANN, F., W. BINDER & P. BRAUN (1993): Leitbilder für die Erstellung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer.- Langfassung eines Vortrages, Tagung "Wasser" Berlin (30.4.1993).
- KOLLER-KREIMEL, V. (1989): Methoden zur Durchführung von Ökotoxizitätstests mit Organismen aller trophischen Niveaus.- *Wasser & Abwasser* 33: 363-371.
- KRESSER, W. (1961): Hydrographische Betrachtung der österreichischen Gewässer.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 14: 417-421.
- LAKE, P.S., L.A. BARMUTA, A.J. BOULTON, I.C. CAMPELL & R.M. ST. CLAIR (1988): Australian streams and northern hemisphere streams: comparisons and problems.- *Proc. Ecol. Soc. Aust.* 14: 61-82.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): *Limnoökologie*.- G. Thieme Vlg. 440 pp.
- LIEBMANN, H. (1951): *Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie*.- Oldenburg, München, 588 pp.

- MACMILLAN, L. (1975): Longitudinal zonation of the benthic invertebrates in the Acheron River.- Victoria. B.Sc. Honours Thesis, Monash University, Victoria.
- MARGREITER-KOWNACKA, M., R. PECHLANER, H. RITTER & R. SAXL (1984): Die Bodenfauna als Indikator für den Saprobitätsgrad von Fließgewässern in Tirol.- Ber.nat.-med. Verein Innsbruck 71: 119-135.
- MAUCH, E. (1976): Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse.- Cour.Forsch.-Inst. Senckenberg, 21, Bd. 1-5, Frankfurt/Main.
- MAUCH, E., F. KOHMANN & W. SANZIN (1985): Biologische Gewässeranalyse in Bayern.- Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1/85, 254 pp.
- MERRITT, R.W. & K.W. CUMMINS (1984) (Ed.): An introduction to the aquatic insects of North America.- Second Edition, Kendall/Hunt Publishing Company.
- MINSHALL, G.W., PETERSEN, R.C., CUMMINS, K.W., BOTT, T.L., SEDELL, J.R., CUSHING, C.E. and VANNOTE, R.L. 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics, Ecological Monographs 53, 1, 1-25.
- MINSHALL, G.W., R.C. PETERSEN & C.F. NIMZ (1985b): Species richness in streams of different size from the same drainage basin.- Am. Nat. Vol. 125: 16-38.
- MINSHALL, G.W., R.C. PETERSEN, K.W. CUMMINS, C.E. CUSHING, D.A. BURNS, J.R. SEDELL & R.L. VANNOTE (1985a): Developments in stream ecosystem theory.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1045-1055.
- MOL, A. (1978): Skizze einer Typologie europäischer Fließgewässer. Europäisches Übereinkommen zum Schutz internationaler Wasserläufe vor Verschmutzung.- Europarat EXP/EAU/ff(77), überarbeitete Fassung: 1-37.
- MOOG, O. & B.F.U. JANECEK (1991): River flow, substrate type and Hydrurus density as major determinants of benthic macroinvertebrate abundance, composition and distribution.- Verh.Internat.Verein.Limnol. 24: 1888-1896.
- MOOG, O. & K. TRAER (1990): Fachbeitrag Makrozoobenthos.- in: JUNGWIRTH, M., O. MOOG, S. SCHMUTZ & H. WIESBAUER (1990): Teilgutachten Ökologie des aquatischen Lebensraumes - Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau I.- Gutachten i.A. Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 20 - Landesplanung.
- MOOG, O. & R. WIMMER (1990): Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer.- Wasser & Abwasser 34: 55-211, Wien.
- 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 a): Limnologische Untersuchung der Mittleren Salzach II - Benthosbiozönotische Studie Mittlere Salzach.- unveröffentl. Gutachten i.A. Tauernkraftwerke AG und SAFE.

- MOOG, O. & U. GRASSER (1992 b): Makrozoobenthos-Zönosen als Indikatoren der Gewässergüte und ökologischen Funktionsfähigkeit der Unteren Traun.- Wiss. Beitr. zu Traun - Fluß ohne Wiederkehr, Kataloge des OÖ Landesmuseums N.F.Nr. 54: 109-158.
- MOOG, O. & U. GRASSER (1993): Limnologische Beweissicherung Gasteiner Ache - Zwischenbericht II, Teil Makrozoobenthos.- unveröffentl. Gutachten i.A. SAFE.
- MOOG, O. (1984): Die Auswirkungen organischer Industrieabwässer auf Fische und Bodenfauna eines Voralpenflusses (Ager, Oberösterreich).- Mitt. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre, Ungarn 1984: 171-174.
- MOOG, O. (1990): Anforderungen des Makrozoobenthos an naturnahe Umgestaltungen.- Wiener Mitt. 88: 55-103.
- MOOG, O. (1991): Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern.- Landschaftswasserbau 11: 235-266, Wien.
- MOOG, O. (1992): Das Konzept der biozönotischen Regionen - ein Hilfsmittel zur Charakteristik anthropogener Einflüsse auf benthische Fließgewässerzönosen.- Erw. Zusammenfassung der DGL Jahrestagung 1992, Bd. II: 622-626.
- MOOG, O. (1993 a): Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen.- Landschaftswasserbau 15: 103-143, Wien.
- MOOG, O. (1993 b): Quantification of the impacts of daily peak-hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts.- Regulated Rivers, Vol. 8: 5-14.
- MOOG, O. (1994): Ökologische Funktionsfähigkeit des aquatischen Lebensraumes.- Wiener Mitt. 120: 15-59.
- MOOG, O., M. JUNGWIRTH, S. MUHAR & B. SCHÖNBAUER (1993): Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke.- Österr. Wasserwirtschaft, Jg. 45, Heft 7/8: 197-210.
- MOOG, O., R. WIMMER & U. GRASSER (1993): Teilprojekt Limnologie.- in: GRABHER, G. (Ed.): Fließgewässerinventur Vorarlberg - Pilotprojekt Dornbirner Ach.- Studie i.A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft und Amt der Vorarlberger Landesregierung.
- ÖNORM M 6232 (1995): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.- Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- PARDE, M. (1947): Fleuves et Rivières.- 3. Aufl., Paris 1947.
- POLZER, E. & K. TRAER (1991): Ökologische Funktionsfähigkeit und biologische Gewässerbeschaffenheit in Fließgewässern und Flußstauen.- Wasserwirtschaft, Wasservorsorge, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 324 pp.
- PRINGLE, C. M., R. J. NAIMAN, G. BRETSCHKO, J. R. KARR, M. W. OSWOOD, J. R. WEBSTER, R. L. WELCOMME, M. J. WINTERBORN (1988): Patch dynamics in lotic ecosystems: the stream as a mosaic.- J. N. Am. Benthol. Soc. 7, 4: 503-524.

- ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH (1992) (Eds.): Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates.- Chapman & Hall.
- SCHMEDTJE, U. & F. KOHMANN (1988): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen).- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 2/88, Loseblattsammlung.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie.- G. Fischer Vlg. 504 pp.
- SCHRÖDER, P. & P. REY (1991): Fließgewässernetz Rhein und Einzugsgebiet - Milieu, Verbreitung und Austauschprozesse der Wirbellosenfauna zwischen Bodensee und Tauberspießen.- IFAH-Scientific Publications Vol. 1.
- SCHRÖDER, P., P. REY & J. ORTLEPP (1988): Verbreitungsmuster und Ökologie der Simuliidae im Rhein und seinem Einzugsgebiet zwischen Bodensee und Tauberspießen.- Vortrag V.Deutschsprach.Simuliiden - Symp. Hamburg 8./9.10.1988.
- SCHWEDER, H. (1992): Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie.- Limnologie aktuell Bd. 3: 353-377, G. Fischer Vlg. Stuttgart-New York.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie.- Pareys Studentexte 42. Vlg. Parey Hamburg und Berlin: 384 pp.
- SCHWINGSHANDL, A. (1992): Analyse der funktionellen Ernährungsgruppen benthischer Invertebraten im Längenschnitt eines Baches der subalpinen Molasse im Bregenzerwald (Schwarzach, Vorarlberg).- Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, 160 pp.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie.- 7., vollständig überarbeitete Aufl., UTB Nr. 31, UTB-ISBN 3-8252-0031-0.
- SEITZ, G. (1992): Verbreitung und Ökologie der Kriebelmücken (Diptera:Simuliidae) in Niederbayern.- Lauterbornia 11: 1-230.
- SLADECEK, V. (1964): Zur Ermittlung des Indikator-Gewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung.- Arch. Hydrobiol. 60: 241-243.
- SLADECEK, V. (1973): Systems of water quality from the biological point of view.- Arch. Hydrobiol., Beih. 7.
- SLADECEK, V. et al. (1981): Biologicky rozbor povrchove vody.- Komentar k CSN 830532.
- STANFORD, J.A., F.R. HAUER & J.V. WARD (1988): Serial discontinuity in a large river system.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 1114-1118.
- STATZNER, B. & B. HIGLER (1985): Questions and comments on the Continuum Concept.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1038-1044.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

- WARD, J. V. & J.A. STANFORD (1983): The serial discontinuity concept in lotic ecosystems.- in: FONTAIN, T. D. & S. M. BARTELL (eds.): Dynamics of lotic ecosystems, Ann. Arbor. Science Publisher Inc., Ann. Arbor. MI.: 29-41.
- WEGE, R. (1983): Index für die Limnosaprobität.- Wasser & Abwasser 26: 1-175.
- WILEY, M.J., L.L. OSBORNE & R.W. LARIMORE (1990): Longitudinal structure of an agricultural prairie river system and its relationship to current stream ecosystem theory.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 373-384.
- WIMMER, R. & O. MOOG (1994): Katalog der Ordnungszahlen österreichischer Fließgewässer.- Monographien Bd. 51, Umweltbundesamt, Wien, 581 pp.
- ZAUNER, G. (1993) (Verf.): Fischökologische Studie Untere Thaya.- unveröffentl. Studie i.A. Wasserstraßendirektion.
- ZELINKA, M. & P. MARVAN (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer.- Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.
- ZELINKA, M., MARVAN, P. & KUBICEK (1959): Hodnoceni cistody povrchvych vod.- Ceskoslov. Akademie ved - Slezsky ustav. 155 pp., Opava. zit. ex MAUCH, E. (1976).
- ZWICK, H. (1974): Faunistisch-ökologische und taxonomische Untersuchungen an Simuliidae (Diptera) unter besonderer Berücksichtigung der Arten des Fulda-Gebietes.- Abh. dtsh. naturforsch. Ges. 33: 1-116.

FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil III

Abkürzungen



Verzeichnis der bei den Einstufungen verwendeten Abkürzungen:

Saprobielle Einstufung:

x	xenosaprobe Stufe
o	oligosaprobe Stufe
β	beta-mesosaprobe Stufe
α	alpha-mesosaprobe Stufe
p	polysaprobe Stufe
G	Indikationsgewicht
SI	Saprobitätsindex

höhere Saprobitätsstufen:

i	isosaprobe Stufe
m	metasaprobe Stufe
h	hypersaprobe Stufe
u	ultrasaprobe Stufe

längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen:

EUK	Eukrenal
HYK	Hypokrenal
ER	Epirhithral
MR	Metarhithral
HR	Hyporhithral
EP	Epipotamal
MP	Metapotamal
HP	Hypopotamal
LIT	Litoral
PRO	Profundal

Ernährungstypen:

ZKL	Zerkleinerer
WEI	Weidegänger
AFIL	aktive Filtrierer
PFIL	passive Filtrierer
DET	Detritusfresser
MIN	Minierer
HOL	Holzfresser
RÄU	Räuber
PAR	Parasiten
SON	sonstige Ernährungstypen

Zur genaueren Definition der jeweiligen Abkürzungen siehe Teil II (Einleitung zur 1. Lieferung, methodische Grundlagen und Anwendungsbeispiele zum Gebrauch des Kataloges) der Fauna Aquatica Austriaca (Kapitel 5).

Anmerkung Symbole

Das Symbol Stern (*) wurde durch zwei Pluszeichen (++) ersetzt.

FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil IV

Protozoa, Ciliophora -

Arteninventar, Saprobielle Valenzen,
Eusaprobität, Ökologische
Charakterisierung



FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil V

Metazoa -

Arteninventar, Saprobielle Valenzen,
Längenzonale Verteilung nach
biozönotischen Regionen,
Ernährungstypen auf Artniveau



FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil VI

Ernährungstypen -

Familien/Gattungsniveau



FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil VII

Sensitive Taxa



FAUNA AQUATICA AUSTRIACA

Teil VIII

Aquatische Wirbellose Neozoa

