

M. Jungwirth,
G. Haidvogel, O. Moog,
S. Muhar, S. Schmutz

Angewandte Fischökologie an Fließgewässern



Facultas

UTB

UTB
FÜR WISSEN
SCHAFT

UTB 2113

UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN
Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für HYDROBIOLOGIE UND GEWÄSSERMANAGEMENT
Leiter: O.Univ.Prof. Dr. M. Jungwirth
Max Emanuel Straße 17, 1180 Wien, Tel. 47654/5200, Fax 5217

Eine Arbeitsgemeinschaft der Verlage

Beltz Verlag Weinheim und Basel
Böhlau Verlag Köln · Weimar · Wien
Wilhelm Fink Verlag München
A. Francke Verlag Tübingen und Basel
Paul Haupt Verlag Bern · Stuttgart · Wien
Verlag Leske + Budrich · Opladen
Lucius & Lucius Verlagsgesellschaft Stuttgart
Mohr Siebeck Tübingen
C. F. Müller Heidelberg
Ernst Reinhardt Verlag München und Basel
Ferdinand Schöningh Verlag Paderborn · München · Wien · Zürich
Eugen Ulmer Verlag Stuttgart
UVK Verlagsgesellschaft Konstanz
Vandenhoeck & Ruprecht Göttingen
WUV Facultas · Wien

M. Jungwirth, G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar, S. Schmutz

Angewandte Fischökologie an Fließgewässern

facultas

*O. Univ.-Prof. Dr. Mathias Jungwirth, Mag. Gertrud Haidvogel, Univ.-Prof. Dr. Otto Moog,
Univ.-Prof. DI Dr. Susanne Muhar, Univ.-Prof. DI Dr. Stefan Schmutz*
Universität für Bodenkultur, Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und
Abfallwirtschaft, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakul-
tur, Max-Emanuel Straße 17, A-1180 Wien

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbiblio-
grafie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

© 2003 Facultas Verlags- und Buchhandels AG, Berggasse 5, A-1090 Wien

Facultas Universitätsverlag

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und der Verbreitung
sowie das Recht der Übersetzung, sind vorbehalten.

Satz + Druck: Facultas Verlags- und Buchhandels AG

Einbandgestaltung: Atelier Reichert, Stuttgart

Umschlagabbildungen: Bachflohkrebs, Foto: Helmut Schuhmacher,

Huchen, Foto: Andreas Melcher, Tagliamento in Friaul, Foto: Susanne Muhar

Printed in Austria

UTB-Bestellnummer: ISBN 3-8252-2113-X



Gewidmet dem großartigen Menschen, Freund, Kollegen und Wissenschaftler
Gernot Bretschko (1938 bis 2002)

Vorwort und Danksagung

Bis etwa in die 70-iger Jahre des 20. Jahrhunderts bildeten vor allem Seen und deren mit Nährstoffeinträgen einher gehende Eutrophierung den Forschungsschwerpunkt der angewandten Limnologie und des Gewässerschutzes. In den letzten 20 Jahren änderte sich dies freilich zunehmend zu Gunsten der Fließgewässer. Die Tatsache, dass im Rahmen der vergleichsweise jungen Wissenschaftsdisziplin Limnologie anfänglich die Ökologie stehender Gewässer im Vordergrund stand, ist neben methodischen Gesichtspunkten darin begründet, dass die nährstoffbedingte Eutrophierung von Seen bzw. deren Folgeerscheinungen nur relativ schwer rückgängig zu machen sind. Folgerichtig wurde deren Vermeidung aus gesellschaftspolitischer Sicht Priorität zuerkannt. Fließgewässer hingegen, als sehr dynamische Systeme mit hohem Vermögen zur Selbstregulation, erweisen sich nicht nur im Hinblick auf die Sanierung von Nährstoffbelastungen und schlechter Güte als äußerst regenerationsfähig. Vielmehr sind selbst monotone, kanalartige Regulierungen und viele Folgen kraftwerksbedingter Nutzungen zumindest teilweise wieder behebbbar, so die Voraussetzungen für dynamische Entwicklung und räumliche Entfaltung dieser Systeme geschaffen werden.

Einschlägige Studien über den aktuellen Status vor allem größerer Flüsse belegen, dass Fließgewässer heute weltweit zu den am vielfältigsten und schwersten beeinträchtigten Ökosystemen zählen. Die durch komplexe menschliche Eingriffe und Nutzungen gestörten Lebensraumverhältnisse spiegeln sich dabei in den gewässergebundenen Lebensgemeinschaften sehr deutlich wider. So weisen beispielsweise international die sogenannten „Roten Listen“ vor allem die Flussfischgesellschaften mit besonders hohen Anteilen bereits ausgestorbener und / oder stark bedrohter Arten aus.

Auf Grund oben dargestellter Entwicklung besteht heute international Übereinstimmung, dass Fließgewässer als zentrale Elemente von Natur- und Kulturlandschaften einen ganz besonderen gesellschaftspolitischen Stellenwert besitzen. Es gilt daher auch als ein wichtiges politisches Ziel, diese wertvollen Ökosysteme in Zukunft vor weiterer Zerstörung zu schützen, bzw. bei bereits gegebener Beeinträchtigung die Rahmenbedingungen für deren Restaurierung zu schaffen. Eine Aufgabe, die auf die Erhaltung, Förderung und Wiederherstellung jener natürlichen Funktionen, Prozesse und Strukturen ausgerichtet ist, die erst in ihrer Gesamtheit auch die faszinierende Individualität und den besonderen Reiz dieser Ökosysteme ausmachen. Zugleich ein Ziel, das die Erhaltung und

Wiederherstellung der „ökologischen Funktionsfähigkeit“ als zentrales Anliegen sieht, wie dies in den meisten einschlägigen nationalen Gesetzgebungen gefordert wird und auch in der so genannten „Wasserrahmenrichtlinie“ der EU für alle Mitgliedsstaaten verbindlich vorgeschrieben ist.

Die Idee zu vorliegendem Buch entstand primär aus dem Bedarf, für Studierende der Ökologie, Landschaftsplanung und Wasserwirtschaft sowie für einschlägig mit Gewässer- und Fischereifragen befasste Personen in Behörden, Naturschutzorganisationen und Fischereifachkreisen etc. ein auf angewandte Fragen der Fließgewässerökologie und des Fließgewässerschutzes zugeschnittenes Handbuch zur Verfügung zu haben. Die Betonung fischökologischer Aspekte erfolgte, um dem diesbezüglich in der deutschsprachigen Literatur bestehenden Defizit Rechnung zu tragen. Vom Beginn an ging es den Autoren dabei weder darum, ein umfassendes Grundlagenwerk zur Fließgewässerökologie zu verfassen, noch war ein Lehrbuch zur Fischökologie geplant. Dem anwendungsorientierten Arbeitsbereich der Verfasser entsprechend, erschien es vielmehr als reizvolle Aufgabe, mit starkem Bezug auf den Lehr- und Studienbetrieb sowie einschlägige Projekte beispielhaft die wichtigsten mit Eingriffen und Nutzungen an Fließgewässern verbundenen Probleme und Lösungsansätze unter spezieller Berücksichtigung fischökologischer Gesichtspunkte darzustellen. Diese Vorgangsweise schien den Autoren umso mehr gerechtfertigt, als bereits sehr fundierte und umfassende Lehrbücher zur Fließgewässerökologie zur Verfügung stehen.

Aus der oben dargestellten Absicht und Zielrichtung resultiert auch der in den meisten Fallbeispielen und Kapiteln des Buches ersichtliche Planungs- und / oder Projektsbezug. Da vorwiegend solche Projekte behandelt werden, die sich mit Fließgewässern / Fließgewässerlandschaften in Österreich, Bayern, der Schweiz und Liechtenstein befassen, liegt der Schwerpunkt auf alpin geprägten Systemen und deren Lebensgemeinschaften. Die sich auf diese Weise quasi automatisch ergebenden Defizite in Bezug auf Tieflandflüsse und Mündungsbereiche bzw. die dort typischen Pflanzen- und Tiergesellschaften wurden von den Autoren bewusst in Kauf genommen.

Den oben dargelegten Intentionen folgend, beschränkt sich das vorliegende Buch einleitend weitgehend auf die Behandlung von Grundlagen zur Fließgewässerökologie in jenem Ausmaß, das für das Verständnis der Auswirkungen verschiedenster Eingriffsformen und Nutzungen unumgänglich ist. Dabei werden im Kapitel 3 zwar zahlreiche physikalische Eigenschaften des Wassers kurz hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz aufgezeigt, detailliertere Behandlung erfahren jedoch überwiegend nur jene Größen und Eigenschaften, deren Änderung / Beeinflussung bei wasserbaulichen Eingriffen sehr häufig bzw. im Rahmen der Projektierung und Bauausführung von Restaurationsmaßnahmen überhaupt möglich ist. Fokussierung auf hydrologisch – morphologische Kriterien (z. B. Ab-

fluss, Geschiebetransport, Flussmorphologie) erfolgt vor allem auch deshalb, weil diese im Hinblick auf die individuelle Ausprägung einzelner Gewässerabschnitte bzw. den jeweiligen Fließgewässertyp von besonderer Relevanz sind und damit im Zuge einschlägiger Planungsprozesse / einzelner Planungsschritte, z. B. für die Leitbilderstellung, eine wesentliche Rolle spielen.

Generell wird versucht, einzelne Größen / Kriterien bzw. deren Wandel im Längsverlauf zu beschreiben und im Kontext mit der modernen Betrachtungsweise von Fließgewässern als multidimensionale Systeme zu diskutieren. Erst diese konzeptionelle Sichtweise eines Fließgewässersystems als hochkomplexe Gesamtheit aus Fluss, Umland und Aquifer, unter Berücksichtigung des gesamten Einzugsgebietes und des zeitlichen Geschehens, ergibt letztlich eine Vorstellung, was die ökologische Funktionsfähigkeit intakter Flusssysteme ausmacht.

Zentrales Thema des Buches hinsichtlich der Lebensgemeinschaften ist die Fischökologie, mit schwerpunktmäßiger Behandlung der Fischfauna österreichischer, bayrischer und schweizerisch / liechtensteinischer Fließgewässer bezüglich Systematik, zoogeografischer Verbreitung etc. und insbesondere ihrer ökologischen Ansprüche. Dabei werden die wichtigsten Gemeinschaften, Gilden, Arten und Stadien wiederum in erster Linie hinsichtlich projektrelevanter Untersuchungs- / Aussagemöglichkeiten beschrieben und in Bezug auf die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit diskutiert, ähnlich wie im vorangehenden Kapitel für die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos geschehen. Dieser Tiergruppe ist zufolge ihrer Nähe und Interaktion im trophischen Gefüge relativ viel Raum gewidmet. Teilweise werden quantitative Informationen für den Alpenraum erstmals zusammengefasst dargestellt.

Es folgt die Beschreibung der wichtigsten anthropogenen Eingriffe in Fließgewässerlebensräume / Flusslandschaften und deren Auswirkungen auf die Biozöosen. Schwerpunkt liegt dabei auf den flussbaulichen Eingriffen, wobei neben Regulierungen vor allem die vielfältigen Folgeerscheinungen von Wasserkraftwerken behandelt werden. In diesem Zusammenhang wird auch der aktuelle Status der Fließgewässer anhand internationaler Befunde aufgezeigt, wobei ökomorphologischer Zustand, Flusskontinuum und Fischzöosen im Mittelpunkt stehen. Darauf aufbauend werden Möglichkeiten zur Sicherung und Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit veranschaulicht und Grundlagen sowie Methoden zur Planung von Fließgewässerrevitalisierungen diskutiert. Schließlich erfolgt die Darstellung konkreter Maßnahmen bzw. realisierter Restaurationsprojekte einerseits hinsichtlich harter Regulierungsbauwerke und Kraftwerke, andererseits in Bezug auf den Bau von Fischaufstiegshilfen und Verbesserungen der Hydrologie (z. B. hinsichtlich Restwasserdotations, Dämpfung von Schwellbetrieb, etc.). Wenn verfügbar, werden dabei auch die Ergebnisse von Prä- und Postmonitoring aufgezeigt.

Die Autoren sind sich bewusst, dass hier kein Lehrbuch mit Anspruch auf Vollständigkeit vorliegt. Es bestand auch nie die Absicht, ein derartiges Werk zu verfassen. Vielmehr sollte, in Ergänzung zu bereits existierenden Lehrbüchern der Fließgewässer- und Fischökologie, ein praxisrelevanter Studien- und Arbeitsbehelf zur Verfügung gestellt werden. Das Buch möge damit zugleich dazu beitragen, künftig den gemeinsamen Bemühungen von Technik und Ökologie um Schutz, Erhaltung und Wiederherstellung ökologisch funktionsfähiger Fließgewässerlebensräume und deren Lebensgemeinschaften zum Wohle aller verstärkt zum Durchbruch zu verhelfen. In diesem Sinne sind auch Anregungen und Kritik jeder Art willkommen.

Abschließend sei folgenden Mitarbeitern, Kollegen und Freunden gedankt, die zu diesem Buch wesentlich beitrugen:

H. Habersack, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, Universität für Bodenkultur (BOKU), Wien, der sich der Mühe unterzog, vor allem die Kapitel mit hydraulisch / flussmorphologischen sowie hydrologischen Aspekten auf Inhalt und Fehler zu überprüfen und dabei wertvolle Kommentare und Anregungen lieferte; H. Mader, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, BOKU Wien, R. Perfler, Abteilung Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz, BOKU Wien sowie G. Janauer, Biozentrum Universität Wien für Informationen und Anmerkungen im Zusammenhang mit Makrophyten.

J. Eberstaller, Technische Büros für Angewandte Gewässerökologie, Fischereiwirtschaft, Kulturtechnik und Wasserwirtschaft, Wien, für die Unterlagen zu den Beispielen in den Kapiteln 10.5.2, 10.5.3 sowie 10.5.5 bis 10.5.8; U. Eichelmann, WWF Österreich, für die Unterlagen zum Beispiel in Kapitel 10.3.2; R. E. Grift, RIVO Netherlands Institute for Fisheries Research, Ijmuiden, für die Unterlagen zum Beispiel 10.3.2; St. Heimerl, EnBW Ingenieure GmbH, Stuttgart, für die Unterlagen zum Beispiel 10.5.1; G. Zauner, Technische Büros für Angewandte Gewässerökologie, Fischereiwirtschaft, Kulturtechnik und Wasserwirtschaft, Wien, für die Unterlagen zu den Beispielen 10.4.1 und 10.4.2;

D. Pleschko und R. Tschulik Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien; Armin Peter, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf; T. Kindle, Amt für Umweltschutz, Vaduz; C. Ruhlé, Jagd- und Fischereiverwaltung, St. Gallen; G. Ackermann, Jagd- und Fischereiinspektorat, Graubünden; E. Ritter, Tiefbauamt Liechtenstein, Vaduz; M. Pall, Archiv Systema GmbH, Wien für die Überlassung von Bild- bzw. Photomaterial;

Ilse Stubauer, Wolfram Graf, Thomas Ofenböck und B. Janecek für das Durchlesen und Kommentieren v. a. von Kapitel 4.

Norbert Novak, Wien, sei für die Erstellung / Bearbeitung sämtlicher Graphiken, Retusche der Photos und wertvollen Vorschläge für das Layout gedankt, Adeline Mühlberg und Franziska Schmuttermeier für die Erstellung des Literaturverzeichnisses sowie für umfangreiche Schreibarbeiten und nicht zuletzt Sigrid Neulinger, die im Facultas Universitätsverlag das Entstehen unseres Buches sehr geduldig, zugleich aber auch äußerst kooperativ und hilfsbereit betreute.

Die Autoren

Inhaltsverzeichnis

1	Forschungsfragen im Rahmen der Fließgewässer- und Fischökologie	19
2	Grundcharakteristik und besondere Merkmale von Fließgewässer-Ökosystemen	21
3	Abiotische Verhältnisse in Fließgewässern	27
3.1	Grundsätzliche physikalische Eigenschaften des Wassers	27
3.1.1	Dichte, Dichteanomalie und Gefrierpunkt	28
3.1.2	Viskosität, Oberflächenspannung, Adhäsion, Kohäsion	29
3.1.3	Spezifische Wärme, Schmelzwärme, Wärmeleitfähigkeit	30
3.2	Licht, Temperatur und Wärmehaushalt	30
3.2.1	Direkte und indirekte Einflüsse der Einstrahlung auf aquatische Lebensgemeinschaften	30
3.2.2	Licht und Strahlung im Gewässer	32
3.2.3	Lichtverhältnisse im Längsverlauf	33
3.2.4	Wärmehaushalt sowie räumliche und zeitliche Verteilung der Wassertemperatur	34
3.2.5	Eisbedeckung und Grundeisbildung	37
3.3	Sauerstoff	38
3.3.1	Sauerstoffverhältnisse im Längsverlauf von Fließgewässern	39
3.3.2	Wechselwirkung Wassertemperatur / Sauerstoffgehalt / Sauerstoffbedarf von Organismen	41
3.4	Abfluss, Strömung, Fließkräfte, hydraulische Verhältnisse	43
3.4.1	Die Strömung als maßgeblicher Milieufaktor	43
3.4.2	Abflussgeschehen, Extremwerte und Variabilität	44
3.4.3	Strömungs- und Abflussformen (Reynoldszahl, Froude-Zahl)	45
3.4.4	Verteilung der Fließgeschwindigkeiten im Querschnitt	46
3.4.5	Vertikale Fließgeschwindigkeitsverteilung: Grenzschicht und Totwasserzonen	48
3.4.6	Scherkräfte (shear-stress), Schleppspannung, Schwebstoffe, Geschiebe, Substratverteilung	49

3.4.7	Bettsedimente/hyporheisches Interstitial	52	5.1.3	Flusssysteme/Einzugsgebiete	199
3.5	Morphologisch-hydrologische Charakteristik von Fließgewässern	55	5.1.4	Biozönosen	199
3.5.1	Räumlich-zeitliche Gliederung von Fließgewässern auf verschiedenen Maßstabebenen („scales“)	55	5.1.5	Indikatorarten	205
3.5.2	Hydrologie und Abflussdynamik	58	5.1.6	Populationen	206
3.5.3	Feststoffhaushalt	65	5.1.7	Gesundheitszustand, Fitness und andere Merkmale	210
3.5.4	Zur Morphologie von Fließgewässern und deren Umland	69	5.2	Die Fischfauna alpin geprägter Fließgewässer in Mitteleuropa	211
4	Lebensgemeinschaften in Fließgewässern	99	5.2.1	Autochthone und allochthone Fischfauna	211
4.1	Primärproduktion und Primärproduzenten in Fließgewässern	99	5.2.2	Steckbriefe heimischer Flussfischarten	213
4.1.1	Primärproduktion und Nährstoffproblematik in Fließgewässern	99	5.2.3	Fischfauna des Rhithrals	226
4.1.2	Algen, Flechten, Farne, Moose, Makrophyten	105	5.3	Fischfauna des Potamals	255
4.2	Sekundärproduktion / Konsumentenketten / Trophiepyramide / Nahrungsnetze	111	6	Aktuelle Konzepte der Fließgewässerökologie	263
4.3	Wirbellose Sekundärproduzenten – Vorkommen, Charakteristik, Biologie	116	6.1	Die vierdimensionale Natur von Fließgewässern	263
4.3.1	Organismen des freien Wasserkörpers (Plankton)	117	6.2	Zur fischökologischen Relevanz des 4-Dimensionalitäts- und Konnektivitätsprinzips	267
4.3.2	Organismen der Gewässersohle (Makrozoobenthos)	118	7	Eingriffe an Fließgewässern und ihre Auswirkungen auf Lebensräume und Fischfauna	271
4.3.3	Organismen der Wasseroberfläche (Neuston, Pleuston)	147	7.1	Eingriffsformen und Nutzungsdruck	271
4.3.4	Organismen der Wasserwechselzone (des Wasser-Land-Überganges)	148	7.2	Geschichte der Eingriffe und Nutzungen an Fließgewässern	273
4.3.5	Neozoen und Neophyten	149	7.2.1	Beispiele für historische Eingriffe in Fließgewässer und ihre Folgen	275
4.4	Anpassungen des Makrozoobenthos an das Leben in Fließgewässern	152	7.2.2	Ökologische Auswirkungen von Eingriffen/Nutzungen und erste historische „Verbesserungsmaßnahmen“	283
4.4.1	Strömung	152	7.3	Auswirkungen von Flussregulierungen auf Fließgewässerlebensräume und Fischfauna	284
4.4.2	Atmung und Osmoregulation	156	7.3.1	Ökologische Relevanz der Strukturausstattung – „in stream structures“, Totholz, Ufer- und Nebengewässerstrukturen	285
4.4.3	Art der Nahrungsaufnahme und Ernährungstypen (Functional Feeding Groups)	158	7.3.2	Vergleichende Untersuchungen von Regulierungen an Gewässern der Äschen-, Barben- und Brachsenregion	287
4.4.4	Besiedlungsmuster, Besiedlungsdichte, Wanderung, Zonierung	164	7.3.3	Regulierungen an Gewässern der Forellenregion	292
4.5	Bio-Indikatoren	176	7.3.4	Das „Restrukturierungsprojekt“ Melk-Fluss	295
4.5.1	Biologische Selbstreinigung	178	7.4	Auswirkungen von Wasserkraftwerken auf Lebensraum und Fischfauna	299
4.5.2	Gewässergüte	179	7.4.1	Zur grundsätzlichen Problematik von Laufkraftwerken	300
5	Grundlagen der Fischökologie	195	7.4.2	Beispielfall Österreichische Donau	301
5.1	Räumlich/zeitliche Ebenen und Organisation	195	7.4.3	Speicherseen (-Stause) und ihre Problematik	314
5.1.1	Zoogeographische Verbreitung	197	7.4.4	Schwellbetrieb/Schwallproblematik	315
5.1.2	Ökoregionen	197			

7.4.5	Ausleitungskraftwerke/Restwasserproblematik	316	9.5	Planung und Umsetzung ökologischer Verbesserungs-	
7.4.6	Speicherentlandungen/Stauraumpülungen	321		maßnahmen	374
7.5	Änderungen des Geschiebehaushaltes/Problematik der		9.5.1	Rechtliche Rahmenbedingungen und Förderrichtlinien	374
	Sohleintiefung	324	9.5.2	Planungsinstrumente	381
7.6	Andere Eingriffe, Nutzungen und Beeinträchtigungen	326	9.5.3	Genereller Ablauf von Planung, Umsetzung und	
				Monitoring im Rahmen gewässerökologischer	
8	Aktueller Zustand und Gefährdungsgrad von Fließgewässern			Managementprogramme	384
	und Fischfauna	329	9.6	Generelle Maßnahmentypen im Rahmen gewässerökologischer	
8.1	Morphologisch-hydrologischer Zustand von Fließgewässern	329		Planung	391
8.2	Zustand der Fischfauna / Gefährdungsgrad anhand		9.6.1	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im unmittelbaren	
	der Roten Listen	335		Gewässerbett und Uferbereich	394
9	Ökologisches Gewässermanagement: Grundlagen der		9.6.2	Maßnahmen im potenziellen Auenniveau (weit	
	Bewertung und Planung	339		reichendes Gewässerumland)	402
9.1	Allgemeines	339	9.6.3	Generelle Maßnahmen im Zusammenhang mit	
9.2	Zentrale methodische Gesichtspunkte bei der Bewertung			bestehenden Kraftwerksanlagen in Bezug auf hydro-	
	und Planung	340		logische und strukturelle Verbesserungen	406
9.2.1	Definition der Ziele und Aufgaben, Festlegung der		9.6.4	Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen	408
	räumlichen Maßstabsebene	340			
9.2.2	Bezugs- und Wertmaßstab: Leitbild / ökologische		10	Gewässerökologisches Management: Beispiele zur Verbesserung/	
	Funktionsfähigkeit / ökologischer Zustand	343		Restaurierung von Fließgewässern	411
9.2.3	Charakterisierung/Typisierung von Fließgewässern	348	10.1	Grundsätzliche Möglichkeiten und internationale Erfahrungen	
9.2.4	Bewertung	349		bei der Wiederherstellung/Verbesserung der ökologischen	
9.3	Erlassung und Bewertung von Fließgewässerlebensräumen	353		Funktionsfähigkeit	411
9.3.1	Überblick über international angewendete Verfahren	353	10.2	Verbesserungsmaßnahmen bei Ausleitungen und Schwell-	
9.3.2	Aufgabenstellungen: Übersichtsverfahren – Detailunter-			betrieb	414
	suchungen („large-scale – small-scale assessment“)	354	10.2.1	Das Beispiel Restwasser- und Schwallproblematik	
9.3.3	Arbeitsphasen im Rahmen von hydromorphologischen			Bregenzerach	414
	Fließgewässererhebungen/-bewertungen	355	10.2.2	Restwasser- und Habitatmodellierung Traisen	418
9.3.4	Erhebungs- und Evaluierungskriterien	356	10.3	Restaurierungsmaßnahmen im Bereich Regulierungen/	
9.3.5	Bewertungsvorgang	358		Hochwasserschutz	423
9.4	Fischökologische Bewertungsverfahren – Multi-Level Fish-based		10.3.1	Das Projekt „LIFE-NATUR Auenverbund Obere Drau“	423
	Assessment Method	363	10.3.2	Das Projekt zur Restauration der Überschwemmungs-	
9.4.1	Bewertungsmerkmale und -kriterien	363		flächen am Unteren Rhein	428
9.4.2	Charakterisierung ursprünglicher Referenzsituationen –		10.3.3	Das Projekt Gewässervernetzung Regelsbrunner Au /	
	Fischökologisches Leitbild	371		Nationalpark Donau-Auen	432
9.4.3	Anwendung des Verfahrens in Epi- und Metarhithral-		10.3.4	Das Projekt Wildflussgebiet Lafnitztal	437
	gewässern	372	10.3.5	Das Projekt Hochwasserschutz- und Revitalisierungs-	
9.4.4	Bewertungsstufen	372		konzept Sulm	439
			10.3.6	Das Projekt Katschbach	443

10.4	Rückbau- und Verbesserungsmaßnahmen im Bereich von Kraftwerken	446
10.4.1	Das Projekt Vernetzungs- und Restaurierungsmaßnahmen im Stauwurzelbereich des Donaukraftwerkes Greifenstein	446
10.4.2	Das Projekt: Neu geschaffene Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Donaukraftwerkes Aschach	450
10.5	Verbesserungsmaßnahmen bei unterbundener Fischmigration/ Fischaufstiegshilfen	455
10.5.1	Das Projekt Lachs 2000 – Fischpass Iffezheim	456
10.5.2	Das Projekt Bodensee-Seeforelle	462
10.5.3	Das Projekt Neugestaltung der Liechtensteiner Binnenkanalmündung Ruggell	465
10.5.4	Das Projekt LIFE-NATUR Lebensraum Huchen	468
10.5.5	Das Projekt überfallfreies Umgehungsgerinne an der Pielach	475
10.5.6	Das Projekt naturnahes Umgehungsgerinne beim Murkraftwerk Fischenz	477
10.5.7	Das Projekt Fischaufstiegshilfe an der Gutensteiner Piesting	480
10.5.8	Das Projekt aufgelöste Sohlrampe Pöls	483
	Literatur	485
	Index	517
	Glossar	533

1 Forschungsfragen im Rahmen der Fließgewässer- und Fischökologie

Die Fließgewässerökologie beschäftigt sich mit der Erforschung von Fließgewässern als Ökosysteme. Sie ist ein wichtiges Teilgebiet der Limnologie, die sich als „Lehre von den Binnengewässern“ mit der Biologie der Organismen im Gewässer sowie mit den chemischen und physikalischen Umweltfaktoren befasst. Innerhalb der naturwissenschaftlichen Forschung sind die Limnologie und die Fließgewässerökologie auch als Teildisziplinen der Ökologie zu sehen, die generell die Wechselwirkungen zwischen Organismen und deren Umwelt analysiert.

Die Erforschung der Ökologie von Seen und Fließgewässern begann vor mehr als einem Jahrhundert. Bei großen Flüssen wurde beispielsweise die Existenz eines eigenständigen Flussplanktons untersucht, bei Gebirgsbächen das eventuelle Überleben eiszeitlicher Relikte. Auch die Folgen der Einleitung von Abwässern in Flüsse waren bereits im 19. Jahrhundert ein Thema (Schwörbel 1993; Steleanu 1989). Lange Zeit stand jedoch die Untersuchung von Seen im Mittelpunkt, was nicht zuletzt mit der leichteren methodischen Erfassbarkeit dieser Ökosysteme zusammenhängt. Fließgewässer wurden dagegen erst in den letzten Jahrzehnten zu einem zentralen Forschungsgegenstand. Wie bei Seen stand auch hier vorerst die Analyse der Belastung mit Nährstoffen und organischen Verbindungen im Vordergrund.

Fließgewässer sind sehr komplexe Systeme, in denen zahlreiche abiotische („unbelebte“) und biotische („lebende“) Umweltfaktoren wirken. Zur Erklärung der vielfältigen Strukturen, Funktionen und Prozesse liefern die unterschiedlichsten Disziplinen und Fachbereiche wichtige Grundlagen. Dazu gehören vor allem die Geologie, Physik, Chemie, Hydraulik, Hydrologie und die Gewässer-morphologie.

Die Fischfauna ist ein kleiner, im Allgemeinen aber vergleichsweise gut bekannter Teil des Ökosystems Fließgewässer. Mit ihrer Erforschung beschäftigt sich die Fischökologie, deren Fragestellungen auf unterschiedlichen Ebenen eingeordnet werden (vgl. Kap. 5.1). Sie gehen z. B. vom Organismus (individueller Fisch) als kleinster Betrachtungseinheit der Ökologie aus, d. h. von dessen Wechselbeziehungen mit den physikalischen, chemischen und hydro-morphologischen sowie mit den biologischen Umweltfaktoren (andere Organismen / Populationen etc.). Auf der nächsten Ebene steht die Ökologie einzelner Arten / Populationen (Autökologie), eine Stufe höher die Ökologie von Lebensgemeinschaften (Synökologie) im Mittelpunkt der Betrachtung. Die fischökologischen Forschungsarbeiten konzentrierten sich im deutschsprachigen Raum in den letzten Jahren vor allem auf die Arten der Gewässerober- und Mittelläufe. Über die Ökologie der Bachforelle, der Äsche und anderer Salmonidenarten ist daher mittlerweile viel bekannt. Bei anderen Arten, die kleinere Verbrei-

tungsgebiete haben oder im Vergleich zu den oben genannten Salmoniden keine so dominierende Stellung einnehmen, bestehen jedoch noch große Wissensdefizite.

Neben den natürlichen abiotischen und biotischen Umweltfaktoren spielen heute in Fließgewässern freilich auch zahlreiche „anthropogene“ Einflüsse eine gravierende Rolle. Im Vordergrund stehen diesbezüglich z. B. massive Änderungen von chemischen Faktoren (Veränderung der Gewässergüte, Nährstoffhaushalt etc.) oder physikalisch / morphologischen Größen (beispielsweise durch Regulierungen, Stauhaltungen, Ausleitungen oder Schwellbetrieb).

Die angewandte Fischökologie greift auf die Ergebnisse der Grundlagenforschung zurück und verwendet diese für die Lösung von Fragestellungen, die sich aus den Nutzungen bzw. aus den Eingriffen an Fließgewässern ergeben. So beschäftigt sie sich beispielsweise mit den Auswirkungen von anthropogenen Eingriffen auf Fischbestände, mit der Planung von (fisch-)ökologisch „verträglichen“ Maßnahmen an Gewässern (betreffend Hochwasserschutz, energiewirtschaftliche Nutzung, Schifffahrt etc.), mit der Zielbeschreibung und der Konzeption von Revitalisierungsmaßnahmen, mit der Überprüfung der ökologischen Auswirkungen realisierter Maßnahmen (Monitoring) oder mit fischereilichem Management (Bewirtschaftung) und sportfischereilicher Nutzung.

Die Fragestellungen der angewandten Fließgewässer- und Fischökologie werden auch von den gesellschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen beeinflusst. War in den 70er- und 80er-Jahren des 20. Jahrhunderts die Sanierung der schlechten Gewässergüte ein Hauptziel der Forschung, so steht derzeit die Verbesserung der vielfach negativ beeinflussten hydromorphologischen Verhältnisse im Vordergrund (Naiman et al. 1995). Darüber hinaus ändern sich bei Fließgewässerprojekten auch die strategischen Hintergründe. So sind heute z. B. die früher oft massiven Konflikte zwischen Ökologen und Wasserwirtschaftlern einer weitgehend konstruktiven Zusammenarbeit gewichen. Vor allem Planungsprojekte zur Verbesserung von beeinträchtigten Fließgewässerlebensräumen werden fast durchwegs interdisziplinär bearbeitet.

2 Grundcharakteristik und besondere Merkmale von Fließgewässer-Ökosystemen

Das vorliegende Kapitel beschreibt überblicksartig jene Grundeigenschaften und Merkmale, welche die Besonderheit und Einzigartigkeit von Fließgewässer-Ökosystemen ausmachen. Erst danach werden in Kapitel 3 die abiotischen Lebensraumverhältnisse und in den Kapiteln 4 und 5 schließlich die Lebensgemeinschaften detaillierter behandelt.

Fließgewässer zählen neben Seen, Grundwasser und Höhlen- bzw. unterirdischen Gewässern zu den Binnengewässern, die mit ca. 0,5 % einen nur geringen Anteil an der Erdoberfläche besitzen (entspricht ca. 1,4 % der Landfläche). Sie nehmen ihren Ursprung in Sümpfen (Helokrenen), kleinen Seen (Limnokrenen) oder fließen unmittelbar ab (Rheokrenen). Als Oberflächenentwässerungssysteme stellen sie die Verbindung zwischen Binnenseen und Meer bzw. zwischen Grund- / Boden- / Porenwasser und Meer dar und haben aufgrund des raschen Transportes und damit hoher Erneuerungsrate des Wassers eine sehr bedeutende Funktion im globalen Wasserkreislauf (Abb. 2.1).

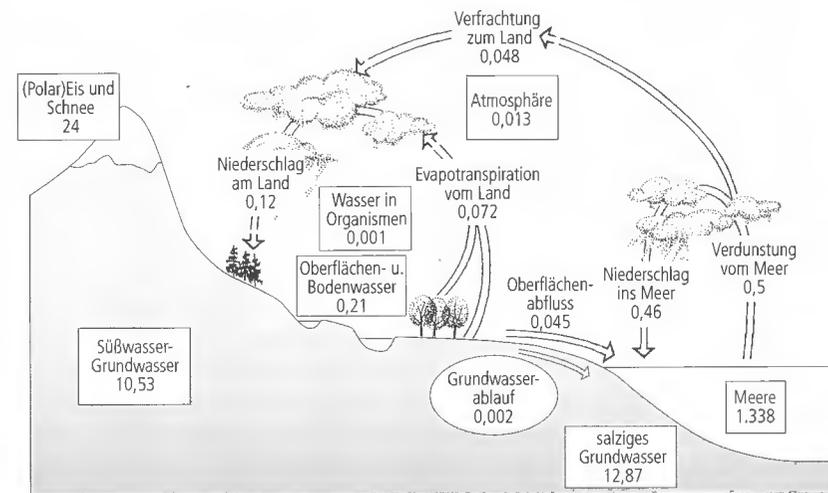


Abb. 2.1 Schemaskizze des globalen Wasserkreislaufs. Kästen: gespeicherte Wassermengen; Pfeile: jährlich in Transport befindliche Wassermenge; Werte in $\text{km}^3 \cdot 10^6$ (verändert nach Giller & Malmqvist 1998).

Betrachtet man die Verteilung sämtlichen Wassers auf der Erde, so sind die zu einem gegebenen Zeitpunkt in Fließgewässern vorliegenden Wassermengen mit 0,0002 % der gesamten Vorräte (Süß- und Salzwasser) bzw. mit 0,006 % der Süßwasservorräte äußerst gering (vgl. Tab. 2.1).

Tab. 2.1 Wasservorrat der Erde (Daten aus Baumgartner & Liebscher 1990)

	Menge in $\text{km}^3 \cdot 10^3$	von 100 % Süßwasser	von 100 % gesamt
Weltmeere	1 338 000	–	96,5
Polar- und Meereis, Gletscher, Schnee	24 064,1	68,70	
Bodeneis (Permafrost)	300,0	0,86	
Grundwasser	10 530,0	30,10	
Bodenfeuchte	16,5	0,05	
Süßwasserseen	91,0	0,26	
Moore, Sümpfe	11,5	0,03	
Flüsse	2,1	0,006	
Organismen	1,1	0,003	
Atmosphäre	12,9	0,04	
Süßwasser gesamt	35 029,2	100,00	3,5

Die dennoch enorme Bedeutung der Fließgewässer im Wasserkreislauf wird freilich dadurch ersichtlich, dass die geschätzte Erneuerungszeit (turn-over) des Wassers in diesen Systemen durchschnittlich lediglich sieben bis vierzehn Tage beträgt. Fließgewässer sind somit durch hohen turn-over des Wassers, stetiges Fließen und damit ständige Transport- und Austauschprozesse gekennzeichnet. Das Fließen bzw. ständig „In-Bewegung-Sein“ ist somit eine der wesentlichsten Grundeigenschaften von Fließgewässern, die auch als lotische (lotus = lat. fließend) Systeme bezeichnet werden.

Hinsichtlich ihrer Funktion als Ökosysteme weisen Fließgewässer sowohl im Vergleich mit terrestrischen Ökosystemen als auch mit Seen große Unterschiede auf. Während letztere beispielsweise aufgrund des im Verhältnis zur Oberfläche meist großen Wasserkörpers weitgehend vertikal zoniert sind, weisen Fließgewässer aufgrund der Strömung bzw. des einseitig gerichteten Abflusses eine lineare Struktur auf. Flussab gelegene Abschnitte werden daher überwiegend von flussauf gelegenen beeinflusst. Dies lässt sich z. B. am Nährstoffhaushalt demonstrieren: Im Gegensatz zu Seen, in denen während der sommerlichen Schichtung (Sommer-Stagnation) Nährstoffe innerhalb abgegrenzter Bereiche zirkulieren, werden diese in Fließgewässern abschnittsweise von Organismen gebunden, nach Freisetzung mit der fließenden Welle weitertransportiert und flussab erneut gebunden bzw. später wieder freigesetzt (nutrient spiraling; vgl. Kap. 4.2).

Auch die meisten anderen Umweltfaktoren zeigen typische Längsgradienten. So nimmt etwa die sommerliche Wassertemperatur, abgesehen von lokalen Unterschieden in lateraler Erstreckung (z. B. in stagnierenden Buchten, Grundwas-

seraustritten, Altwässern etc.), tendenziell flussab zu. Umgekehrt zeigen das Gefälle und damit die Strömung und Schleppkraft sowie die mittlere Korngröße des Sohlsubstrates von der Quelle in Richtung Mündung im Allgemeinen einen abnehmenden Verlauf (s. Abb. 2.2). Als Reaktion auf das im Längsverlauf stetige Änderung unterliegende Faktorenggefüge ergibt sich in jedem Fließgewässer auch eine entsprechende Sukzession bzw. Zonierung typischer Lebensgemeinschaften, wie dies z. B. im Konzept der Fischregionen zum Ausdruck kommt. (vgl. Kap. 5.1).

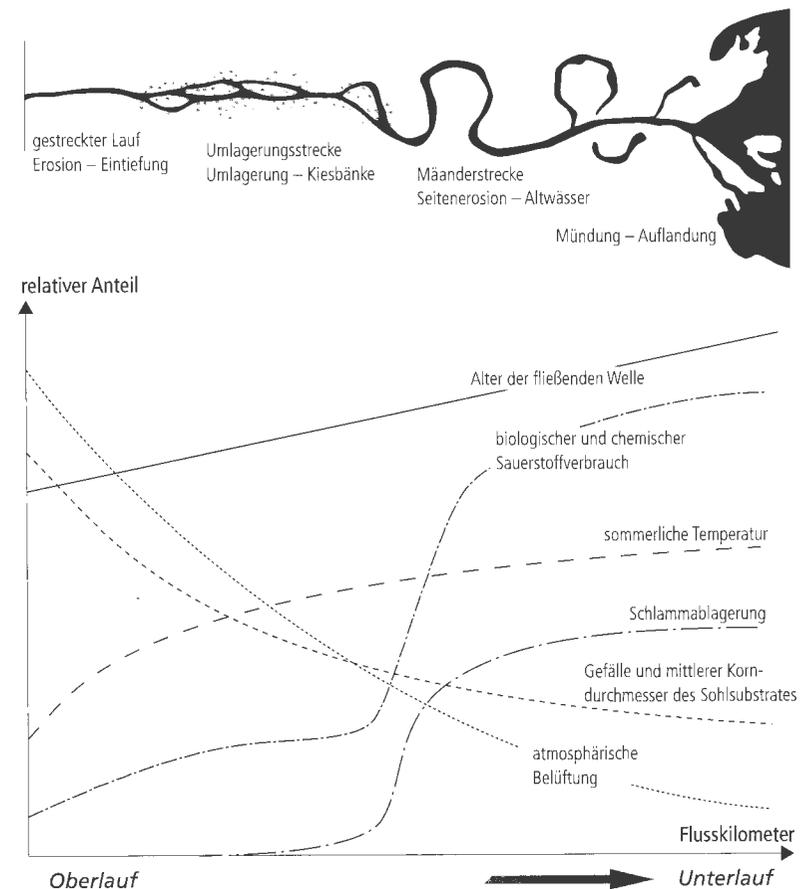


Abb. 2.2 Schema wichtiger Faktoren im Längsverlauf von Fließgewässern (vgl. Text).

Aus der linearen Ausrichtung und dem vergleichsweise geringen Wasserkörper eines Fließgewässers resultieren im Vergleich zu Seen große Wasseroberflächen und lange Uferlinien. Somit bestehen mit dem angrenzenden terrestri-

schen Lebensraum, dem Untergrund (Böden, Bettsedimente, Grundwasser) und der Atmosphäre große Austauschflächen. Fließgewässer gelten daher auch als besonders offene Ökosysteme. Sie erhalten von außen hohe Einträge anorganischer sowie gelösten und partikulären organischen Materials und sind auf diese Weise stark durch externe (allochthone) Prozesse geprägt. Die Wechselwirkungen und Austauschprozesse erweisen sich in den Oberläufen meist als überwiegend einseitig vom Umland zum Gewässer gerichtet. In den Unterläufen hingegen sind die Austauschprozesse dadurch gekennzeichnet, dass Stoffe, Energie und Organismen in erheblichem Ausmaß auch aus dem Gewässer ins Umland (Auen, inundierte Flächen) gelangen.

Die im Vergleich zu anderen Ökosystemen hohe Offenheit ergibt sich auch aus dem engen Kontakt eines Fließgewässers mit seinem Einzugsgebiet („catchment“). Da meist ein hoher Anteil des im Fließgewässer zum Abfluss gelangenden Wassers mit dem Boden und Untergrund im Kontakt steht, spiegeln sich diese bzw. die Geologie des Einzugsgebietes in der Wasserchemie deutlich wider. Fließgewässer in kristallinen Einzugsgebieten etwa weisen niedrige pH-Werte, Elektrolytgehalte und Härtegrade auf. Starke Bewaldung des Einzugsgebietes wiederum beeinflusst über Evapotranspiration und Retention den Abfluss und / oder die Grundwasserbildung.

Hinsichtlich der Morphologie und der Lebensraumqualität eines Fließgewässers für Organismen entscheidende Größen sind Gesteinsuntergrund, Klima und terrestrische Vegetation. Diese und andere Faktoren steuern den Abfluss und den Transport von Feststoffen (an der Gewässersohle transportiertes Geschiebe sowie im Wasser mittransportierte Schwimm- und Schwebstoffe; s. dazu z. B. Mangelsdorf & Scheurmann 1980).

Das Abflussgeschehen von Fließgewässern variiert aufgrund der Steuerung durch das Klima sowohl zeitlich als auch räumlich. Das Verhältnis zwischen Niederschlags- und Verdunstungsraten ist ausschlaggebend für die Größe und Dauer des Abflusses. So dominieren in den humiden Klimazonen Gewässer mit ganzjähriger Wasserführung (Niederschlagsmengen > Verdunstung: perennierende Gewässer), wobei im Falle hoher Versickerungsraten über längere Abschnitte unterirdischer Abfluss gegeben sein kann (vorwiegend in Karstgebieten). In semihumiden Klimazonen ist die Verdunstungsrate nur in manchen Monaten höher als die Niederschlagsmenge, es entstehen periodische Fließgewässer. In ariden Klimazonen schließlich führen die Gewässer nur während der Regenperiode Wasser (episodische Gewässer, vgl. Kap. 3.5.3).

Als herausragende Eigenschaft von Fließgewässern gilt deren vielfältiges und zeitlich / räumlich hochdynamisches Prozessgeschehen. Die Entstehung von Fließgewässern ist, wie bei vielen Seen, meist auf tektonische Vorgänge zurückzuführen. In weiterer Folge hängt die Entwicklung von Verlauf und Morphologie jedoch stark von den gewässerspezifischen Erosions-, Um- und Ablagerungsprozessen ab. Fließgewässer besitzen solcherart quasi eine systemimmanente, selbstgestaltende Eigendynamik. Dynamische Entwicklung heißt zugleich, dass das Wechselspiel der Störungen („disturbances“), von mehrmals jährlich auf-

tretenden kleineren Hochwässern bis hin zu echten Katastrophen mit seltener Auftretswahrscheinlichkeit reichend, zu den natürlichen Eigenschaften bzw. Grundmerkmalen zählt. Vor allem Niedrigwasser- / Trockenphasen und Hochwasserereignisse in unterschiedlichsten räumlichen und zeitlichen Erstreckungen, mit ihren direkten physikalischen Einflüssen auf Organismen oder indirekten Wirkungen über die Lebensraumverhältnisse, zählen nicht zuletzt aus evolutionsökologischer Sicht zu den essenziellen Merkmalen von Fließgewässer-Ökosystemen.

Die oben unter dem Aspekt „Offenheit“ angedeutete vierdimensionale Natur von Fließgewässern ist eine aus heutiger Sicht zwar schon selbstverständliche, in ihrer Bedeutung aber erst jüngst erkannte Grundeigenschaft (vgl. Kap. 6). Fließgewässersysteme lassen sich auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Maßstabebenen beschreiben. Je komplexer und kleinräumiger das betrachtete Faktorengefüge ist, desto „individueller“ wird jedes Fließgewässer. Umgekehrt ermöglicht es vor allem die globalere Analyse der Komponenten auf höherer räumlicher Maßstabebene, Fließgewässer zu Gruppen zusammenzufassen. Mit diesen Zusammenhängen beschäftigt sich die Typologie (vgl. Kap. 9.2.3).

Das Prinzip der 4-Dimensionalität verdeutlicht sehr anschaulich, dass bei Fließgewässern in allen drei räumlichen Dimensionen (longitudinal, lateral, vertikal) essentielle Prozesse ablaufen. Wie schon angesprochen, hängt die Untersuchung des komplexen Prozessgeschehens freilich vom Maßstab der Betrachtungsebene ab. Das Spektrum reicht von einzugsgebietsbezogener Betrachtung des gesamten Flusssystems, über Abschnitte mit charakteristischen Kolk- / Furtsequenzen bis herab zu substratbezogenen Mikrohabitaten. Je größer dabei der räumliche Maßstab, desto langsamer sind die Prozessabläufe (niedrige Rate zeitlicher Änderung). Auf diese Weise ergibt sich letztlich auch ein weiteres wichtiges Merkmal, nämlich die hierarchische Organisation von Fließgewässersystemen (Frisell et al. 1986; Hildrew & Giller 1994), indem kleinmaßstäbliche Einheiten („low scale systems“) von den darüber gelegenen, großmaßstäblichen Einheiten wesentlich beeinflusst werden bzw. abhängen.

Diese einleitenden, sehr allgemeinen Ausführungen zu wesentlichen Grundeigenschaften zeigen, dass es sich bei Fließgewässern um zeitlich / räumlich sehr dynamische, in allen drei räumlichen Ebenen interaktive und damit hochkomplexe Systeme handelt. Komplexe Strukturen in ständig wechselnder Verbindung und Umwandlung bedeuten zugleich, dass Zerstörung, Zerfall, Neubildung und Rekombination einzelner Teillebensräume und Lebensraumkomplexe mit samt ihren zugehörigen Übergangszonen (Ökotone) sehr charakteristische Elemente sind, wie dies etwa in alluvialen Fluss- / Ausystemen besonders deutlich wird. Die Vielfalt solcher Lebensraumsysteme spiegelt sich daher auch in den zugehörigen Lebensgemeinschaften mit besonders hoher Artenvielfalt (Diversität) wider und ist letztlich der Grund, warum Fließgewässer, individuell dermaßen unterschiedlich bzw. typenmäßig so divers, sich schwer in ein Schema einordnen lassen. Aus dieser „Uneinordenbarkeit“ ergibt sich letztlich auch die Einzigartigkeit und damit der ganz besondere Reiz dieser Ökosysteme.

3 Abiotische Verhältnisse in Fließgewässern

Im vorliegenden Kapitel erfolgt die Darstellung jener abiotischen Verhältnisse und Faktoren, die in ihrem komplexen Zusammenwirken die „unbelebten“ Rahmenbedingungen der Lebensräume („physical environment“) von Fließgewässern ausmachen. Einleitend werden dabei vorerst jene physikalischen Eigenschaften des Wassers behandelt, die einerseits zum Verständnis der Unterschiede zwischen Fließgewässern und Seen notwendig sind und andererseits die Eigenheiten anthropogen geschaffener Systeme, wie z. B. von Speicher- und Laufstauen, nachvollziehbar machen. In weiterer Folge werden dann die für Fließgewässer-Lebensräume und Lebensgemeinschaften prägenden Faktoren Strömung, Licht und Temperaturverhältnisse beschrieben, wobei deren für temperierte Fließgewässer typische Gradienten bzw. longitudinale Änderungen schematisch aufgezeigt werden. Dies gilt auch für die im Kapitel 3.5 folgenden morphologisch-hydrologischen Charakteristika, deren unterschiedliche Bedingungen nicht nur im Längsverlauf, sondern auch in der seitlichen Erstreckung Fluss-Umland sowie bezüglich der vertikalen Austauschprozesse beschrieben werden.

3.1 Grundsätzliche physikalische Eigenschaften des Wassers

Wasser hat aufgrund des speziellen Molekülaufbaus physikalische Besonderheiten im Hinblick auf die Dichte (vgl. „Dichteanomalie“) und die thermischen Verhältnisse, die für das Überleben von Organismen in Gewässern grundlegend sind. Das Wassermolekül ist winkelig gebaut. Es besitzt einen lokal negativen Ladungsschwerpunkt beim Sauerstoffatom und lokal positive bei den Wasserstoffatomen. Die beiden Wasserstoffatome bilden mit dem Sauerstoffatom einen Winkel von $104,5^\circ$. Daraus resultieren die ausgeprägte Dipolnatur und die starke Wasserstoffbrückenbindung, die zur Ausbildung von Clustern führen. Diese zerfallen bei steigender Temperatur, bei sinkender Temperatur lagern sich Moleküle zunehmend aneinander. Ohne diesen Dipolcharakter wäre Wasser bei normaler Lufttemperatur keine Flüssigkeit, sondern hätte seinen Schmelzpunkt bei -100°C und den Siedepunkt bei -80°C . Auch die Dichteanomalie und die ausgezeichneten Lösungseigenschaften des Wassers für Salze, Säuren und Basen, also ionisierbare Stoffe, sind auf die Dipoleigenschaft zurückzuführen (Brehm & Meijering 1982; Schwörbel 1993).

3.1.1 Dichte, Dichteanomalie und Gefrierpunkt

Die Dichte des Wassers hängt von Temperatur, hydrostatischem Druck und Salzgehalt ab. Wasser hat sein Dichtemaximum nicht wie andere Stoffe bei der tiefsten Temperatur, sondern bei +3,94 °C. Diese Eigenschaft wird als Dichteanomalie bezeichnet. Die Dichteänderung nimmt mit steigender Temperatur rasch zu. Der Unterschied zwischen 24 und 25 °C ist dabei ungefähr 26-mal so groß, wie jener zwischen 4 und 5 °C. Bei Seen resultiert daraus die große Schichtungsstabilität im Sommer. Als Faustregel kann gelten, dass Wasser bei 30 °C um rund 0,5 % leichter ist als bei 4 °C.

Eis weist eine relativ größere Distanz der Wassermoleküle und deshalb geringere Dichte auf. Das spezifische Gewicht des Eises bei 0 °C beträgt 0,9186 kg/l. Eis ist daher bei 0 °C um rund 8,4 % leichter als Wasser.

Auch der hydrostatische Druck hat Einfluss auf die Dichteanomalie, indem bei einer Druckzunahme um 100 m Tiefe die Temperatur des Dichtemaximums um 0,1 °C sinkt. Die Dichte hängt zudem vom Salzgehalt ab, indem sie mit steigendem Salzgehalt annähernd linear zunimmt. Die Salinität wird in Promille angegeben (1 g Salz in 1 l Wasser gelöst = 1 ‰ salin). Destilliertes Wasser hat eine Salinität von 0 und bei 4 °C eine Dichte von 1 kg/l. Bei einer Salinität von 1 ‰ beträgt die Dichte bei 4 °C 1,00085 kg/l. Binnengewässer überschreiten nur in seltenen Fällen eine Salinität von 1 ‰, ihre chemisch bedingten Dichteunterschiede sind somit kleiner als 0,85 g/l. Zunehmende Salinität senkt auch den Gefrierpunkt. So friert etwa Meerwasser erst bei -1,91 °C.

Die Dichteanomalie ermöglicht aquatischen Lebewesen in zufrierenden Gewässern das Überleben, da sich 4 °C „warmes“ und schweres Wasser am Grund sammelt. Dies gilt vor allem für tiefere Gewässer, wie für Seen oder Speicher (-seen). Aber auch stagnierende Augewässer frieren zuerst oberflächlich. Auf diese Weise sind die tieferen bzw. bodennahen Schichten vor weiterer Abkühlung von außen isoliert.

Bei Fließgewässern ergibt sich durch die Fließbewegung bzw. Turbulenz im Allgemeinen keine Schichtung. Erst bei sehr großer Tiefe (über 10–15 m) und geringer Fließgeschwindigkeit von wenigen cm/s werden erste Tendenzen zur Schichtung erkennbar. Sehr wohl sind jedoch temperaturbedingte Dichteunterschiede bzw. Schichtungen in solchen Stauhaltungen typisch, die zufolge langer Verweildauer des Wassers nicht mehr Lauf- sondern schon Speicherstauen entsprechen. Hier kann die Abarbeitung tief liegender (hypolimnischer) Kaltwasserkörper über die Turbinen zu deutlichen Absenkungen der sommerlichen Temperaturen in den abwärts gelegenen Flussabschnitten führen. Eine solche Situation ist etwa vom niederösterreichischen Kamp (linksufriger Donauzubringer) bekannt, wo als Konsequenz des flussab des Kraftwerksspeichers geänderten Temperaturregimes nicht nur eine deutliche Verschiebung des Fischartenspektrums (von der Barben- in Richtung Äschenregion) stattfand, sondern beispielsweise auch der Badebetrieb eingeschränkt ist.

Temperaturbedingte Dichteunterschiede betreffen in gewissem Ausmaß über die Schubkraft des Wassers auch die Bodenfauna. Von unterschiedlicher Dichte sind zudem auch die pelagischen Planktongesellschaften potamaler Fließgewässerabschnitte betroffen. Höhere Dichte kühlerer Wasserkörper reduziert zwar die Fließgeschwindigkeit, erschwert aber zugleich auch aktives Schwimmen. Dieses ist in kühlerem Wasser nicht zuletzt aufgrund des herabgesetzten Stoffwechsels poikilothermer Organismen reduziert (vgl. Kap. 3.2.1).

3.1.2 Viskosität, Oberflächenspannung, Adhäsion, Kohäsion

Aufgrund der inneren Reibung des Wassers, die durch die Kräfte zwischen den Molekülen entsteht, wird dem freien Fließen Widerstand entgegengesetzt, der als (dynamische) Viskosität oder Zähigkeit bezeichnet wird. Die Viskosität hängt vom Salzgehalt ab, dessen Einfluss im Süßwasser jedoch vernachlässigbar gering ist, und von der Temperatur. Die Auswirkung temperaturbedingter Viskositätsunterschiede kann z. B. für Planktonorganismen sehr stark sein, da diese in ruhigem Wasser bei 25 °C doppelt so schnell absinken wie bei 0 °C. In Fließgewässern erhöht oder verringert sich je nach Wassertemperatur die mechanische Schubkraft des bewegten Wassers auf ruhende Organismen entsprechend (Schwörbel 1993).

Wasser hat eine hohe Oberflächenspannung, die durch die Kohäsionskräfte zwischen den Wassermolekülen im Grenzbereich zur Luft zustande kommt. Dadurch entsteht das so genannte „Oberflächenhäutchen“. Viele Organismen insbesondere stehender, aber auch langsam fließender Gewässer nutzen dieses als Lebensraum, indem sie sich daran anheften oder darauf laufen. Die Lebensgemeinschaft größerer, an der Wasseroberfläche lebender Pflanzen und/oder Tiere, z. B. Wasserläufer, wird als Pleuston bezeichnet. Neuston ist dagegen die Lebensgemeinschaft von sich an der Wasseroberfläche anheftenden Mikroorganismen (vgl. dazu Kap. 4.3.3). Die Oberflächenspannung wird in unbedeutendem Ausmaß von der Temperatur beeinflusst. Hingegen setzen oberflächenaktive Stoffe, wie z. B. Tenside in Waschmitteln, die Oberflächenspannung stark herab.

Wassermoleküle haben nicht nur untereinander Wechselwirkung (Kohäsion) sondern auch mit anderen Oberflächen (Adhäsion). Unterschieden werden (1) hydrophile Oberflächen, deren Adhäsionswirkung größer ist als die Kohäsionskräfte, sodass sie benetzt werden, und (2) hydrophobe Oberflächen, deren Adhäsionskräfte kleiner als die Kohäsion sind und die daher Wasser abstoßen.

Zahlreiche aquatische Lebewesen besitzen entweder hydrophile oder hydrophobe Oberflächenteile. Hydrophobie ist vor allem für jene Wasserorganismen wichtig, die an der Oberfläche Luftsauerstoff aufnehmen, wofür eine trockene Verbindung der Respirationsorgane mit der Atmosphäre nötig ist.

3.1.3 Spezifische Wärme, Schmelzwärme, Wärmeleitfähigkeit

Als spezifische Wärme wird jene Wärmemenge bezeichnet, die 1 kg eines Stoffes um 1 °C erwärmt (bei Wasser: 4,186 kJ [= 1 kcal] bei Aufwärmung von 14,5 auf 15,5 °C; Eis hat eine geringere spezifische Wärme von 2,04 kJ). Die vergleichsweise hohe spezifische Wärme von Wasser bedeutet, dass hohe Wärmemengen gespeichert werden und damit z. B. große Wasserkörper das Klima stark beeinflussen. Zugleich ergibt sich daraus, dass Wasser ein hohes thermisches Pufferungsvermögen gegenüber tages- und / oder jahreszeitlichen Temperaturschwankungen besitzt. Aquatische Organismen sind daher geringeren jahres- und insbesondere tageszeitlichen Temperaturschwankungen ausgesetzt als terrestrische.

Beim Schmelzvorgang von Eis (0 °C) zu flüssigem Wasser (0 °C) wird die hohe Schmelzwärme von 333,7 kJ/kg verbraucht. Als Konsequenz daraus ergibt sich, dass das Schmelzen einer Eisdecke sehr hohe Wärmemengen benötigt und Eis daher langsam schmilzt.

Wärmeleitfähigkeit schließlich ist jene Wärmemenge, die in einer Sekunde durch einen Würfel von 1 cm Seitenlänge bei einer konstanten Temperaturdifferenz von 1 °C eines Stoffes fließt. Wasser hat mit 0,00569 J/cm/s/K eine sehr geringe Wärmeleitfähigkeit (Eis: 0,02386 J/cm/s/K, Luft: 0,000238 J/cm/s/K). Das heißt, der molekulare Wärmeaustausch ist praktisch bedeutungslos. Wärmetransport im Gewässer erfolgt fast ausschließlich durch Wasserbewegung. Wärmespeicherung und Temperaturschichtung im Gewässer werden dadurch begünstigt.

3.2 Licht, Temperatur und Wärmehaushalt

3.2.1 Direkte und indirekte Einflüsse der Einstrahlung auf aquatische Lebensgemeinschaften

Licht dient nicht nur zur optischen Orientierung mit Sehorganen ausgestatteter Tiere, vielmehr steuert es auch die tages- und jahreszeitlichen Aktivitäten und Rhythmen der meisten Pflanzen- und Tierarten. Die Photoperiode ist dabei wegen ihrer Regelmäßigkeit eine der wichtigsten Steuergrößen für saisonale Zyklen, wie z. B. das Laichgeschehen vieler Fischarten. Aber auch die Drift zahlreicher Benthostierarten und vieler Fische, speziell im Larven- und / oder Jungfischstadium, ist stark lichtabhängig (vgl. Kap. 4.4.4). Periodizität des Wachstums, Produktion und Verteilung der meisten Primär- und Sekundärproduzenten etc. korrelieren sehr deutlich mit den Lichtverhältnissen im Gewässer.

Als Energiebasis für die Aufbauprozesse bzw. Biomasseproduktion der Primärproduzenten (Schweb- und Aufwuchsalgen, Moose, höhere Wasserpflanzen, vgl. Kap. 4.1.2) ist Licht somit zugleich Grundlage und Steuergröße der komplexen aquatischen Nahrungsketten. Selbst die aeroben Abbauprozesse hängen zu einem guten Teil indirekt vom Licht ab, da der biogen bei der Assimilation der

Primärproduzenten gebildete Sauerstoff unter bestimmten Bedingungen (z. B. in langsam fließenden / stagnierenden Abschnitten oder Augewässern von Tieflandflüssen, in Flussstauen etc.) von größerer Bedeutung ist als die Sauerstoffeinträge aus der Atmosphäre.

Eine zentrale Rolle spielt die Erwärmung des Wassers als Folge der Absorption langwelliger Wärmestrahlung. Das Temperaturregime einzelner Gewässerabschnitte bzw. Gewässerteile zählt mit zu den wesentlichsten Faktoren für die Ausbildung, Zusammensetzung und Verteilung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Die meisten in Binnengewässern lebenden Organismen, vor allem Evertebraten und Fische, sowie alle Pflanzen sind poikilotherm (wechselwarm). Stoffwechsel und damit Atmung, Verdauung, Wachstum, Aktivität, Reproduktion etc. hängen somit sehr wesentlich von der Temperatur des umgebenden Wassers bzw. Lebensraumes ab. Die täglichen Temperaturverhältnisse, insbesondere aber das jahreszeitliche Temperaturregime einerseits im Flusslängsverlauf, andererseits innerhalb der einzelnen Kompartimente natürlicher Fluss-Auensysteme in lateraler Erstreckung, zählen daher zu den wichtigsten Milieufaktoren und Steuergrößen der aquatischen Fauna und Flora. Zahlreiche Arten sind dabei eher eurytherm, das heißt über ein vergleichsweise breites Temperaturspektrum vorkommend bzw. nicht so sehr auf einen engen Temperaturbereich oder ein spezielles Temperaturregime angewiesen. Andere Arten wiederum zeigen vergleichsweise enge Optimal- bzw. darüber hinausreichende Toleranzbereiche (stenotherm). Den aquatischen Poikilothermen gemeinsam ist die grundsätzliche Abhängigkeit fast aller Entwicklungsprozesse von der Wassertemperatur (vgl. Abb. 3.1)

Aus der Praxis des angewandten Gewässerschutzes stehen zahlreiche Beispiele zur Verfügung, wie Eingriffe in das Licht- und Temperaturregime von Fließge-

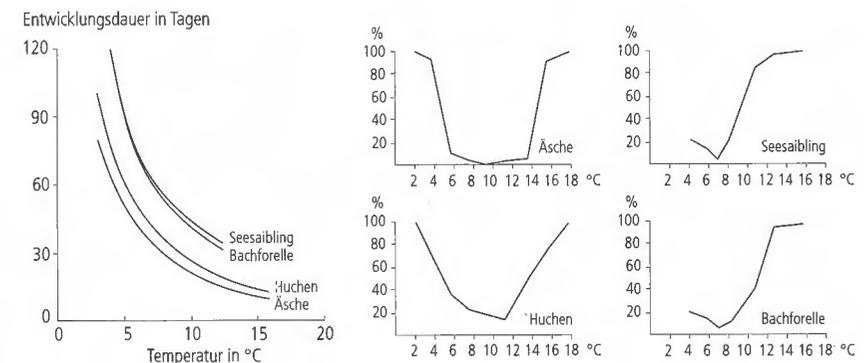


Abb. 3.1 Dauer der Embryonalentwicklung und Mortalität der Eier (vom Zeitpunkt der Befruchtung bis zum Schlüpfen der Larven) der Herbstlaicher Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*) und Seesaibling (*Salvelinus alpinus*) sowie der Frühjahrslaicher Huchen (*Hucho hucho*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) in Abhängigkeit von der Wassertemperatur (aus Jungwirth & Winkler 1984).

wässern in entsprechenden direkten oder indirekten Folgewirkungen für die aquatische Fauna resultieren. So ist beispielsweise gut bekannt, dass Makrophytenwachstum und sommerliche Aufwärmung in Gewässerstrecken mit dichter Ufervegetation infolge der Beschattung unterbunden werden. Durchgehende Entfernung von Ufergehölzen und damit Entfall der Beschattung im Zuge von Regulierungen führt dementsprechend vielfach zu explosionsartiger Entfaltung von Makrophyten sowie zu deutlicher Temperaturerhöhung (Böttger & Pöpperl 1990; Haidekker & Hering 2002). Sommerliche Erwärmung über den Toleranzbereich resultiert daher z.B. im Verschwinden der Bachforelle. Aber auch Einleitungen „thermischer Abwässer“ mit vergleichsweise nur sehr geringer Erhöhung der mittleren Wassertemperatur im Jahresverlauf haben unter Umständen drastische Folgen. Speziell Insektenarten mit mehrjährigem Entwicklungszyklus schlüpfen aufgrund geringfügig erhöhter Wassertemperatur und damit einhergehender Verkürzung der aquatischen Larvalphase zu früh. Sind sie auf diese Weise nicht mehr ausreichend mit dem Außenmilieu synchronisiert, ist mit ihrem Verschwinden aus dem Gewässer zu rechnen (Humpesch et al. 1982).

3.2.2 Licht und Strahlung im Gewässer

Während sich bei stehenden Gewässern durch die Tiefenausdehnung eine vertikale Zonierung ergibt, resultiert die einseitig gerichtete Strömung von Fließgewässern in longitudinalen Gradienten zahlreicher Parameter. Licht- bzw. Strahlungsverhältnisse, Wärmehaushalt und Austauschvorgänge sind dabei vor allem hinsichtlich des Stoff- und Energiehaushaltes der Fließgewässer von eminenter Bedeutung.

Bezüglich der Lichtverhältnisse wird zwischen direkter Sonneneinstrahlung und diffuser Himmelstrahlung unterschieden, die beide zusammen als Globalstrahlung bezeichnet werden. Grundsätzlich trifft an der Wasseroberfläche Strahlung im Bereich von 300 bis 3000 nm auf. Dabei umfasst der Bereich von 300 bis 380 nm das für Organismen schädliche UV-Licht, vor dem sich oberflächenbezogen lebende Organismen mit entsprechender Pigmentierung schützen. Der Bereich von 380 bis ca. 750 nm umfasst das sichtbare Licht. Darüber liegt die infrarote Wärmestrahlung (Schwörbel 1993; vgl. Kap. 4.1).

Von der auftreffenden Strahlung wird ein bestimmter Teil an der Wasseroberfläche reflektiert. Das Ausmaß der Reflexion hängt vom Einfallswinkel (Sonneneinstrahlung), der Wellenlänge und der Brechung sowie von der Rauigkeit der Wasseroberfläche ab. In mitteleuropäischen Gewässern betragen die sommerlichen Reflexionsverluste größenordnungsmäßig 3 %, die winterlichen etwa 7 %. Der größte Teil der Strahlung wird jedoch absorbiert und dabei in Wärme oder andere Energieformen (z. B. in pflanzlichen Kohlenstoff bei der Photosynthese) umgewandelt oder gestreut. In die unteren Wasserschichten eindringendes Streulicht wird an feinen mineralischen Partikeln (Trübestoffen) reflektiert, was den Zerstreueffekt verstärkt.

Die Strahlungsverluste durch Absorption und Streuung werden Extinktion oder Attenuation, die durchgehende Strahlung Transmission genannt. Als vertikale Lichtattenuation (Abschwächung) wird die Abnahme der Lichtintensität in tieferen Gewässerschichten bezeichnet. Die Lichtabschwächung steigt mit zunehmender Tiefe exponentiell (Lambert-Beersches Gesetz). Selbst in destilliertem Wasser liegen dabei in ein Meter Tiefe nur mehr 50 % der auf der Oberfläche auftreffenden Lichtmenge vor.

3.2.3 Lichtverhältnisse im Längsverlauf

Das einfallende Licht bzw. die Strahlung im Gewässer hat vor allem auf die photoautotrophe Primärproduktion (Photosynthese) und damit auf die biogene Sauerstoffversorgung großen Einfluss. Für die Photosynthese wird nur die Strahlung zwischen 400 und 700 nm genutzt (PAR, photosynthetically active radiation; Lampert & Sommer 1993; Schwörbel 1993).

Seen und Fließgewässer haben sehr unterschiedliche Lichtverhältnisse. Bei Fließgewässern sind Ufervegetation und Gewässergröße (insbesondere Breiten- und Tiefenverhältnisse) sowie die Trübe von wesentlicher Bedeutung für die Lichtverhältnisse (vgl. Vannote et al. 1980; River-Continuum-Concept, Kap. 6). Bei klaren Gebirgsbächen ohne höhere Ufervegetation bzw. oberhalb der Baumgrenze reicht die Strahlung bis zur Gewässersohle. Geschlossene Ufervegetation mit Kronenschluss hingegen vermag durch Beschattung die Lichtintensität an der Wasseroberfläche auf wenige Prozent herabzusetzen. Meist ist in derartigen Gewässern nach dem herbstlichen Laubfall die winterliche Einstrahlung sogar höher als jene im Sommer.

Ganzjährig vergleichsweise günstige Lichtverhältnisse ergeben sich demgegenüber bei größeren alpinen Fließgewässern von mehr als zehn Metern Breite und nicht allzu großer Tiefe, sowie bei Mittelläufen ähnlicher Dimension. Hier ist vielfach über die gesamte Flussbreite entsprechende Primärproduktion (v. a. Aufwuchsalgen an der Oberseite der Sohlsubstrate, Moose, eventuell auch Makrophyten) möglich. Mit zunehmender Tiefe und Trübefracht größerer Tieflandflüsse hingegen verschlechtern sich die Lichtverhältnisse wieder. Die Primärproduzenten sind bei solchen Verhältnissen als Folge ungünstiger Lichtverhältnisse limitiert bzw. auf die seichten Uferbereiche beschränkt. Hohe Primärproduktion findet hier freilich häufig in stagnierenden Augewässern und auf großflächig seicht überstauten Auwiesen statt.

Von hoher Relevanz sind auch die Lichtverhältnisse bei winterlicher Eisbedeckung. Klareis hat optische Eigenschaften, die jenen destillierten Wassers ähnlich sind. Das Eis überlagernder Schnee unterbindet hingegen die Einstrahlung stark. Als Faustregel gilt, dass 20 cm hohe Schneedecken den Lichteinfall auf 1 % reduzieren und somit die Primärproduktion weitgehend unterbinden.

3.2.4 Wärmehaushalt sowie räumliche und zeitliche Verteilung der Wassertemperatur

Die von der Einstrahlung bzw. der Absorption der langwelligen Wärmestrahlung abhängige Wassertemperatur ist eine der wichtigsten ökologischen Komponenten in Fließgewässern. Wassertemperatur, Wärmehaushalt und damit das Temperaturregime hängen primär von den Einstrahlungsverhältnissen, dem Klima und der Hydrologie (Ward 1985), darüber hinaus aber auch von anderen Einflussfaktoren ab. Sonnenexposition hinsichtlich Richtung, Einfallswinkel und Zeit bestimmt die vom Wasser absorbierte Einstrahlung. Ausstrahlung, Verdunstung, Kondensation sowie Wärmeaustausch mit Luft und Untergrund hängen von der Verteilung der Wassermassen und vom Oberflächen / Volumsverhältnis ab. Menge und Temperatur zutretenden Grund- oder Quellwassers und viele Faktoren mehr spielen für den Wärmehaushalt von Fließgewässern eine entscheidende Rolle (Malicky 1978).

Im Unterschied zu Seen weisen Fließgewässer meist vergleichsweise homogen temperierte Wassermassen auf, da die für Seen typischen Schichtungen (vor allem während der Sommerstagnation) durch die Fließbewegung verhindert werden. Erst bei sehr tiefen Fließgewässern (Tiefe mindestens >10–15 m) mit geringer Turbulenz finden sich Temperaturunterschiede zwischen Oberfläche und Boden.

Grundsätzlich bewirkt die hohe spezifische Wärme des Wassers, dass sich dieses langsamer erwärmt bzw. abkühlt als Luft. Deshalb sind einerseits die täglichen Temperaturschwankungen, andererseits auch die Temperaturextreme im Tages- und Jahresverlauf geringer als in der Luft. Die sommerliche Wassertemperatur eines Fließgewässers nimmt vom häufig quellgespeisten Oberlauf gegen den Unterlauf hin zu. Die Temperatur von Quellwasser entspricht dabei meist etwa der mittleren Jahreslufttemperatur. Quellen und von diesen beeinflusste Quellbäche werden daher auch als sommerkalt bzw. winterwarm bezeichnet. Mit zunehmender Fließstrecke bzw. Entfernung vom Ursprung steigt im Sommer sowohl die Wassertemperatur als auch deren tägliche Variabilität (Statzner & Higl 1985). Im Winter ist umgekehrt häufig vom quellbeeinflussten winterwarmen Oberlauf in Richtung flussabwärts Abkühlung zu verzeichnen. Größere Zubringer mit anderem Temperaturregime ändern die Temperaturverläufe im Vorfluter u.U. abrupt.

Dem Temperaturverlauf während des Jahres sind tageszeitliche Temperaturschwankungen überlagert. Die Tagesamplituden nehmen flussab quellbeeinflusster kleiner Bäche mit zunehmender Gewässerbreite und damit einhergehend reduziertem Einfluss der Ufervegetation vorerst zu und erreichen dabei in Mittelläufen unter Umständen bis zu 10 °C. Mit flussab weiter steigender Tiefe und Größe des Wasserkörpers werden die täglichen sommerlichen Temperaturamplituden freilich wieder geringer. Große Tieflandflüsse mit mächtigen Wasserkörpern und entsprechender Wärmekapazität reagieren vergleichsweise langsam auf die Einstrahlung. Ihre diurnen Temperaturschwankungen betragen daher vielfach weniger als 1 °C (Abb. 3.2).

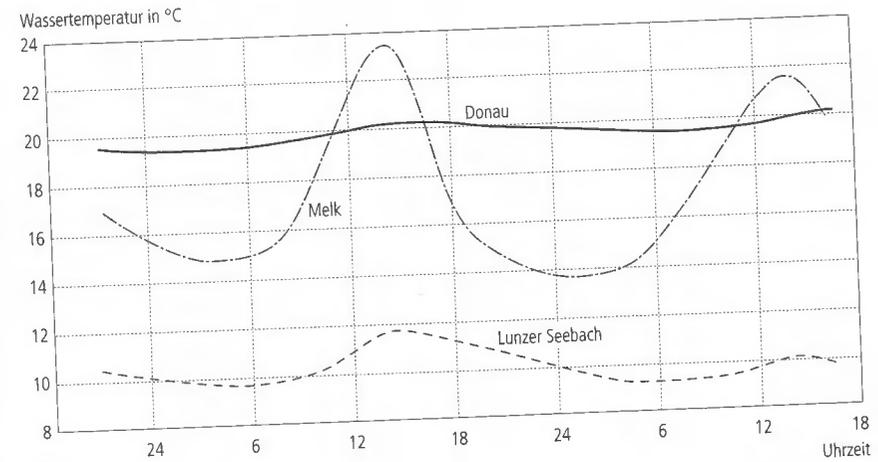


Abb. 3.2 Tagesgänge der Wassertemperatur von 3 niederösterreichischen Fließgewässern unterschiedlicher Größe (und damit Wärmekapazität) und Beschattung an jeweils 2 heißen Sommertagen: 1 = Donau bei Altenwörth; 2 = wenig beschatteter Melkfluss bei St. Leonhard (Hyporhithral/Epipotamal) und 3 = stark beschatteter Oberer Lunzer Seebach (Epirhithral).

In niedrigen geographischen Breiten, insbesondere in den Tropen, sind bei gleicher Höhenlage der Gewässer warme Unterläufe (Potamalbereiche, vgl. Kap. 3.4 und 6) deutlich länger als in hohen Breiten (Illies 1961, in Schwörbel 1993). Die temperaturabhängige Längszonierung von Fließgewässern nach ihren dominierenden Lebensgemeinschaften (vgl. Fischregionen, Kap. 5 und 6) hängt somit sowohl von der geografischen Breite als auch von der Höhenlage ab.

Bezüglich der lateralen und vertikalen Temperaturverteilungen ergeben sich in Abhängigkeit vom Flusstyp und damit von der komplexen Vernetzung Fluss / Umland bzw. Fluss / Bettsedimente / Grundwasserkörper sehr große Unterschiede. Ist beispielsweise der Abfluss auf ein einziges Gerinne konzentriert, liegt hier als Folge turbulenten Fließens meist ein einheitlicher bzw. temperaturmäßig sehr homogener Wasserkörper vor. In strukturierten Gerinnen ergeben sich jedoch vielfach starke Temperaturunterschiede zwischen fließender Welle im Bett des Hauptflusses und stagnierenden Seichtwasserkörpern im Bereich von Schotterbank-, Totholz- und Uferstrukturen bzw. Buchten (Abb. 3.3).

Besonders starke sommerliche Temperaturunterschiede finden sich in den einzelnen Kompartimenten natürlicher Fließgewässer-Ausysteme in lateraler Erstreckung. Wie in Abb. 3.4 schematisch dargestellt, liegen beispielsweise in Gewässerabschnitten mit verzweigter Gerinnemorphologie sehr komplexe Verhältnisse vor. Neben Haupt- bzw. Seiten- und Nebenarmen mit turbulentem Abfluss und damit vergleichsweise homogener Wassertemperatur finden sich auch Alt-

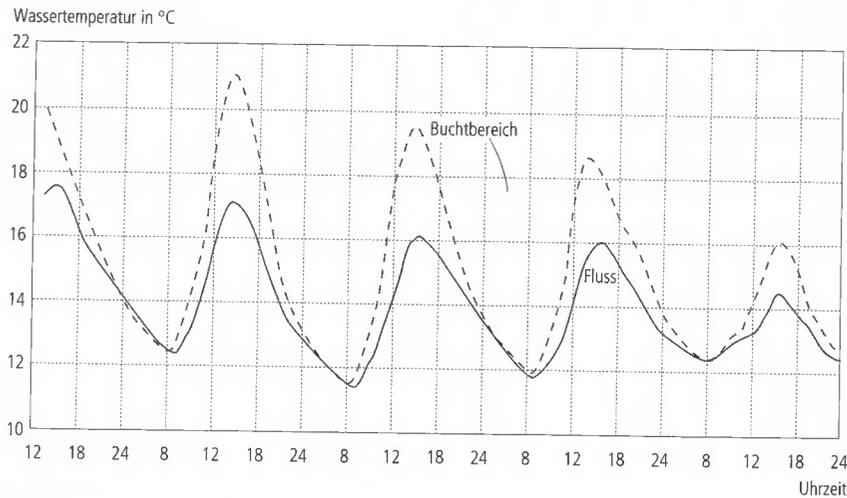


Abb. 3.3 Vergleich der Wassertemperatur-Tagesgänge im Hauptgerinne und in einem seichten strömungsberuhigten Buchtbereich der Melk an Spätsommertagen.

armsysteme unterschiedlichster Anbindung und Ausformung bis hin zu tümpelartigen Altarmresten mit stark stagnierendem Charakter. Sehr heterogene räumliche Temperaturverhältnisse, tageszeitliche Schwankungen und Temperaturextreme ergeben sich vielfach auch als Folge unterschiedlich starker vertikaler Anbindungen und Austauschvorgänge mit den Bettsedimenten bzw. dem Aquifer. Die Komplexität des Gesamtsystems hinsichtlich der Wassertemperatur ist dabei unter mitteleuropäischen Verhältnissen bei Niedrigwasserführung im Sommer am größten (vgl. Abb. 3.4). Bei winterlicher Abkühlung findet tenden-

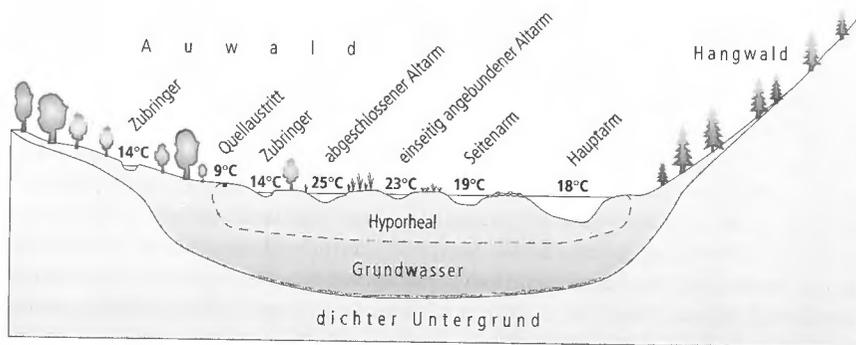


Abb. 3.4 Sommerliche Wassertemperaturen einzelner Gewässerkompartimente im Querprofil eines schematisierten Fließgewässers.

ziell eine Vereinheitlichung der Wassertemperaturen statt, wobei die an das Grundwasser angebotenen Kompartimente nunmehr die vergleichsweise wärmsten sind. Plötzliche Vereinheitlichung der komplexen Temperaturunterschiede bzw. Störung der Individualität der Einzelkompartimente ist insbesondere dann gegeben, wenn Hochwässer das Gesamtsystem erfassen.

In der Vertikalen ergeben sich insofern Gradienten, als die vom Bach- bzw. Flusswasser durchströmten Bettsedimente, der Lebensraum des so genannten hyporheischen Interstitials (vgl. Kap. 3.4), in Abhängigkeit von geologischem Untergrund, Korngröße, Porosität und Gehalt an Feinteilen geringe bis starke zeitliche Verzögerungen der diurnen Temperaturschwankungen im Vergleich zum Oberflächenwasser aufweisen. Bei Annäherung an den eigentlichen Grundwasserkörper bzw. bei zunehmender Durchmischung mit Grundwasser werden schließlich vergleichsweise konstante Temperaturverhältnisse kennzeichnend.

3.2.5 Eisbedeckung und Grundeisbildung

Von nicht unerheblicher ökologischer Relevanz sind auch die winterlichen Eisverhältnisse. Bei starker Abkühlung des Wassers beginnt vorerst in Bereichen mit geringer Turbulenz vom Ufer aus die Bildung von Randeis. Dieses kann beidseitig gegen die Mitte hin wachsend letztlich zu einer geschlossenen Eisdecke führen. Bei starkem Frost findet vielfach zusätzlich die Bildung von Treibeis statt. Bei strukturierten Gewässern mit z. B. Totholzbarrieren, insbesondere aber in Flussabschnitten mit Wehren, kommt es dabei durch den Stau von Treibeis rasch zur rückschreitenden Ausbildung geschlossener Eisdecken. Die vollständige Bedeckung der Wasseroberfläche mit Eis hat eine thermische Isolierung des darunter liegenden Wasserkörpers zur Folge, der auf diese Weise kaum mehr weiter abkühlt.

Erhebliche Beeinflussungen der an der oberflächlichen Gewässersohle lebenden Benthosfauna und insbesondere auch der Fische ergeben sich durch Grundeisbildung. Diese tritt nur bei sehr starker und über längere Zeit andauernder Abkühlung auf. Grundeis überzieht dabei die Sohlsubstrate in erheblichem Ausmaß und vermag auf diese Weise, z. B. in kleineren Forellengewässern, den Freiwasser-Lebensraum stark einzuengen. Vielfach ist dabei nur noch innerhalb der Bettsedimente Abfluss und Überleben aquatischer Organismen gewährleistet.

Natürliche Katastrophen mit unter Umständen zum Teil erheblichen Ausfällen der Fischfauna stellen plötzlich auftretende Warmwettereinbrüche im Winter dar, die geschlossene Eisdecken zum Brechen bringen und die abtreibenden Schollen insbesondere in eingegengten Flussquerschnitten mehrere Meter hoch übereinander türmen (Abb. 3.5). Solche Eisstöße, Eisverkläunungen und durch deren Rückstau verursachte Ausuferungen haben unter Umständen enormen Einfluss auf Ufervegetation, Fischbestände etc.



Abb. 3.5 Eisstoß an der Pielach (rechtsufriger Donauzubringer in Niederösterreich; Foto: H. Bauer, Prinzersdorf).

3.3 Sauerstoff

Die Konzentration des in Fließgewässern gelösten Sauerstoffes hängt einerseits von physikalischen Faktoren (Turbulenz, Wassertemperatur), andererseits von biogenen Prozessen (Primärproduktion, Atmung, Abbau) ab. In natürlichen Gewässern liegt nur selten ein Lösungsgleichgewicht vor, da durch Assimilations-, Respiations- und Destruktionsprozesse vor allem der Gehalt von O_2 und CO_2 stark schwankt. Sauerstoff ist somit neben CO_2 sowie Schwefelwasserstoff (H_2S) und Methan (CH_4) hinsichtlich seiner zeitlich-räumlichen Verteilung und Konzentration ein wichtiger Indikator für die Bioaktivität und Gewässergüte.

Grundsätzlich hat jedes Gas im Wasser einen spezifischen Lösungskoeffizienten, wobei sich die Löslichkeit mit zunehmender Wassertemperatur und abnehmendem Druck vermindert. Dieser Zusammenhang wird im Henryschen Gesetz ausgedrückt:

$$C_s = K_s \cdot P_t$$

C_s : Sättigungskonzentration des Gases, K_s : temperaturabhängiger Löslichkeitskoeffizient, P_t : Partialdruck des Gases

Sättigung liegt vor, wenn das im Wasser gelöste Gas dem Lösungsgleichgewicht entspricht. Die im Wasser gelöste Menge an Sauerstoff ist somit dem Partialdruck in der Atmosphäre proportional und temperaturabhängig. Wasser, das zu 100 % mit Sauerstoff gesättigt ist, hat bei 760 Torr (Meereshöhe) die in Tab. 3.1 angeführten Sauerstoffwerte.

Tab. 3.1 Sauerstoffsättigungswerte des Wassers bei unterschiedlicher Temperatur (bei 760 Torr; aus Schwörbel 1993).

0 °C	14,5 mg (jeweils O_2 pro Liter)
10 °C	11,1 mg
20 °C	8,9 mg
30 °C	7,2 mg

Wie schon oben angesprochen, stehen natürliche Gewässer eher selten im Lösungsgleichgewicht. Durch Assimilation, Respiration und Abbauprozesse weichen die Sauerstoffwerte fast immer nach oben oder unten von der Sättigung ab (vgl. Abb. 3.6). So sind etwa in der fließenden Welle vieler Tieflandflüsse ausgeprägte diurne Rhythmen charakteristisch. In hypertrophen Augewässern mit teichartigem Charakter können während der Nachmittagsstunden bis zu 200 % O_2 -Sättigung und mehr auftreten, während der Nacht sind dann umgekehrt durch die Dissimilation bzw. Respiration entsprechende Defizite typisch. Bei winterlicher Eisbedeckung kann es insbesondere in langsam fließenden und/oder stagnierenden Gewässerbereichen mit hoher Schlammakkumulation zu starken O_2 -Defiziten, im Extremfall lokal sogar zu anaeroben Verhältnissen kommen. Sauerstoffarmes Milieu ist vielfach auch im Grundwasser gegeben. Sauerstoffdefizite nach Grundwasseraustritten bzw. Quellen werden in Fließgewässern jedoch infolge turbulenten Fließens durch Eintrag aus der Atmosphäre rasch wieder abgebaut.

3.3.1 Sauerstoffverhältnisse im Längsverlauf von Fließgewässern

Im Gegensatz zu Seen, die durch den jahreszeitlichen Rhythmus von Stagnation und Zirkulation und damit entsprechend unterschiedliche Sauerstoffverteilung in der Vertikalen gekennzeichnet sind, zeigen speziell turbulente Fließgewässerabschnitte mit hoher Diffusion an der Grenzfläche Wasser/Atmosphäre meist vergleichsweise ausgeglichene Sauerstoffverhältnisse. Dies gilt insbesondere für rasch fließende, unbelastete Oberläufe mit niedriger Produktion und damit auch entsprechend schwachen Abbauprozessen. Obwohl Fließgewässer ebenso wie Seen ihren Sauerstoffbedarf einerseits aus der Atmosphäre, andererseits biogen durch Photosynthese decken, dominiert in rasch fließenden Gebirgsbächen mit hoher Turbulenz der atmosphärische Eintrag. Der O_2 -Gehalt ist daher in solchen Fließgewässern über die gesamte 24-Stunden-Periode ausgeglichen bzw. nahe dem Sättigungswert.

In mittleren Flussabschnitten, die häufig dem Übergang zwischen Rhithral/Potamal entsprechen und meist weniger turbulent fließen, machen sich die biogenen Prozesse über Sauerstoffzehrung und -produktion bereits deutlich bemerkbar. Tagsüber liegen aufgrund der Photosynthese erhöhte Sauerstoffwerte vor, in der Nacht ergeben sich infolge Respiration und Destruktion häufig gewisse Sauerstoffdefizite. Der atmosphärische Sauerstoffeintrag in solche Fließgewäs-

ser erfolgt daher hauptsächlich nachts, tagsüber wird bei Vorliegen biogener O_2 -Überschüsse Sauerstoff an die Atmosphäre abgegeben.

In Tieflandflüssen mit hoher biologischer Aktivität verstärken sich die oben beschriebenen Tagesgänge vielfach. Der Austausch an der Grenzfläche mit der Atmosphäre wird zufolge steigender Tiefe und damit ungünstiger Oberflächen-Volumsverhältnisse sowie verringerter Turbulenz immer geringer. Bei anthropogener Beeinflussung bzw. Nutzung der Gewässer können dabei unter Umständen kritische Sauerstoffwerte auftreten (so bewirken beispielsweise Stauräume durch erhöhte Wassertiefe und drastisch reduzierte Turbulenz verringerten O_2 -Eintrag, Abwärme bzw. Kühlwässer setzen das Sauerstoffbindungsvermögen herab, Abwasserbelastungen führen zu verstärkten Abbauprozessen etc.; Humpesch 1992).

Ist bei Seen vor allem die Vertikalverteilung des Sauerstoffs während der Sommerstagnation eine gute Indikation für die Trophieverhältnisse, so sind es bei Fließgewässern mehr die diurnen Verläufe des Sauerstoffgehalts. Nach der Gangleinie der Sauerstoffsättigung innerhalb der 24-Stunden-Periode lassen sich verschiedene Gewässertypen unterscheiden (vgl. Abb. 3.6):

- stark turbulentes, unbelastetes, nährstoff- und organismenarmes Rhithralgewässer mit ausgeglichenem O_2 -Haushalt, in dem die O_2 -Sättigung durchgehend annähernd 100 % beträgt;
- nährstoff- und organismenreicheres Fließgewässer mit geringerer Turbulenz, dessen primär biogen geprägter O_2 -Haushalt stärkeren Tagesschwankungen unterliegt;
- organisch verunreinigtes Fließgewässer mit geringer Turbulenz, in dem Photosynthese noch Bedeutung hat (leichte O_2 -Tagesschwankung), dessen Sauerstoffsättigung aber bereits durchgehend leichte bis mittlere Defizite gegenüber der Sättigungslinie zeigt;
- organisch stark belastetes Fließgewässer mit geringer Turbulenz, in dem Photosynthese keine Bedeutung mehr besitzt und daher gantztägig sehr starke Sauerstoffdefizite ohne ausgeprägte diurne Rhythmen vorliegen.

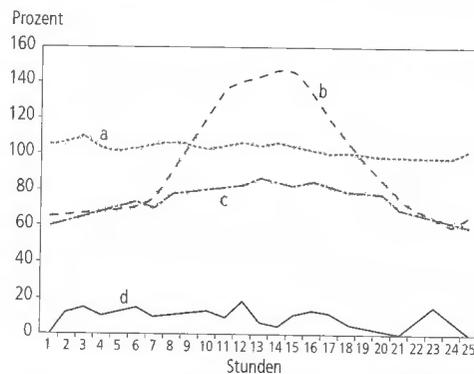


Abb. 3.6 Schematisierter Tagesgang der O_2 -Sättigung in unterschiedlichen Gewässertrecken (a–d, vgl. Erklärung im Text oben; verändert nach Brehm & Meijering 1982).

Liegt starke organische Belastung vor und ist zugleich sehr geringe Turbulenz unter Fehlen biogener O_2 -Produktion gegeben, wie dies z. B. in abwasserbelasteten Staustufen der Fall ist, sind anaerobe Abbauprozesse charakteristisch, bei denen Methan (CH_4) entsteht. Dieses Gas ist in Wasser nicht löslich und entweicht aus dem Gewässer, wie dies durch aufsteigende Bläschen vor allem in den unteren Stauraumbereichen stark belasteter Laufstau ersichtlich wird. Beim anaeroben Abbau von organischem Material entsteht aber auch Schwefelwasserstoff (H_2S). Zudem wird ab < 1 mg- O_2 pro Liter beim Prozess der so genannten Desulfurifikation Sulfat zu Schwefelwasserstoff reduziert. Dieser löst sich im Wasser leicht und wirkt toxisch auf höhere Lebewesen. Derartige Situationen treten vor allem in stagnierenden Gewässerteilen bei winterlicher Eisbedeckung oder sehr starker Belastung mit organisch leicht abbaubaren Inhaltsstoffen auf (vgl. dazu Kap. 4.5).

3.3.2 Wechselwirkung Wassertemperatur / Sauerstoffgehalt / Sauerstoffbedarf von Organismen

Mit zunehmender Temperatur sinkt nicht nur der Sauerstoffgehalt des Wassers, es steigt gleichzeitig der Bedarf bzw. der Verbrauch von Sauerstoff durch poikilotherme (wechselwarme) Tiere. Als Faustregel kann gelten, dass bei einer Temperaturerhöhung um $10^\circ C$ der Stoffwechsel um das ca. Zwei- bis Dreifache zunimmt (Van't Hoff'sche Regel). Bei Aufwärmung des Wassers entsteht somit für Poikilotherme eine Schere aus abnehmendem Sauerstoffangebot (Kurve a in Abb. 3.7) und ansteigendem Sauerstoffverbrauch (Kurve b). Thermische Belastungen, z. B. in Form von Kühlwassereinleitungen, können daher sehr kritisch werden.

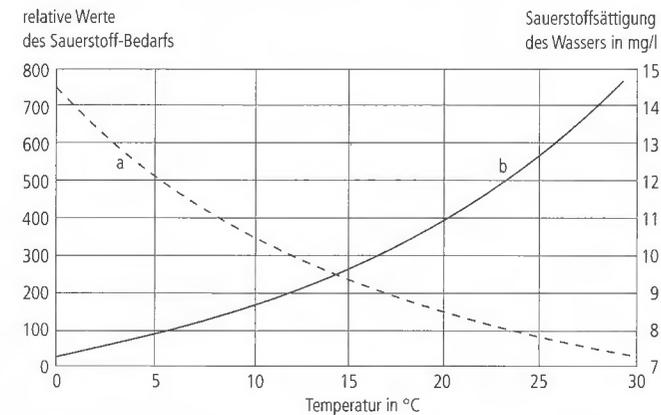


Abb. 3.7 Sauerstoffbedarf von Organismen (Kurve b) und temperaturbedingter Wert der Sauerstoffsättigung des Wassers (Kurve a; nach Kieckhäfer 1973).

In Wasser ist grundsätzlich 30-mal weniger Sauerstoff verfügbar als in der Luft. Aerobe Organismen, die O_2 zur Atmung benötigen und untergetaucht lebend keinen direkten Zugang zu atmosphärischem O_2 haben, müssen daher ihre Respirationsorgane strömendem Wasser aussetzen, oder aktiv z. B. durch Anpassung der Kiemenschlagfrequenz entsprechende Anströmung der respiratorischen Oberflächen gewährleisten. Vergrößerte Oberflächen und / oder erhöhte Hämoglobingehalte des Blutes sind alternative Strategien.

Bezüglich des Sauerstoffbedarfes werden so genannte stenoxybionte Organismen (wie Salmoniden, Äsche, Koppe etc.) mit hohem Sauerstoffbedarf von so genannten euryoxybionten (Karpfen, Schleie, Wels, Schlammpeitzger etc.) unterschieden, die stärkere Sauerstoffschwankungen und zum Teil beträchtliche O_2 -Defizite vertragen bzw. entsprechende Anpassungen zur O_2 -Aufnahme besitzen. Bei der erstgenannten Gruppe handelt es sich zugleich meist um stenotherme Organismen, die einen vergleichsweise nur engen und meist kühlen Temperaturbereich bevorzugen. Im Gegensatz dazu ist die Gruppe der euryoxybionten Organismen zugleich meist auch eurytherm und verträgt ein breiteres Temperaturspektrum.

Bezüglich des Temperaturoptimums einer Art ist insbesondere auch zu differenzieren, um welches Entwicklungsstadium es sich handelt und welche Gesichtspunkte des jeweiligen Stadiums angesprochen sind. Als Beispiel sei die Bachforelle angeführt. Adulte Bachforellen zeigen bei 12 °C die beste Futterassimilation (Umwandlung von Nahrung in körpereigene Substanz), bei 16 bis 18 °C hingegen das rascheste Wachstum (Elliott 1975, 1995). Die Letaltemperatur wiederum liegt je nach vorhergegangener Adaptationszeit bei 21 bis 25 °C. Bei stärkerer O_2 -Übersättigung zeigen Tiere im Experiment sogar noch im Bereich von 25° bis 28°C Nahrungsaufnahme, was verdeutlicht, dass eigentlich nicht die Wassertemperatur, sondern das O_2 -Aufnahmevermögen bzw. O_2 -Angebot limitierend ist.

Die Ei- bzw. Embryonalentwicklung der Bachforelle hängt stark von der Wassertemperatur ab, wie dies schon in Abb. 3.1 aufgezeigt wurde. Die Obergrenze (100% Mortalität) liegt bei rund 13 °C, da in diesem Stadium keine aktive Atmung über Kiemen möglich ist, sondern nur passive O_2 -Aufnahme über die Eimembran erfolgt. Aufwärmung durch Kühlwasser oder fehlende Beschattung kann daher für die Bachforelle rasch limitierend werden. Wie schon oben für adulte Individuen aufgezeigt, ist dabei eigentlich nicht der direkte Effekt der Wassertemperatur, sondern die indirekte Beeinflussung durch unzureichende O_2 -Aufnahmemöglichkeit bzw. -versorgung maßgeblich.

Ähnlich komplexe Zusammenhänge sind beispielsweise auch bei der Überwinterung mancher stagnophiler Fischarten (Karausche, Schleie etc.) zu verzeichnen. Diese vermögen längere Zeit bei O_2 -Werten < 1 mg/l zu überdauern, sofern die für Aktivität und Stoffwechsel maßgebliche Wassertemperatur nur knapp über 0 °C liegt und nicht zugleich hohe CO_2 -Gehalte auftreten. Aktuelle O_2 -Konzentrationen sind daher immer nur im Kontext mit der Wassertemperatur, der Konzentration anderer Gase bzw. Inhaltsstoffe, dem physiologischen Zustand bzw. der Konstitution der betroffenen Organismen etc. interpretierbar.

3.4 Abfluss, Strömung, Fließkräfte, hydraulische Verhältnisse

3.4.1 Die Strömung als maßgeblicher Milieufaktor

Abfluss und damit in Verbindung Strömung und Fließkräfte sind in Fließgewässern die entscheidenden Lebensraumgrößen schlechthin. Für Fließgewässer-Organismen resultiert daraus die Gefahr, von ihrem Lebensraum abgeschwemmt zu werden. Umgekehrt liegen die Vorteile der Strömung in stetiger Versorgung mit O_2 und Nahrung, dynamischer Erneuerung bzw. Ausformung des Lebensraumes innerhalb vergleichsweise kurzer Zeitintervalle etc.

Die meisten Fließgewässer-Organismen sind sehr speziell an das Leben in der Strömung angepasst, wie z. B. durch stromlinienförmige oder abgeflachte Körperform oder saugnapfartige Vorrichtungen zum Festhalten. Zugleich zeigen sie häufig sehr ausgeprägte Strömungspräferenzen, was neben vielen Vertretern des Makrozoobenthos mittlerweile vor allem auch für Brut und Jungfische verschiedener Leitfischarten gut belegt ist (vgl. Kap. 4.4.1 und Kap. 5). Habitate mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten weisen daher auch sehr spezifische Lebensgemeinschaften auf.

Abhängigkeit von einzelnen Strömungsbereichen ergibt sich vor allem hinsichtlich der Ernährung, der Atmungsanfordernisse und / oder indirekt über die Substratpräferenz. Die Strömungsgeschwindigkeit wird vor allem über letztgenannte Größe, d. h. über die Bevorzugung bestimmter Korngrößen bzw. Zusammensetzungen des Sohlsubstrates zu einer wichtigen Lebensraumgröße. Strömung und Fließgeschwindigkeit haben aber auch starken Einfluss auf bestimmte Verhaltenscharakteristika von Fließgewässertieren, etwa im Hinblick auf Körperhaltung, Köcher- und Netzbau (von z. B. Trichopteren) oder bezüglich Bewegungsaktivität, Drift, Nahrungs- bzw. Atmungswanderungen etc. (Statzner et al. 1988). Territorialität und Konkurrenzphänomene vieler Fischarten und deren Altersstadien sind letztlich ebenfalls stark mit den räumlich / zeitlich variablen Strömungsverhältnissen und der damit verbundenen Nischenverfügbarkeit korreliert (vgl. Kap. 5).

Das vielfältige abiotische Faktorengefüge und damit die Komplexität des Lebensraumes von Fließgewässern hängen überwiegend vom Abflussgeschehen bzw. den damit verbundenen Strömungen und Fließkräften in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabebenen ab. Großräumig und längerfristig gesehen bestimmt das Abflussgeschehen sowohl die Entwicklung des gesamten Fließgewässernetzes innerhalb eines Einzugsgebietes als auch die Flussmorphologie zu einem wesentlichen Teil. Mittel- bis kurzfristig sind Strömung und Fließkräfte die wesentlichen Kriterien für die Ausbildung bzw. den jeweils aktuellen Bestand an Meso- und Mikrohabitaten hinsichtlich Korngröße, Substratverteilung, Totholz etc. Sie bestimmen darüber hinaus O_2 -Gehalt, Angebot und Verteilung der Nahrung und vieles mehr.

Abfluss, Strömung und Fließkräfte sind letztlich auch die Ursache dafür, dass in Fließgewässern die von den Sohlsubstraten bzw. Bettsedimenten gebildete Bo-

denzone, das sogenannte Benthon, und nicht der Freiwasserkörper den Lebensraum schlechthin ausmacht. Die charakteristische Lebensgemeinschaft des Freiwasserkörpers (Pelagial) von Seen, mit keinem oder nur geringem Kontakt zur Bodenzone, das so genannte Plankton, fehlt insbesondere in Oberläufen mit rascher Strömung. Hier ist die durch boden- bzw. substratbezogene Lebensweise gekennzeichnete Benthosbiozönose (das so genannte Benthon) die typische Lebensgemeinschaft. Erst in träge fließenden Tieflandflüssen und/oder Stauhaltungen tritt auch das so genannte Potamoplankton auf, für dessen Vorkommen und Entwicklung neben reduzierter Strömungsgeschwindigkeit und Turbulenz auch die Wassertemperatur, vor allem aber das „Alter der fließenden Welle“ und der Anschluss an Seen oder Augewässer entscheidende Kriterien sind (vgl. Kap. 3.5 und 4).

3.4.2 Abflussgeschehen, Extremwerte und Variabilität

Für aquatische Biozönosen besitzen bestimmte Wasserführungen hohe Relevanz. So treten beispielsweise Äschen- oder Nasenbestände erst ab einer bestimmten Mindestwasserführung und damit verbunden Gewässerdimension auf. Erhöhte Mittelwasserführung im Frühjahr/Frühsummer und damit einhergehende Inundation großflächiger Auegebiete wiederum ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für intakte Fischgesellschaften von Tieflandflüssen. Entscheidend sind in den meisten Fällen freilich auch die Extremwerte (Hochwässer, Niedrigwasserführungen), deren Änderungen in Folge anthropogener Beeinflussung (Ausleitungen, Schwellbetrieb etc., vgl. Kap. 7.3) sowie die damit einhergehenden Strömungskräfte (Schleppspannung, Shearstress etc., siehe unten) und/oder dadurch auftretenden Änderungen anderer Faktoren (z. B. O₂-Gehalt, Tiefe, Wassertemperatur, Fließgeschwindigkeit etc.).

Der Abfluss nimmt im Längsverlauf eines Fließgewässers im Allgemeinen zu, wobei meist Abhängigkeit von Flusslänge, Anzahl der Zubringer bzw. der Fläche des zusätzlich entwässerten Einzugsgebietes etc. besteht. Entscheidende Größen sind weiters Klima, Niederschläge und Trockenheit, aber auch anthropogene Eingriffe, die den Abfluss oder dessen Regime (Kap. 3.5) drastisch zu ändern vermögen (Ab- und Umleitungen etc.).

Abflussschwankungen, insbesondere die Extreme, können für Fließgewässergemeinschaften ernste Störungen („disturbances“) bedeuten. Natürliche Hochwässer stellen bei vielen Fließgewässern eher stochastische und nur kurzzeitige Phänomene dar, während sich extreme Niederwasserphasen eher langsam entwickeln und von längerer Dauer sind. Die Bedeutung direkter Effekte von Störungen und Katastrophen auf Fließgewässerbiozönosen, aber auch indirekter Auswirkungen, z. B. über Änderungen des Lebensraumes, ist heute allgemein anerkannt (vgl. dazu Kap. 7.3).

Verschärfungen natürlicher Ereignisse sind freilich vielfach „hausgemacht“. So führt z. B. zunehmende Versiegelung von Flächen durch Siedlungen und

Landwirtschaft zusammen mit linearen Hochwasserschutzmaßnahmen unter gleichzeitiger Abtrennung ehemaliger Inundationsgebiete (Ausschaltung von Retentionsräumen) zur Beschleunigung des Abflusses und damit Verstärkung der Hochwasserspitzen. Bewässerungen, Ab- und Umleitungen von Wasser etc. hingegen haben vielfach verringerte Niedrigwasserführung bis hin zur Austrocknung zur Folge (vgl. dazu auch Kap. 7.3, Kap. 3.5, Kap. 6).

Sehr wichtige Größen des Fließgewässerlebensraumes, mit entscheidendem Einfluss auf die aquatischen Lebensgemeinschaften, dürften vor allem die Variabilität und die Vorhersagbarkeit von Abfluss und Strömung sein (Hildrew & Giller 1994). Nicht nur die Frequenz der Störungen, sondern vor allem auch deren Größen besitzen dabei neben der Vorhersagbarkeit offensichtlich eminente Bedeutung (Hildrew & Townsend 1987, in Giller & Malmqvist 1998).

3.4.3 Strömungs- und Abflussformen (Reynoldszahl, Froude-Zahl)

Wie schon einleitend aufgezeigt, birgt strömendes Wasser für Fließgewässerorganismen die grundsätzliche Gefahr, vom Lebensraum weggerissen, abgeschwemmt bzw. passiv verdriftet zu werden. Umgekehrt wirkt die unterschiedliche Verteilung von Strömungsgeschwindigkeiten über die Nischenbildung differenzierend und erweist sich somit als bestimmende Größe bezüglich der Verteilung von Fischen, Benthosorganismen, Periphyton, Detritus etc. (vgl. dazu Kap. 4).

Strömung kann in Abhängigkeit von Tiefe und Rauigkeit des Gerinnes grundsätzlich turbulent oder laminar sein. Laminares Fließen, bei dem sich die einzelnen Stromfäden parallel bewegen, tritt eher im Grundwasser auf, in natürlichen Oberflächengewässern hingegen praktisch kaum. Eine Ausnahme kann in der Grenzschicht (siehe unten) über glatten und sehr feinkörnigen Substratoberflächen wie Schlamm vorliegen oder beim langsamen Durchfließen von dichten Makrophytenbeständen.

In strukturreichen Gewässern mit Totholz und grobem Bettmaterial sowie hoher Fließgeschwindigkeit ist turbulentes Fließen typisch. Die einzelnen Stromfäden sind dabei mehr oder weniger chaotisch und dreidimensional verwoben. Dies ergibt eine perfekte Durchmischung und guten O₂-Austausch mit der Atmosphäre. Selbst in Laufstauen ist noch gewisse Turbulenz gegeben, was vielfach an der aufwallenden Wasseroberfläche deutlich wird. Sauerstoffarmes Wasser bei Quellaustritten ist meist schon nach wenigen Kaskaden zufolge hoher Turbulenz und guter Durchmischung Wasser / Luft wieder gesättigt.

Die beiden oben genannten Formen der Strömung lassen sich mit der so genannten Reynoldszahl beschreiben, welche aus mittlerer Fließgeschwindigkeit, hydraulischem Radius und kinematischer Zähigkeit errechnet wird. Die Reynoldszahl beschreibt zugleich auch, welche hydraulischen Wirkungen eine bestimmte Strömung frontal auf einen Organismus ausübt (Statzner et al. 1988), wobei die Zahl auch von der Größe des Organismus abhängig ist.

Im Hinblick auf die Abflussformen werden strömend und schießend unterschieden. Die so genannte Froude-Zahl beschreibt dabei das Verhältnis der Fließgeschwindigkeit des Wassers zur Ausbreitungsgeschwindigkeit von Oberflächenwellen. Bei einem Wert < 1 liegt strömender Abfluss vor, bei einem solchen von > 1 schießender Abfluss. Wird bei steigender Fließgeschwindigkeit die Wellengeschwindigkeit erreicht und übertroffen, erfolgt kontinuierlicher Übergang. Bei starker Abnahme des Gefälles oder abrupter Aufweitung des Gewässers (eine typische Maßnahme im Zuge von Revitalisierungsmaßnahmen, vgl. Kap. 10) kann es umgekehrt zur Umwandlung von schießendem zu strömendem Abfluss kommen. Dies wird durch einen so genannten Wechselsprung (Entstehung von gewelltem Abfluss oder einer Deckwalze) sichtbar (Preißler & Bollrich 1992).

3.4.4 Verteilung der Fließgeschwindigkeiten im Querschnitt

Die Fließgeschwindigkeit hängt vom Sohlgefälle, von der Form und Struktur des Gerinnequerschnittes sowie von der Rauigkeit der Sohle und der Abflussmenge ab. In strukturreichen Fließgewässern sind die Strömungsgeschwindigkeiten sehr unterschiedlich verteilt. In geraden und vergleichsweise monotonen Gerinnen liegt das Maximum der Fließgeschwindigkeit meist in Flussmitte und nahe der Oberfläche, bei pendelnden bis mäandrierenden Gerinnen meist nahe dem Prallufer, im so genannten Stromstrich (Abb. 3.8).

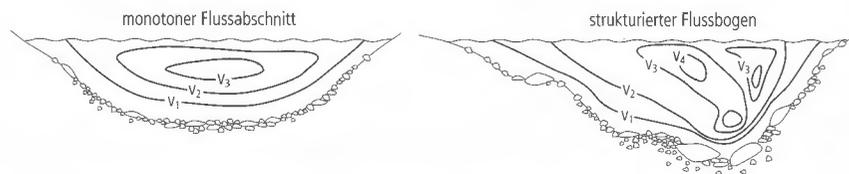


Abb. 3.8 Lage des Fließgeschwindigkeitsmaximums in unterschiedlichen Fließgewässerabschnitten (links: monotones, gerades Gewässer, rechts: Fließgeschwindigkeitsverteilung in einem Gewässerbogen; die Geschwindigkeiten steigen von v_1 - v_4 ; verändert nach Morisawa 1985).

Raue Ufer mit Vegetation, Totholz etc. verstärken die Reibung. Dies resultiert in transversalen Gradienten der Fließgeschwindigkeit. Die höchste Fließgeschwindigkeit findet sich daher unterhalb der Oberfläche meist in Abhängigkeit von Morphologie und Abfluss dort, wo innerhalb des Querprofils zugleich die tiefste Stelle gegeben ist. Die mittlere Fließgeschwindigkeit liegt nahe diesem Punkt bei 0,6 der Tiefe von der Oberfläche und macht ungefähr 80–90 % der Oberflächengeschwindigkeit aus (Giller & Malmqvist 1998, Abb. 3.9).

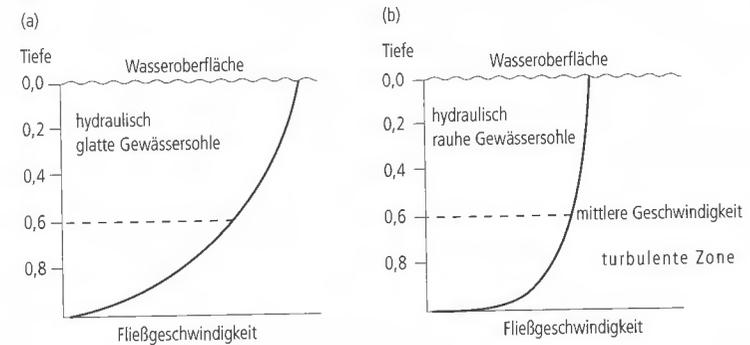


Abb. 3.9 Fließgeschwindigkeitsgradienten in Fließgewässern mit glatter (a) und rauer Gewässersohle (b) (nach Giller & Malmqvist 1998).

Größere Strukturen im Flussbett („in stream structures“), entlang der Ufer und vor allem Totholz haben sehr komplexe Muster und Verteilung der Strömung zur Folge. Selbst in Flüssen mit niedrigem Gefälle, die unter natürlichen Bedingungen eher großflächig homogene Habitatausstattung aufweisen, ergibt sich auf diese Weise ein sehr vielfältiges Angebot ökologischer Nischen (Abb. 3.10).

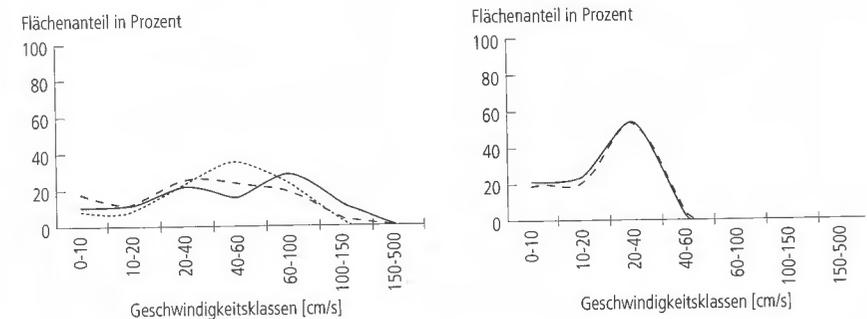


Abb. 3.10 Differenzierung der Fließgeschwindigkeiten in unterschiedlich strukturierten Strecken der Traisen (rechtsufriger Donauzubringer in Niederösterreich). Die Abbildungen zeigen die prozentuelle Verteilung der Fließgeschwindigkeiten bei mittlerer jährlicher Niederwasserführung. Links: 3 gut strukturierte Strecken; rechts: 2 monotone Strecken (aus Eberstaller et al. 1999).

3.4.5 Vertikale Fließgeschwindigkeitsverteilung: Grenzschicht und Totwasserzonen

An jedem beliebigen Punkt eines Flusses nimmt bei einem gegebenen Abfluss die Fließgeschwindigkeit mit der Tiefe logarithmisch ab. Dieser vertikale Geschwindigkeitsgradient ist das Resultat einer dünnen Schicht in der Kontaktzone mit dem Substrat, die durch Reibung am Fließen gehindert wird. In den darüber liegenden Schichten ist die Strömung ebenfalls reduziert. Dieser Effekt nimmt aber ab, je größer die Entfernung vom Objekt ist.

Der schärfste Abfall im vertikalen Fließgeschwindigkeitsgradienten liegt nahe dem Untergrund, wo die Fließgeschwindigkeit reibungsbedingt gegen Null tendiert. Man spricht hier von der so genannten Grenzschicht, die grundsätzlich alle umströmten Körper und damit auch größere Organismen (wie Fische) umgibt. Die Grenzschicht umfasst die Zone zwischen dem Substrat und jenem Bereich, wo das Wasser nicht mehr signifikant vom Substrat beeinflusst ist (Gordon et al. 1992). Die Dicke der Grenzschicht nimmt mit zunehmender Fließgeschwindigkeit und sinkender kinematischer Zähigkeit (bei Erwärmung des Wassers) ab. Innerhalb der Grenzschicht liegt ein laminarer Strömungsbereich (sublayer) vor, dessen Dicke von der Art und Rauigkeit des Flussbettes abhängt. In Tieflandflüssen mit großer Tiefe und schlammigem Substrat kann sich unter Umständen über der Sohle ein vergleichsweise dicker Sublayer mit laminarer Strömung ausbilden. In turbulenten Fließgewässern mit großen Steinen und grobblockigem Material sind die sohn nahen Verhältnisse hingegen durch große Unregelmäßigkeiten bzw. mosaikartige Substratverteilung und damit hohe Turbulenzen und komplexe Strömungsgeschwindigkeiten charakterisiert. Liegt z. B. ein Steinblock als Strömungshindernis vor, so ist dessen Vorderseite der Strömung voll ausgesetzt. Seitlich und an der Oberseite ist die Strömung sehr hoch, besitzt jedoch den oben beschriebenen Sublayer, der sich nach hinten zu verdickt (Statzner et al. 1988). An der Hinterseite schließlich entstehen Querströmungen und eine strömungsfreie Zone, die ein entsprechendes Mikrohabitat mit Feinsubstrat und Detritusablagerungen darstellt (Abb. 3.11).

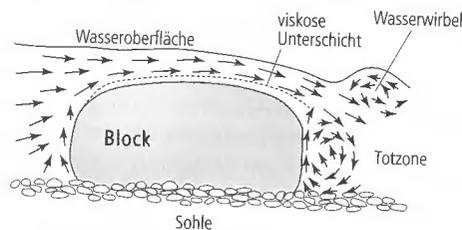


Abb. 3.11 Strömungsverhältnisse im Bereich einer Steinstruktur (verändert nach Giller & Malmqvist 1998; vgl. Text)

Grundsätzlich handelt es sich bei steilen strukturreichen Oberläufen meist um „raue“ und sehr turbulente Gewässer. Unterläufe hingegen sind im Allgemeinen wasserreich, tief und weniger steil, ihre geringere Rauigkeit hat weniger Turbulenz zur Folge. Obwohl das Gefälle in Unterläufen im Allgemeinen sinkt, steigt mit zunehmendem Abfluss dennoch die Strömungsgeschwindigkeit (Statzner et al. 1988), da diese bei konstantem Gefälle mit steigender Tiefe und Abflussmenge zunimmt. Nicht zuletzt spielt dabei eine wesentliche Rolle, dass bei reduzierter Korngröße und Flussbettstruktur die Reibung herabgesetzt ist. Turbulente, auf den ersten Blick rasch fließende Oberläufe können daher langsamer fließen als große, tiefe und ruhig bzw. weniger turbulent fließende Tieflandflüsse. Der shear-stress (siehe unten) ist nichtsdestoweniger in turbulenten Oberläufen größer.

3.4.6 Scherkräfte (shear-stress), Schleppspannung, Schwebstoffe, Geschiebe, Substratverteilung

Die hydraulischen Bedingungen in Sohlnähe sind für die dort lebenden Organismen zentrale Steuergrößen. Entsprechende Erhebungen und Modellierungen der Strömungsverhältnisse und der mit diesen verbundenen Kräfte spielen daher auch im Bereich der angewandten Fließgewässerforschung (z. B. zur Beurteilung von Schwall- und Ausleitungsstrecken) eine wichtige Rolle.

Fließgeschwindigkeitsgradienten erzeugen knapp über dem Boden Scherkräfte (englisch: shear-stress). Diese stellen auf das unbelebte Substrate und Organismen wirkende Hebekräfte dar. Wasser erzeugt somit beim Überströmen fester Oberflächen Schlepp- und Hebekräfte, die, wenn die Kräfte groß genug sind, Substrate in Bewegung setzen. Grobe Substrate, das so genannte Geröll oder Geschiebe, führen rollend-hüpfende Bewegung an der Sohle durch. Im Wasser suspendierte Feinpartikel und Seston („belebter Schlamm“) werden schwebend transportiert (Schweb- oder Trübstoffe).

Der shear-stress hängt vom spezifischen Gewicht des Wassers, der Tiefe und dem Gefälle ab. Er nimmt mit steigender Tiefe und dem Quadrat der Fließgeschwindigkeit zu. Hohe Fließgeschwindigkeiten üben somit starke (Schlepp-) Kräfte auf die Flusssohle aus und beeinflussen sowohl deren Korngröße als auch die Menge des transportierten Geschiebes. Feinmaterial wird bereits bei Fließgeschwindigkeiten $> 20 \text{ cm/s}$ in Schweb gehalten bzw. sedimentiert umgekehrt als Schlamm bei $< 20 \text{ cm/s}$. Sandbänke, die sich bei 20 bis 50 cm/s bilden, werden schon bei leicht erhöhten Fließgeschwindigkeiten abgetragen und / oder umgelagert (vgl. Problematik „instabiler Sande“ bei Schwellbetrieb, Kap. 7.3). Als produktivste Äschen- und Forellengewässer wurden schon früh jene erkannt, in denen aufgrund von Fließgeschwindigkeiten zwischen 60 und 90 cm/s grober Kies dominiert (Einsele 1957; Tab. 3.2).

Tab. 3.2 Ablagerung unterschiedlicher Substrate in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit (modifiziert nach Einsele 1957); vgl. dazu auch Tab. 3.3.

Fließgeschwindigkeit	Art der Ablagerung
< 20 cm / s	Leichtes organisches Material wird sedimentiert. Auf der Feinsedimentunterlage bildet sich ein für Fische als Nahrung wichtiges hochproduktives Leben.
25–50 cm / s	Sand wird abgelagert, aufgrund seiner Mobilität für Benthos und Fische ungünstige Ernährungsbedingungen (erst im Potamal können sich bereichsweise stabile und demnach produktive Sandbänke ablageren).
60–90 cm / s	Feiner Kies und Sand bleiben noch nicht liegen, hingegen grober Kies (Ausnahme bei Hochwasser). Unter günstigen Nährstoffverhältnissen produktivste Äschen- und Forellenregion.
120–170 cm / s	Grober Schotter bleibt liegen, grober Kies ist noch in Bewegung. Für Besiedlung mit tierischen Organismen nicht günstig. Barbe und Nase weiden Aufwuchsalgen ab.
> 170 cm / s	Auch grober Schotter in Bewegung, daher für die Besiedlung mit tierischen Organismen ungünstig.

Die Verteilung der Substrate im Längs- und Querprofil ist insbesondere im Hinblick auf die Habitatausstattung von Bedeutung (vgl. dazu Choriotoptypen nach Moog 1994 in Tab. 3.3). In natürlichen strukturreichen Rhithralgewässern mit enger Abfolge von Abtreppungen bzw. Kolk / Furt-Sequenzen, hohen Totholzakkumulationen etc. findet sich meist ein sehr heterogenes Strömungsmuster, das sich in kleinräumig mosaikartiger Verteilung der Sohlsubstrate widerspiegelt (Abb. 3.12). Es liegen somit auf engem Raum unterschiedliche Geschiefbefraktionen bzw. Korngrößen nebeneinander vor, wobei das Geschiebe auch vergleichsweise häufig umgelagert wird. Natürliche Potamalgewässer hingegen zeigen tendenziell vergleichsweise großflächige Zonen homogener Strömung. Damit sind auch die Substrate, deren Umlagerung bzw. Erneuerung hier weniger häufig erfolgt, eher großflächig homogen abgelagert (Abb. 3.12).

Die Variabilität des Abflussgeschehens und die damit über Raum und Zeit wirksam werdenden Kräfte machen Fließgewässer zu äußerst wechselhaften, zum Teil auch riskanten Lebensräumen. Die diurnale, saisonale oder langfristige Variabilität von Abfluss, shear-stress, Schwebstoff- und Geschiebetransport ist dabei sicherlich eines der wichtigsten Charakteristika von Fließgewässern. Insbesondere gilt dies auch für die Unvorhersehbarkeit von Hochwässern, die vor allem in Oberläufen vielfach stochastische Ereignisse sind. So weisen zwar z. B. Gletscherbäche bei sommerlichem Schönwetter tagsüber regelmäßig hohe Trübefracht auf, die meisten der Rhithralgewässer sind jedoch durch überwiegend unregelmäßig bzw. zufällig auftretende Hochwasserereignisse bzw. kurze Trübespitzen z. B. nach Gewittern gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu zeigen Potamalgewässer zu bestimmten Jahreszeiten meist länger andauernde und vorhersehbar erhöhte Wasserstände.

Tab. 3.3 Abiotische und biotische Choriotoptypen in Fließgewässern (Moog 1994; Moog et al. 1999).

Abiotische Choriotope:

Abkürzung	Substratbezeichnung	Verbale Beschreibung	Durchmesser
HYG	Hygropetrische Stellen	dünner Wasserfilm über steinigem Substrat	
MGL	Megalithal	Große Steine, Blöcke und anstehender Fels	> 40 cm
MAL	Makrolithal (Blöcke)	Grobes Blockwerk, etwa kopfgroße Steine bis maximal 40 cm Durchmesser vorherrschend mit variablen Anteilen von Steinen, Kies und Sand	20–40 cm
MSL	Mesolithal (Steine)	Faust- bis handgroße Steine mit variablem Kies- und Sandanteil	6,3–20 cm
MIL	Mikrolithal (Grobkies)	Grobkies (Taubenei- bis Kinderfaustgröße) mit Anteilen von Mittel- und Feinkies sowie Sand	2–6,3 cm
AKL	Akal (Kies)	Fein- und Mittelkies	0,2–2 cm
PSM	Psammal (Sand)	Sand	0,063–2 mm
PSP	Psammopelal	Sandiger Schlamm	
PEL	Pelal	Schlick, Schluff und Schlamm	< 0,063 mm
ARG	Argillal Tonfraktion		

Biotische Choriotope:

Abkürzung	Substratbezeichnung	Verbale Beschreibung
PHY	Phytal	Aufwuchsalgen
FIL	fädige Algen	Algenbüschel, Fadenalgen, Algenwatten
MAK	Makrophyten	Submerse Wasserpflanzen, inkl. Moose und Characeen
LEB	lebende Pflanzenteile	Wurzelbärte, Ufergrasbüschel etc.
XYL	Xylal	Totholz, Baumstämme, Äste etc.
CPO	CPOM	Grobes partikuläres organisches Material, Falllaub
FPO	FPOM	Feines partikuläres organisches Material, Detritus
SPH	Abwasserbakterien	Abwasserbakterien, -pilze (<i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomitus</i>), Schwefelbakterien (<i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>)
SAP	Sapropel	Faulschlamm
SON	Sonstiges	Nicht beschriebene organische Habitate

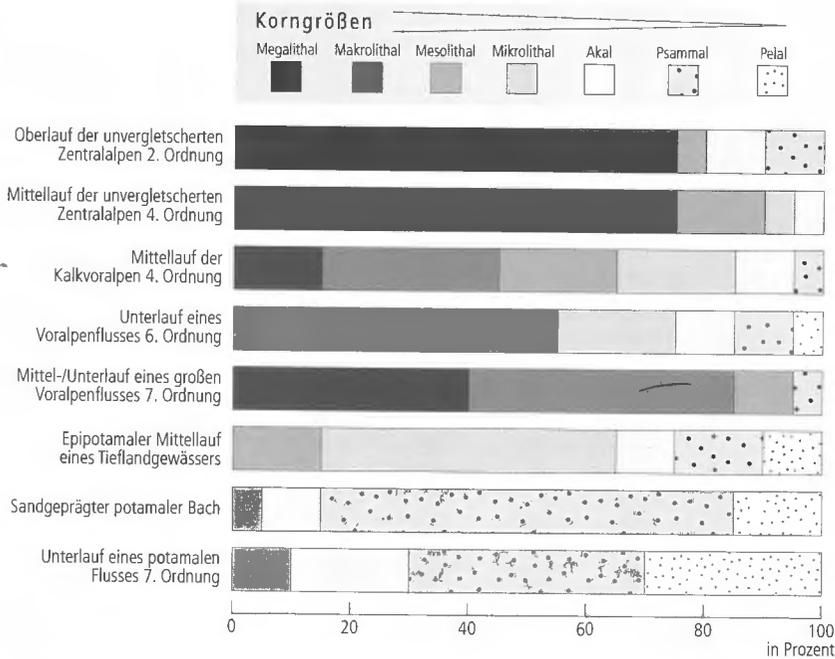


Abb. 3.12 Schematisierte Darstellung von prozentuellen Anteilen der abiotischen Choriotope in unterschiedlichen Fließgewässertypen.

Der Wechsel von Gefälle, Tiefe und Fließkräften, beispielsweise innerhalb der Abfolge von rasch überströmten Furten mit hohem Shearstress und langsam durchströmten Kolken mit niedrigeren Scherkräften, verdeutlicht andererseits die hohe räumliche Variabilität von Fließgewässerlebensräumen. In natürlichen Furkations- und Mäanderzonen mit komplexen Neben- und Altarmsystemen sticht die räumlich / zeitliche Variabilität besonders markant ins Auge.

3.4.7 Bettsedimente / hyporheisches Interstitial

Für Fließgewässerorganismen ist die Strömung eine der wichtigsten Größen. Sie müssen daher gute Schwimmer sein und / oder Vorrichtungen besitzen, um sich in der Strömung fest zu halten oder entsprechende Ruhigwasserhabitate in der Grenzschicht oder im Porenraum der Bettsedimente besiedeln zu können. Als Folge der hohen Strömung kommen insbesondere in rhithralen Fließgewässerabschnitten praktisch ausschließlich Fische und Benthosorganismen vor, während Potamoplankton erst in größeren Strömen auftritt.

Das Benthos ist die Hauptlebensgemeinschaft von Fließgewässern. Der größte Teil der rhithralen Benthosorganismen lebt im so genannten hyporheischen Interstitial (vgl. Abb. 3.13 links), dem vom Bachwasser durchflossenen Schotterlückenraum der Gewässersohle. Wie in Abb. 3.13 rechts ersichtlich, befindet sich das Dichtemaximum der benthischen Interstitialbewohner vielfach nicht unmittelbar an der Sedimentoberfläche, sondern in einer bestimmten Substrattiefe. Die Organismen sind hier bei Hochwasser geschützt, selbst wenn bei solchen Ereignissen die oberflächlichen Sohlsubstrate bewegt bzw. mittransportiert werden.

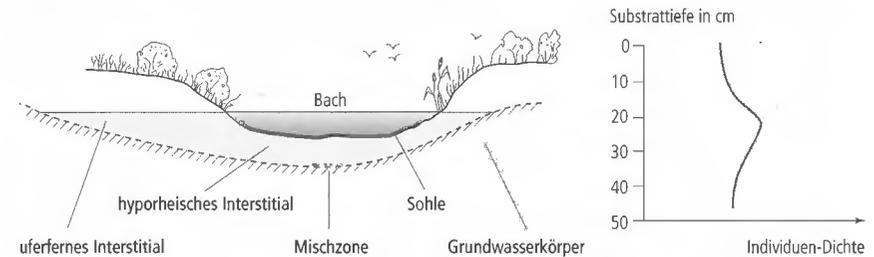


Abb. 3.13 Schemaskizze von Gewässersohle und Bettsedimenten. Links: Hyporheisches Interstitial; rechts: benthische Besiedlungsdichte in unterschiedlichen Tiefen eines Forellenbaches der nördlichen Kalkalpen.

Die Tiefenausdehnung, Porosität und damit besiedelbare Substratoberfläche im Schotterlückenraum hängen einerseits von der Korngröße (und somit von den Schleppspannungsverhältnissen), andererseits vom geologischen Untergrund ab. Gewässer der Molassezone des Alpenvorlandes beispielsweise zeigen vielfach mit Feinsedimenten verpackte Schotterkörper und damit ungünstige Verhältnisse in Bezug auf die Tiefe der Besiedelbarkeit. Lockere Schotterkörper von Kalk- bzw. Karstformationen hingegen erlauben vielfach eine tiefe Ausdehnung der Benthosbiozönose, wobei unter Umständen über 100.000 Individuen aus hunderten Arten unter 1 m² Substratoberfläche vorzufinden sind.

Sämtliche Substratoberflächen, sowohl anorganische Teile (Schotter, Kies etc.) als auch organische Partikel (Holz, Laub etc.), sind vom so genannten Biofilm überzogen (Marshall & Breznak 1984). Dem entsprechend befinden sich 90 % und mehr der gesamten Bakterien-Biomasse der meisten Fließgewässer innerhalb der Bettsedimente. Im Allgemeinen ist in Rhithralgewässern die autochthone Energieversorgung mit nur geringer Primärproduktion von epipelischen Algen und Quellmoosen vergleichsweise beschränkt. Die wichtigste Energiequelle stellt daher allochthones organisches Material (Laub, Holz) dar, das, von Zerkleinerern (Schreddern, z. B. Bachflohkrebs) zerlegt, in Form von POM (partikuläres organisches Material) für andere Organismen aufbereitet und in die komplexen Nahrungsketten innerhalb des Interstitials eingeschleust wird. In breiteren, aber noch immer seichten Gewässern mit geringer Beschattung und

Trübefracht hingegen überwiegt vielfach die autochthone Primärproduktion, vor allem in Form von Algenaufwuchs an den Oberseiten steiniger Substrate. Liegen starke Trübe und / oder geringer Lichteinfall vor, ist jedoch auch hier Detritus allochthonen Ursprungs die wichtigste Energiequelle (vgl. River-Continuum-Concept, Kap. 6).

Die Intensität der biologischen Umsetzung, die letztlich auch die Selbstreinigungskraft eines Gewässers ausmacht, hängt stark von der Durchströmung der Bettsedimente ab. Ausgeglichener Geschiebehalt inklusive periodischer Umlagerungen der Gewässersohle sind daher notwendige Voraussetzungen für eine dynamische Durchströmung und damit entsprechende Austauschfunktion zwischen fließender Welle und Bettsedimenten. Die Tiefenausdehnung des hyporheischen Interstitials hängt einerseits, wie schon oben beschrieben, von der Korngröße und Porosität der Bettsedimente ab. Andererseits sind vor allem auch die Tiefe und Mächtigkeit des Schotterkörpers bzw. des darunter liegenden Grundwasserhorizontes maßgebliche Kriterien. In großen Fließgewässern ehemaliger Umlagerungszonen mit breiten Schotteralluvionen erstreckt sich das hyporheische Interstitial lateral mehrere hundert Meter bis einige Kilometer über das eigentliche Gewässerbett hinaus (Stanford & Ward 1988).

Den Hauptanteil der Benthoszönose im Porenraum der Bettsedimente stellen Insektenlarven dar (z. B. Köcherfliegen, Steinfliegen, Eintagsfliegen und Dipteren, wie Zuckmücken und Kribbelmücken etc.). Zusammen mit zahlreichen Krebsarten, Würmern, Weichtieren etc. ist auf diese Weise auch eine hohe Vielfalt an Ernährungstypen gegeben. Auf mehr sandigen oder schlammigen Substraten, zum Beispiel entlang der Uferlinie oder im Potamal bzw. im Übergang zur potamalen Zone sind es vor allem solche Organismen, die bezüglich der Ernährung dem Kollektor-, Detritus- und Sedimentfressertyp entsprechen (vgl. Kap. 4.4.3).

Für rheophile Fischarten (vor allem Salmoniden, Äschen und strömungsliebende Cypriniden) sind die Bettsedimente das Habitat einerseits zum Laichen (Abb. 3.14), andererseits für die oft Wochen bis Monate andauernde Embryonalentwicklung und die anschließende Phase der Dottersackresorption. Während letzterer erfolgt z. B. bei der Bachforelle aktive Einwanderung der Larven in tiefe Schichten der Bettsedimente. Nach weitgehender Aufzehrung des Dottersackes wandern die Larven wieder an die Substratoberfläche, wo sie in den oberflächennahen Schichten zur exogenen Ernährung übergehen.

Praktisch alle Rhithral-Fischarten sind an die dynamischen Prozesse der Gewässersohle angepasst, indem der Schotterlückenraum als Laich- und Brutraum dient. Die Koppe (*Cottus gobio* L.) bewohnt sogar in allen Entwicklungsstadien die Bettsedimente. Adulte und Larvenstadien der Bachneunaugen und des Steinbeißers wiederum leben eher bevorzugt in schlammig / sandigen Substraten mit höheren Anteilen organischen Materials. Indirekte Abhängigkeit der Rhithral-fischfauna von den Bettsedimenten besteht über die Nahrungsressource des Makrozoobenthos.



Abb. 3.14 Typischer Salmonidenlaichplatz im Bereich einer Furt mit vertikaler Durchströmung der Bettsedimente (vgl. auch Abb. 5.10; Foto: Abt. f. Hydrobiologie).

3.5 Morphologisch-hydrologische Charakteristik von Fließgewässern

3.5.1 Räumlich-zeitliche Gliederung von Fließgewässern auf verschiedenen Maßstabsebenen („scales“)

Fließgewässer lassen sich hinsichtlich ihrer morphologischen Entwicklung und Dynamik auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen betrachten (Frissell et al. 1986; Kern 1994; Habersack 2000 u. a.; vgl. Abb. 3.15). In diesem hierarchischen System steht auf der obersten Stufe das gesamte Einzugsgebiet, das sich aus unterschiedlichen Flusssystemen zusammensetzt. Sowohl innerhalb von Einzugsgebieten als auch von Flusssystemen liegen häufig unterschiedliche geologische und naturräumliche Verhältnisse vor. Flusssysteme wiederum bestehen aus verschiedenen Flussabschnitten / -strecken, die aufgrund von gleichen naturräumlichen Parametern (z. B. geologischer Untergrund, Talform, morphologischer Flusstyp) festgelegt werden. Auf der untersten Stufe schließlich befinden sich die Habitate. Diese sind die eigentlichen Aufenthaltsorte der Gewässerorganismen und werden entsprechend den kleinräumigen Tiefen-, Strömungs- und Substratverhältnissen abgegrenzt. Häufig findet eine Unterteilung in Makro-, Meso- und Mikrohabitate statt, um Lebensraumverhältnisse oder Verteilungsmuster von Arten zu erklären. Die kleinräumige Substratverteilung ist z. B. im Hinblick auf das Laichplatzangebot für Kieslaicher oder für die Verteilung von Benthosorganismen relevant.

Zwischen den genannten Ebenen bestehen wechselseitige Abhängigkeiten in beiden Richtungen, die bei einer integrativen Betrachtung von Fließgewässersystemen zu beachten sind (upscaling und downscaling). Dies wird beispielsweise im „River Scaling Concept“ von Habersack (2000) berücksichtigt, wobei hier über der Einzugsgebiete Ebene noch die kontinentale / regionale Ebene steht.

Den oben beschriebenen räumlichen Niveaus entsprechen biozönotische „Organisationsebenen“. Einzugsgebiet und Flusssystem sind im Hinblick auf die zoogeographische Verbreitung und das Vorkommen gesamter Artengemeinschaften relevant. Auf dem Niveau der Flussabschnitte- / strecken und Habitate werden dagegen die Lebensraumsprüche einzelner Gilden, Arten und vor allem deren Stadien erfasst (vgl. Kap. 5, Abb. 5.1).

Die räumlichen Ebenen korrelieren mit der zeitlichen Entwicklung. Je großräumiger die Betrachtungsebene, desto geringer ist die Dynamik bzw. umso langsamer der Verlauf von Veränderungsprozessen. Einzugsgebiete verändern sich beispielsweise im Laufe von Jahrtausenden, während Makrohabitate in ca. ein bis fünf Jahren, Mikrohabitate mitunter sogar mehrmals pro Jahr starker Um- und Überformung unterliegen (vgl. Abb. 3.15 und Tab. 3.4).

Die morphologischen Verhältnisse von Fließgewässern werden grundsätzlich von der Tektonik, dem geologischen Untergrund und dem Klima geprägt. Für die

Tab. 3.4 Systemkomponenten – hierarchische Maßstabebenen eines Flusses (verändert nach Kern 1994; Frissell et al. 1986; vgl. auch Abb. 3.15).

Systemkomponente	Abgrenzung, Charakteristik	Wirkungsfaktoren – Intensität des Abflusses und des Feststofftransports	Ergebnis der Einwirkungen
Einzugsgebiet / Flusssystem (Catchment / stream system)	Wasserscheide zum nächsten EZG; Naturräumliche Großlandschaften (Alpen, Voralpen, ...)	Tektonik, starke Klima- und damit Abflussschwankungen	Verwitterung, Abtrag, Transport; Überformung des Flusstals; Entstehung alluvialer Flüsse
Flussstrecke -abschnitt (section / reach) Gewässerbett und Überschwemmungszone HQ ₁ –HQ ₅	Gleiche Talform / Flusstyp, gleicher geologischer Untergrund	Große Geschiebeeinträge und mittlere bis große Hochwässer (> HQ ₁₀)	Gefälleänderung; spezielle Ausprägungen des Flusstyps; Bildung von Auen und Auenlehmschicht
Makro- /Meso-habitat	z. B. pool/riffle – Sequenzen innerhalb des Gewässerbetts	Hochwasserabflüsse (im Bereich HQ ₁ –HQ ₅)	Verlagerung und Neuentstehung von Habitaten
Mikrohabitat	z. B. unterschiedliche Choriotope, Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten im Gewässerbett	erhöhter Mittelwasserabfluss	Substratveränderung, lokale Ablagerungen

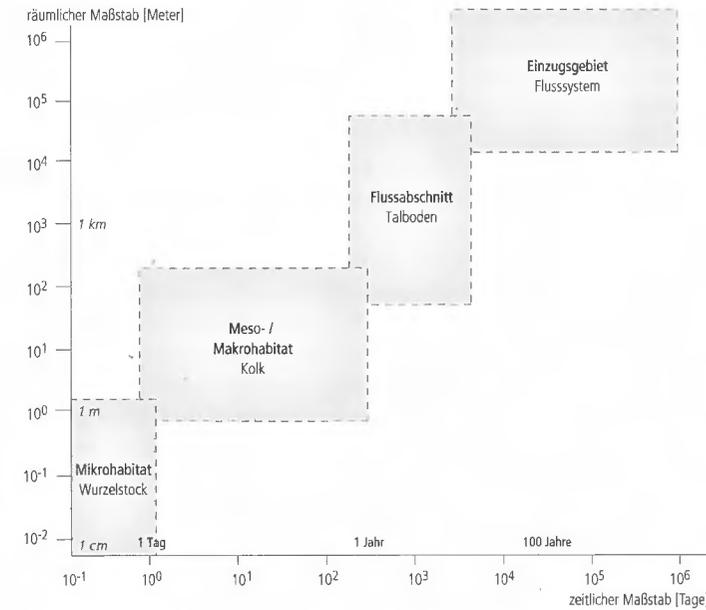


Abb. 3.15 Räumlich und zeitlich-hierarchische Gliederung von Fließgewässern (verändert nach Frissell et al. 1986).

zeitliche Dynamik und die Veränderungsprozesse sind der Abfluss und in weiterer Folge der Feststoffhaushalt die bestimmenden Komponenten. Auf der Ebene des Einzugsgebietes, teilweise auch auf jener der Flusssysteme, wirken vor allem die tektonischen, geologischen und klimatischen Komponenten. Auf den darunter liegenden Ebenen sind hauptsächlich die Dimensionen des Abflussgeschehens und des Feststoffhaushalts von Bedeutung. Indirekt spielt dabei etwa auch die Dichte der Vegetationsdecke eine wichtige Rolle. Diese wird von Geologie und Klima beeinflusst und wirkt gleichzeitig auf den Abfluss- und Feststoffhaushalt (vgl. Abb. 3.16; Mangelsdorf & Scheurmann 1980). Da Abfluss, Geschiebe-

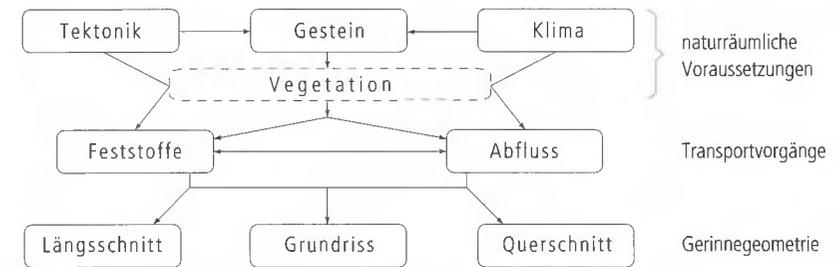


Abb. 3.16 System der Gewässerbettbildung – naturräumliche Voraussetzungen und Transport (verändert nach Mangelsdorf & Scheurmann 1980).

haushalt und auch die Dichte der Vegetation durch menschliche Eingriffe (z. B. großflächige Rodungen) beeinflussbar sind, werden solche Systemveränderungen vor allem ab der Ebene der Flusssegmente typisch (vgl. Kap. 3.5.4, Geschiebehalt Alpenrhein).

3.5.2 Hydrologie und Abflussdynamik

Der Abfluss ist die gestaltende Kraft für die Ausbildung, Entwicklung und Überprägung von Flusssystemen und Flusslandschaften. Die auf das Gewässerbett, die Ufer und Auen einwirkenden Schlepkräfte sind dabei die entscheidenden Komponenten. Wichtige Zusammenhänge zwischen Abfluss und Fließgeschwindigkeit, in weiterer Folge auch zwischen Strömung und Sedimentation bzw. Erosion sind in Kapitel 3.4 beschrieben. Auch Ausdehnung und Strukturausstattung der Auenzonen werden neben den topographischen Verhältnissen vor allem durch den Abfluss bestimmt.

3.5.2.1 Maßgebliche Faktoren des Abflusses

Der Oberflächenabfluss in Fließgewässern ist Teil des hydrologischen Gesamtkreislaufes. Abflussmenge und zeitlicher Verlauf werden bestimmt durch (1) die klimatischen Verhältnisse (Art, Intensität, Dauer, räumliche Ausdehnung der Niederschläge), Luft- und Bodentemperatur; (2) Geologie, Beschaffenheit und Wassersättigung des Bodens; (3) Größe, Form und Morphologie des Einzugsgebietes; (4) Bodenbedeckung und Vegetation; (5) menschliche Eingriffe in das genannte Faktorengefüge (vgl. Kap. 7.2 und 7.3; Hütte 2000; Mader et al. 1996).

Der Abfluss von perennierenden Fließgewässern setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen. Der unmittelbar abflusswirksame Niederschlag („effektiver Niederschlag“, Gunkel 1996; Baumgartner & Liebscher 1990) bildet den „Direktabfluss“, der ohne Infiltration oberflächlich ins Gewässer gelangt. Auch der direkt im Gewässer aufgenommene Niederschlag gehört zu dieser Komponente, doch ist dessen Anteil relativ gering (Baumgartner & Liebscher 1990). Der Zwischenabfluss (Interflow) sickert zunächst in den Boden und wird erst zeitverzögert zum Oberflächenabfluss. Der Basisabfluss von Fließgewässern schließlich wird aus dem Grundwasserspeicher dotiert. Er ist eher unabhängig von Niederschlagsereignissen (Ahnert 1996; Allan 1995; vgl. Abb. 3.17).

Zu den permanent wasserführenden Gewässern zählen auch abschnittsweise unterirdisch fließende Karstgewässer, die eine hohe Versickerungsrate aufweisen. Im Gegensatz dazu führen intermittierende oder periodische Fließgewässer nicht ganzjährig Wasser, da zeitweise die Verdunstung höher ist als die Niederschlagsmenge. Episodische oder ephemere Fließgewässer schließlich werden nur unregelmäßig zur Regenzeit gespeist und weisen lediglich kurzzeitigen Abfluss auf. Sie sind für aride Klimazonen typisch (Baumgartner & Liebscher 1990).

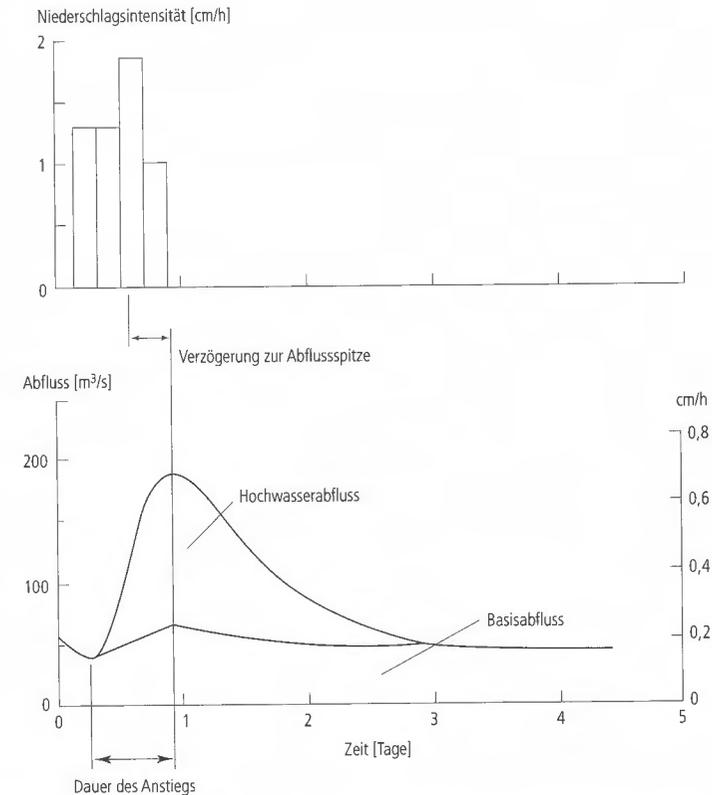


Abb. 3.17 Abflussganglinie mit Basisabfluss, Hochwasserabfluss und Niederschlagsmengen (nach Allan 1995).

3.5.2.2 Abflussgeschehen im Jahresverlauf (Hoch- und Niederwasserabflüsse, Abflussregime)

Der Anstieg des mittleren Abflusses im Längsverlauf ist vorwiegend auf einmündende Zubringer zurückzuführen. Aufgrund der Infiltration von Grundwasser steigt der Abfluss meist aber auch ohne Zubringer. Eine Abnahme des mittleren Abflusses im Längsverlauf tritt bei Fließgewässern in Gebieten mit hoher Verdunstungsrate (aride Klimazonen), bei Exfiltrationen in das Grundwasser oder bei Karstgewässern auf (Mader et al. 1996; Baumgartner & Liebscher 1990).

Das Abflussgeschehen im Jahresverlauf, das so genannte Abflussregime, wird v. a. von klimatischen Faktoren gesteuert und ist daher langfristig gesehen vergleichsweise konstant. Darauf basiert das Prinzip der Bildung von „Abflussregimetypen“. Diese beschreiben auf der Grundlage langjähriger Aufzeichnungen den durch Klima, Vegetation, geologische und geomorphologische Gegebenheiten

ten bedingten, charakteristischen Gang des Abflusses eines Gewässers (z. B. Par-dé 1947; Grimm 1968; Steidl 1991 sowie Mader et al. 1996; vgl. auch ÖNORM B 2400, Hydrologie).

Wesentlich für das Abflussregime eines Fließgewässers ist die Art der Abfluss-speisung. Regen wird unmittelbar zum Abfluss, Schnee und Eis hingegen werden zunächst gespeichert und gelangen erst zeitverzögert bis zu mehrere Wochen oder Monate später als Schmelzwasser in die Fließgewässer. Je nach der Höhen-lage des Einzugsgebietes liegt bei einem Gewässer überwiegend Regenwasserab-fluss (pluviales Regime), Schneeschmelzwasser (nivales Regime) bzw., wenn das Einzugsgebiet bis in vergletscherte Zonen reicht, Gletscherschmelzwasser (glazia-les Regime) vor. Hoch- und Niederwasserperioden treten dementsprechend vor-wiegend zu bestimmten Jahreszeiten auf. Bei überwiegend glazialen Einfluss liegen die höchsten Jahresabflüsse im Juli oder August gleichzeitig mit den höch-sten Lufttemperaturen vor, während die Jahresminima zwischen Dezember und März liegen. Beim nivalen Regime liegen die Abflussmaxima bedingt durch die Schneeschmelze im Gebirge überwiegend im Juni vor. Ausschließlich pluvial do-tierte Gewässer folgen den hydroklimatischen Verhältnissen (vgl. Abb. 3.18).

Die verschiedenen Systeme der Abflussregimetypen berücksichtigen meist auch Übergangs- bzw. Mischformen, die unterschiedliche Speisung, im alpinen Raum z. B. häufig Schnee- und Regenanteil, aufweisen. Darüber hinaus wird bei Typisierungsansätzen zwischen einfachen Regimen mit eingipfelter Abfluss-ganglinie und komplexen Regimen, die bedingt durch zwei oder mehrere typi-sche Hochwasserperioden eine mehrgipfelige Abflussganglinie besitzen, unter-schieden.

Die wichtigsten Abflussregimetypen österreichischer Fließgewässer nach Mader et al. 1996 sind:

Einfache Regime	Komplexe Regime
Glazial	Nivales Übergangsregime
Glazio-Nival	Nivo-Pluvial
Nivo-Glazial	Pluvio-Nival
Nival	Sommerpluvial
Gemäßigt Nival	Winterpluvial

Charakteristische Abflussperioden (aus Mader et al. 1996):

Niederwasserabflüsse

Niederwasserabflüsse im Sommer und Herbst treten hauptsächlich aufgrund der temperatur- und vegetationsbedingt hohen Verdunstung bzw. Transpiration auf. Im Mittelmeerraum wird die sommerliche Trockenperiode durch die Kombina-tion von Niederschlagsarmut und hoher Verdunstung verursacht. Winterliche Ab-flussminima sind das Ergebnis der Retention der Schneedecke, des gefrorenen Untergrundes und der Retention in Gletschern. Beständigkeit und Intensität des Winterminimums werden bei zunehmender Kontinentalität größer.

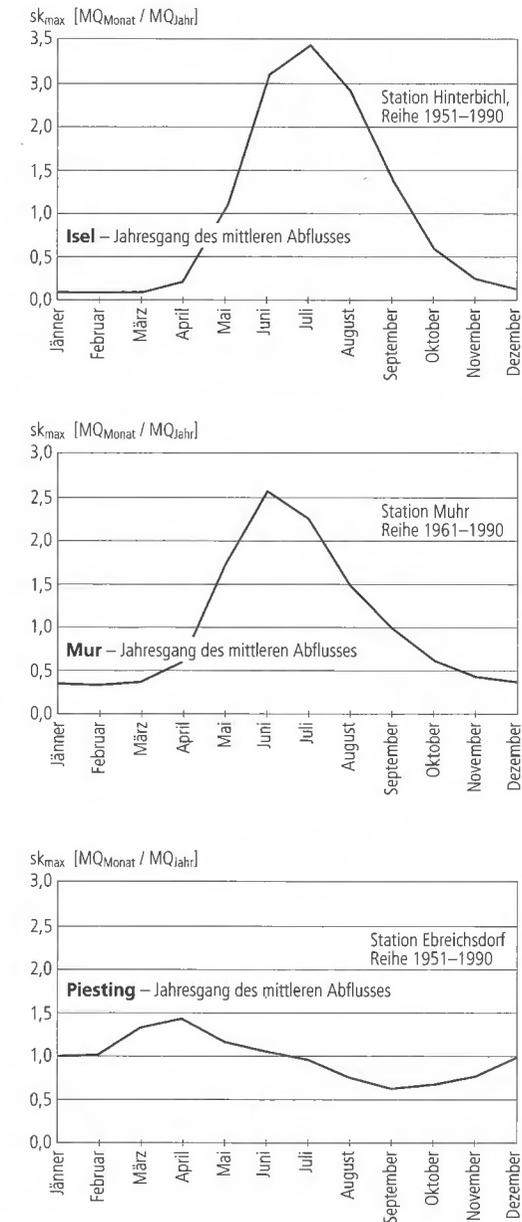


Abb. 3.18 Jahresgang des Abflusses – Typische Regime von österreichischen Fließgewässern (glazial – Isel, nival – Mur, pluvial – Piesting; nach Mader et al. 1996).

Hochwasserabflüsse

Abflussspitzen ergeben sich durch Regenereignisse, bei welchen infolge der Intensität und Dauer der Boden vollständig gesättigt wird und der im Gewässer abfließende effektive Niederschlag sehr hoch ist. Bei Fließgewässern des glazialen und nivalen Typs sind große Schmelzwassermengen (Eis oder Schnee), die alljährlich annähernd zur gleichen Zeit auftreten, für das meist einmalige Ansteigen der Wasserstände verantwortlich.

Hinsichtlich des Verlaufs der Hochwasserabflüsse besteht ein Zusammenhang mit der Gewässergröße, da die Abflussganglinie eines Hochwasserereignisses mit steigendem Abfluss bzw. der Anzahl an Zubringern ausgeglichener wird. Bei größeren Gewässern sind zudem auch aufgrund der großen Einzugsgebiete die Niederschläge zeitlich unterschiedlich verteilt (Allan 1995).

So genannte „Katastrophenhochwässer“ sind extreme Einzelereignisse, die sich bei langanhaltenden Regenfällen und eventuell gleichzeitigem Schmelzwasserabfluss ergeben. Am Alpenrhein beispielsweise liegt das 100-jährliche Hochwasser beim Pegel Bad Ragaz bei $2115 \text{ m}^3/\text{s}$ (Hydrologisches Jahrbuch Schweiz 1993). Der Abfluss war 1868 bei einem Extremereignis im September/Oktobre um mehrere $100 \text{ m}^3/\text{s}$ höher und wird auf ca. $2925 \text{ m}^3/\text{s}$ geschätzt (Petraschek 1989). In natürlichen Gewässern sind Eisstöße bzw. in weiterer Folge Verklauungen großer Eisschollen häufige Ursache von Hochwässern. Beispiele sind für die Donau von 1787, 1830 oder 1929 bekannt.

Auch in jüngster Zeit traten in Mitteleuropa mehrfach Extremereignisse auf. Diese sind jedoch nicht ausschließlich auf extreme natürliche Abflüsse, sondern vermutlich z. T. auch auf Folgen anthropogener Eingriffe, wie Regulierungen, Bodenversiegelung durch Verbauung etc. zurückzuführen (z. B. Winterhochwasser am Rhein 1997, 1998; vgl. dazu Abb. 3.19 und Kap. 7.2).

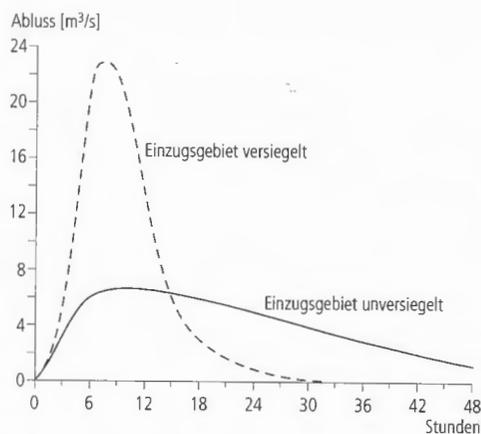


Abb. 3.19 Verlauf eines Hochwassers in einem Fließgewässer mit unversiegeltem sowie teilweise versiegeltem Einzugsgebiet (nach Baumgartner & Liebscher 1990).

Große Hochwasserereignisse verändern die Gewässermorphologie bisweilen radikal. Sie stellen echte „Störungereignisse“ dar und bewirken u. U. hohe Ausfälle der aquatischen oder gewässerbezogenen Biozöosen. Bei natürlichen Fließgewässern kann es u. U. zur Verlagerung des gesamten Gewässerverlaufs kommen. Für die Traisen, einen rechtsufrigen Donauzubringer in Niederösterreich, sind beispielsweise für einzelne Hochwasserereignisse Laufverlagerungen von bis zu mehreren 100 m überliefert bzw. aus historischen Flusskarten ablesbar. Hinsichtlich der Ausbildung von gewässertypischen Lebensräumen sind jedoch nicht nur derartige Extremereignisse, sondern auch die vergleichsweise häufig auftretenden 1 bis 5-jährlichen Hochwässer ausschlaggebend. Diese tragen zur Neubildung von Seiten- und Altarmen, v. a. aber zur Ausbildung variabler Breiten und Tiefen durch Erosions- und Sedimentationsvorgänge, zur regelmäßigen Umlagerung des Substrates, Erhaltung des Schotterlückenraumes etc. bei. Zudem verursachen sie je nach individueller Situation Erosions- und Verlandungsprozesse im Flussumland sowie die Neuentstehung und Überformung von Altarmsystemen.

3.5.2.3 Charakteristische Abflusskenngrößen

In der Praxis werden verschiedene Kenngrößen verwendet, um die Abflussverhältnisse zu charakterisieren. Die wichtigsten sind:

Niederwasser (NQ): niedrigster Abfluss innerhalb einer Zeitreihe oder eines Jahres
 Mittelwasser (MQ): arithmetisches Mittel aller Tagesmittel innerhalb eines Jahres
 Hochwasser (HQ): höchster Abfluss innerhalb einer Zeitreihe oder eines Jahres.
 Aufgrund besserer Aussagekraft werden in der Praxis meist Kenngrößen verwendet, die auf Beobachtung längerer Zeitreihen basieren:

Niederwasser

Niederstes / höchstes Jahresniederwasser (NQ_{\min} / NQ_{\max}) innerhalb einer Zeitreihe sowie mittleres Jahresniederwasser (MJNQ) als arithmetisches Mittel der Jahresniederwässer innerhalb eines Zeitraums. Letzteres ist beispielsweise eine wichtige Kenngröße für die Bestimmung von Restwassermengen bei Ausleisungsstrecken (vgl. Kap. 10.3).

Hochwasser

Niederstes / höchstes Jahreshochwasser (HQ_{\min} / HQ_{\max}) innerhalb einer definierten Zeitreihe sowie mittleres Jahreshochwasser (MJHQ) als arithmetisches Mittel der Jahreshochwässer einer zusammenhängenden Zeitreihe.

Mittelwasser

Niederstes / höchstes Monats- oder Jahresmittelwasser (NMQ, NJMQ / HMQ, HJMQ) innerhalb eines Zeitraums.

Das Niederste Niederwasser (NNQ) bzw. höchste Hochwasser (HHQ) charakterisieren den jemals gemessenen niedrigsten bzw. höchsten Abfluss. Im Gegensatz dazu wird durch theoretische Berechnungen das rechnerisch niedrigste Nie-

Hochwasserabflüsse

Abflussspitzen ergeben sich durch Regenereignisse, bei welchen infolge der Intensität und Dauer der Boden vollständig gesättigt wird und der im Gewässer abfließende effektive Niederschlag sehr hoch ist. Bei Fließgewässern des glazialen und nivalen Typs sind große Schmelzwassermengen (Eis oder Schnee), die alljährlich annähernd zur gleichen Zeit auftreten, für das meist einmalige Ansteigen der Wasserstände verantwortlich.

Hinsichtlich des Verlaufs der Hochwasserabflüsse besteht ein Zusammenhang mit der Gewässergröße, da die Abflussganglinie eines Hochwasserereignisses mit steigendem Abfluss bzw. der Anzahl an Zubringern ausgeglichener wird. Bei größeren Gewässern sind zudem auch aufgrund der großen Einzugsgebiete die Niederschläge zeitlich unterschiedlich verteilt (Allan 1995).

So genannte „Katastrophenhochwässer“ sind extreme Einzelereignisse, die sich bei langanhaltenden Regenfällen und eventuell gleichzeitigem Schmelzwasserabfluss ergeben. Am Alpenrhein beispielsweise liegt das 100-jährliche Hochwasser beim Pegel Bad Ragaz bei $2115 \text{ m}^3/\text{s}$ (Hydrologisches Jahrbuch Schweiz 1993). Der Abfluss war 1868 bei einem Extremereignis im September/Oktobre um mehrere $100 \text{ m}^3/\text{s}$ höher und wird auf ca. $2925 \text{ m}^3/\text{s}$ geschätzt (Petraschek 1989). In natürlichen Gewässern sind Eisstöße bzw. in weiterer Folge Verklauungen großer Eisschollen häufige Ursache von Hochwässern. Beispiele sind für die Donau von 1787, 1830 oder 1929 bekannt.

Auch in jüngster Zeit traten in Mitteleuropa mehrfach Extremereignisse auf. Diese sind jedoch nicht ausschließlich auf extreme natürliche Abflüsse, sondern vermutlich z. T. auch auf Folgen anthropogener Eingriffe, wie Regulierungen, Bodenversiegelung durch Verbauung etc. zurückzuführen (z. B. Winterhochwasser am Rhein 1997, 1998; vgl. dazu Abb. 3.19 und Kap. 7.2).

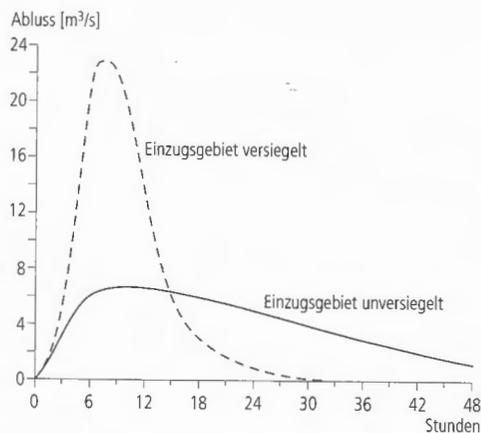


Abb. 3.19 Verlauf eines Hochwassers in einem Fließgewässer mit unversiegeltem sowie teilweise versiegeltem Einzugsgebiet (nach Baumgartner & Liebscher 1990).

Große Hochwasserereignisse verändern die Gewässermorphologie bisweilen radikal. Sie stellen echte „Störungereignisse“ dar und bewirken u. U. hohe Ausfälle der aquatischen oder gewässerbezogenen Biozöosen. Bei natürlichen Fließgewässern kann es u. U. zur Verlagerung des gesamten Gewässerverlaufs kommen. Für die Traisen, einen rechtsufrigen Donauzubringer in Niederösterreich, sind beispielsweise für einzelne Hochwasserereignisse Laufverlagerungen von bis zu mehreren 100 m überliefert bzw. aus historischen Flusskarten ablesbar. Hinsichtlich der Ausbildung von gewässertypischen Lebensräumen sind jedoch nicht nur derartige Extremereignisse, sondern auch die vergleichsweise häufig auftretenden 1 bis 5-jährlichen Hochwässer ausschlaggebend. Diese tragen zur Neubildung von Seiten- und Altarmen, v. a. aber zur Ausbildung variabler Breiten und Tiefen durch Erosions- und Sedimentationsvorgänge, zur regelmäßigen Umlagerung des Substrates, Erhaltung des Schotterlückenraumes etc. bei. Zudem verursachen sie je nach individueller Situation Erosions- und Verlandungsprozesse im Flussumland sowie die Neuentstehung und Überformung von Altarmsystemen.

3.5.2.3 Charakteristische Abflusskenngrößen

In der Praxis werden verschiedene Kenngrößen verwendet, um die Abflussverhältnisse zu charakterisieren. Die wichtigsten sind:

Niederwasser (NQ): niedrigster Abfluss innerhalb einer Zeitreihe oder eines Jahres
 Mittelwasser (MQ): arithmetisches Mittel aller Tagesmittel innerhalb eines Jahres
 Hochwasser (HQ): höchster Abfluss innerhalb einer Zeitreihe oder eines Jahres.
 Aufgrund besserer Aussagekraft werden in der Praxis meist Kenngrößen verwendet, die auf Beobachtung längerer Zeitreihen basieren:

Niederwasser

Niederstes / höchstes Jahresniederwasser (NQ_{\min}/NQ_{\max}) innerhalb einer Zeitreihe sowie mittleres Jahresniederwasser ($MJNQ$) als arithmetisches Mittel der Jahresniederwässer innerhalb eines Zeitraums. Letzteres ist beispielsweise eine wichtige Kenngröße für die Bestimmung von Restwassermengen bei Ausleisungsstrecken (vgl. Kap. 10.3).

Hochwasser

Niederstes / höchstes Jahreshochwasser (HQ_{\min}/HQ_{\max}) innerhalb einer definierten Zeitreihe sowie mittleres Jahreshochwasser ($MJHQ$) als arithmetisches Mittel der Jahreshochwässer einer zusammenhängenden Zeitreihe.

Mittelwasser

Niederstes / höchstes Monats- oder Jahresmittelwasser ($NMQ, NJMQ/HMQ, HJMQ$) innerhalb eines Zeitraums.

Das Niederste Niederwasser (NNQ) bzw. höchste Hochwasser (HHQ) charakterisieren den jemals gemessenen niedrigsten bzw. höchsten Abfluss. Im Gegensatz dazu wird durch theoretische Berechnungen das rechnerisch niedrigste Nie-

derwasser (RNNQ) als niedrigster möglicher Abfluss sowie das rechnerisch höchste Hochwasser (RHHQ) als maximal möglicher Hochwasserabfluss ermittelt.

In der gewässerbezogenen Planung werden häufig die Anschlaglinien der Abflüsse von Hochwasserereignissen mit bestimmter Jährlichkeit als Bezugsbasis verwendet, z. B. des 30-jährlichen oder 100-jährlichen Hochwasserereignisses (HQ_n) eines Flussabschnittes.

3.5.2.4 Zur ökologischen Bedeutung des Abflussregimes von Fließgewässern

Das Auftreten höherer Wasserstände zu bestimmten Jahreszeiten hat je nach Flusstyp unterschiedliche ökologische Bedeutung. So fällt etwa unter natürlichen Bedingungen im Frühjahr die Speisung der Seitenarme alpiner Furkationsstrecken als quantitativ bedeutende Reproduktionsareale mit der Laichzeit der typischen Kieslaicher (z. B. Äsche, Huchen, Strömer) zeitlich zusammen. Schmelzwasserbedingter Anstieg der Wasserführung potamaler Mäandersysteme wiederum ergibt eine intensive und flächige Vernetzung Fluss / Augewässer, die in zeitlicher Übereinstimmung mit den Reproduktionserfordernissen spezifischer Fischarten steht. Die Laichzeit vieler krautlaichender (phytophiler) Cypriniden beispielsweise ist sehr deutlich mit den erhöhten Wasserführungen im Frühjahr synchronisiert (Jungwirth et al. 2000).

Die Bedeutung des hydrologischen Regimes ist aber beispielsweise auch seitens der Vegetationsökologie vielfach belegt (Dister 1980; Hügin 1981). Wiederrum ist neben der Überflutungshäufigkeit auch der typische zeitliche Verlauf des Abflussganges bzw. der Überflutungen für die Vegetationszonierung ausschlaggebend. So bedarf z. B. die Silberweide sowohl der Ablagerung von Feinsedimenten (Schlammflächen, -inseln) als geeignetes Keimungssubstrat bei abklingenden Hochwasserereignissen, als auch darauf folgend der Niederwasserstände für das „Fußfassen“ und Keimen der Pflanzen bzw. Samen. Selbst unter natürlichen Bedingungen spielen diese Abläufe nicht in jeder Vegetationsperiode optimal zusammen. Umso gravierender wirken sich Eingriffe aus, die den Abflussgang derart verändern, dass alljährlich Diskordanz zwischen höheren Wasserständen und dem Vegetationsrhythmus (Knospung, Blühen, ...) der Pflanzen besteht.

Ursachen für gravierende Änderungen der natürlichen Abflussverhältnisse waren bereits vor mehreren Jahrhunderten etwa die verschiedenen Maßnahmen für die Flößerei und Trift (z. B. Wasserrückhalt zwecks Schwallerzeugung für den Holztransport) sowie flächige Rodungen im Einzugsgebiet (vgl. Kap. 7.2). Heute beeinflussen insbesondere Speicherkraftwerke unterschiedlichen Typs (Tages-, Wochen-, Jahresspeicher), die über längere Perioden Wasser zurückhalten und dieses zu Zeiten von Bedarfsspitzen mehrmals täglich stoßartig abarbeiten, das hydrologische Regime. Wasseraus- und -umleitungen für Kraftwerke, Bewässerungen, Schneekanonen etc. sind weitere Eingriffsformen in die Hydrologie von Fließgewässern.

3.5.3 Feststoffhaushalt

Bei geschiebereichen Gebirgsflüssen und v. a. alluvialen Fließgewässern, die in ihren eigenen, rezenten Aufschüttungen (Alluvionen) verlaufen, ist neben dem Abfluss der Feststoffhaushalt der wichtigste Faktor hinsichtlich der Ausformung des Gewässerbettes bzw. dessen Strukturausstattung. Fließgewässer im Anschluss von Seen hingegen haben vorerst Feststoffdefizit und erst wieder durch Erosionsvorgänge langsam zunehmenden Geschiebetrieb.

3.5.3.1 Komponenten des Feststoffhaushalts – Geschiebe, Schweb- und Schwimmstoffe

Zu den im Gewässer transportierten Feststoffen zählen Geschiebe, Schweb- und Schwimmstoffe. Geschiebe wird an der Gewässersohle springend, rollend oder gleitend fortbewegt. Es ist bei alpinen Flüssen bzw. in zahlreichen Oberläufen der Schlüsselfaktor für die Gewässerbettbildung und die morphologische Dynamik. Vor allem bei Hochwasser werden große Geschiebemengen mobilisiert, die meist eine starke Umgestaltung des Gewässerbettes zur Folge haben.

Schwabstoffe sind anorganische Sand- und Schlamm- sowie organische Partikel (Seston), die aufgrund der Fließgeschwindigkeit, Schleppspannung und Turbulenz nicht absinken, sondern in der fließenden Welle mittransportiert werden. In Gewässerunterläufen / Tieflandflüssen mit geringem Gefälle, bei denen das Geschiebe entweder bereits stark abgerieben ist oder zuvor schon in flussauf gelegenen Strecken abgelagert wurde, machen die Schwabstoffe fast immer die Hauptkomponente der Feststoffe aus.

Schwimmstoffe sind organische Teile, z. B. Blätter oder Äste, die an der Wasseroberfläche befördert werden. In natürlichen Gewässern mit intakter Ufervegetation sind auch letztere quantitativ oft sehr bedeutend. Kommt es am Ufer zu großflächigen Ansammlungen solcher organischen Substrate, stellen diese wichtige Strukturbildner (vgl. dazu Kap. „woody debris“ oder Totholz) sowie Nahrungslieferanten für xylophage Organismen oder Zerkleinerer (vgl. Kap. 4, Ernährungstypen) dar.

Die Relation zwischen Schwabstoffen und Geschiebe beträgt bei Alpenflüssen ca. 30:70 (Mangelsdorf & Scheurmann 1980). Unter anderem treten aufgrund der Geologie im Einzugsgebiet regionale Unterschiede auf. Der Inn beispielsweise mit glazial geprägtem Regime entwässert sehr unterschiedliche geologische Einheiten und hat im Vergleich zu anderen rechtsufrigen Donauzubringern der nördlichen Kalkalpen (Iller, Lech, Isar etc.) eine hohe Schwabstoffführung (Kern 1994; Mangelsdorf & Scheurmann 1980).

3.5.3.2 Entstehung, Eintrag und Abrieb des Geschiebes

Autochthones Geschiebe stammt aus Seiten- und/oder Tiefenerosion der Gewässer, allochthones Geschiebe hingegen aus der Umgebung (häufig von punktuellen Geschiebeherden; für Gewässeroberläufe bzw. Wildbäche typisch).

Die einzelnen Geschiebeteile sind zunächst scharf und kantig. Sie werden durch den Transport an der Sohle jedoch ständig abgerieben und abgerundet. Der Abrieb hängt wesentlich von der mineralischen Zusammensetzung bzw. der Härte des Gesteins ab. Bei Sandstein ist er vergleichsweise gering, während kalkhaltiges Gestein starken Abrieb erfährt. Dadurch kann z. B. der Anteil von Sandstein 100 km nach dem Eintrag noch rund 30 % ausmachen, obwohl das Einzugsgebiet lediglich 10 % Sandsteinanteil aufweist. Kalksteinanteile dagegen sind vielfach schon nach wenigen km zerrieben. Die petrografische und mineralogische Geschiebezusammensetzung spiegelt somit die Geologie des Einzugsgebietes nur bedingt wider (vgl. Abb. 3.20 und 3.21; Kern 1994; Mangelsdorf & Scheurmann 1980).

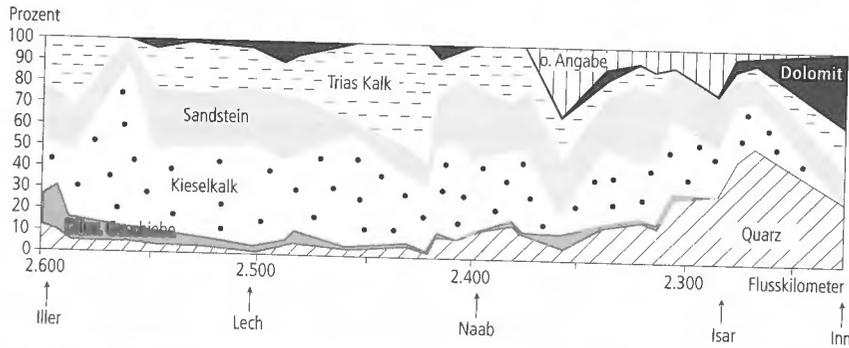


Abb. 3.20 Geschiebeband der Donau in Bayern (nach Bauer 1965 und Kern 1994).

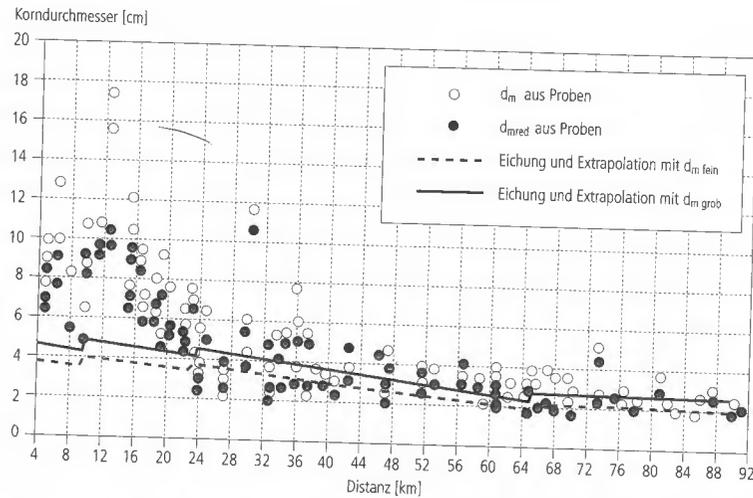


Abb. 3.21 Abrieb des Geschiebes im Alpenrhein dargestellt anhand der Abnahme des mittleren Korndurchmessers. d_m = mittlerer Korndurchmesser; d_{mred} = reduzierter mittlerer Korndurchmesser, bei dem die größten Komponenten nicht berücksichtigt wurden (nach Zarn 1995).

3.5.3.3 Feststofftransport, Erosion und Sedimentation

Ob Feststoffe transportiert oder an der Sohle abgelagert werden, hängt von der Korngröße und von den Fließgeschwindigkeits- bzw. Abflussverhältnissen ab. In Kapitel 3.4 wurde bereits auf den Zusammenhang zwischen Sohlsubstraten bzw. Erosion/Sedimentation einzelner Korngrößen und der Fließgeschwindigkeit hingewiesen (vgl. dazu Tab. 3.2). In Abbildung 3.22 ist dieser Zusammenhang graphisch dargestellt. Die Fließgeschwindigkeitsgrenze für die Mobilisierung ist als „Band“ dargestellt, da der Beginn der Erosion von der Lagerung der Kornpartikel abhängt. Isoliert liegende Teile werden leichter erodiert als solche, die mit anderen vermengt gelagert sind. Die Grenzwerte für Ton ($< 0,002$ mm) liegen höher als jene der Schluff- und Feinsandfraktionen (Korngrößenbereich zwischen 0,002 und 0,2 mm; Ahnert 1996), da hier zunächst starke Kohäsionskräfte überwunden werden müssen. Die untere Kurve zeigt den Wert für die Sedimentation an. Die Graphik verdeutlicht, dass größere Körner nur in einem kleinen Geschwindigkeitsbereich transportiert, d. h. häufig bereits nach einer kurzen Strecke wieder abgelagert werden. Die „Sedimentationskurve“ zeigt, dass Ton und feiner Schluff auch bei sehr geringen Fließgeschwindigkeiten nicht sedimentieren, sondern als Schwebstoffe transportiert werden (Ahnert 1996).

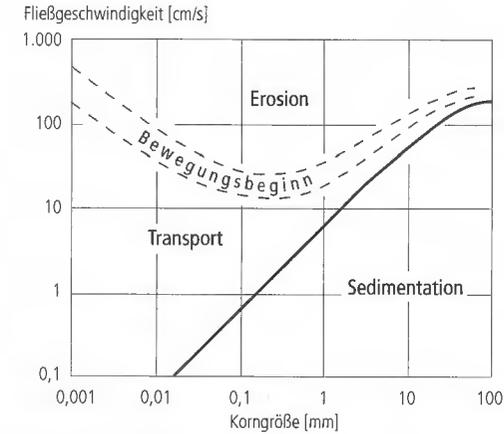


Abb. 3.22 „Grenzwerte“ für die Erosion und Sedimentation von unterschiedlich großen Kornpartikeln. Die Kurven decken den Zusammenhang für Kornfraktionen zwischen 0,001 mm und 10 cm ab – Erklärung siehe Text (verändert nach Hjulsström 1935, in Ahnert 1996).

Die Feststoff- bzw. Geschiebeführung eines Gewässers steigt mit dem Abfluss (vgl. Abb. 3.23). Für die tatsächlich transportierte Fracht ist zudem auch die Gewässerbreite von Bedeutung, da bei einer Verbreiterung des Querprofils Wassertiefe und Schleppspannung sinken und dadurch die Fracht reduziert wird. In

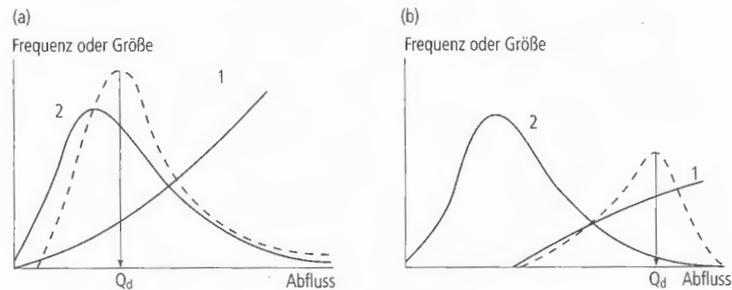


Abb. 3.23 Zusammenhang zwischen Abflussmenge und Schwebstoff- (a, 1) bzw. Geschiebeführung (b, 1) sowie der Häufigkeit charakteristischer Abflussmengen (2) und dem Produkt Sedimenttransport und Abfluss (strichliert). Q_d als dominanter Abfluss liegt bei den Schwebstoffen im Bereich des bordvollen Abflusses („bankfull discharge“), beim Geschiebe im Bereich des 1,5- bis 10-jährlichen Hochwassers (nach Allan 1995).

regulierten Gewässern ist die natürliche Profildbreite häufig eingengt. Die Schleppspannung ist hier daher bei steigendem Abfluss höher als im natürlichen Zustand. Viele regulierte Flüsse zeigen heute starke Eintiefungstendenz (vgl. Eingriffe in den Geschiebehalt und daraus resultierende wasserwirtschaftliche und ökologische Probleme Kap. 7.5). Diese ist freilich häufig nicht nur das Resultat einer mit zu engem Querprofil einhergehenden Erhöhung des Geschiebeausstrages (output), sondern zugleich auch Folge eines reduzierten Eintrages aufgrund von Geschieberückhalt oder Entnahmen im Oberlauf.

3.5.3.4 Feststoffhaushalt und Gewässerbettbildung

Für die Gewässerbettbildung sind die Menge des eingebrachten Geschiebes (Geschiebefracht) und die Transportkapazität innerhalb eines Gewässerabschnittes wesentliche Faktoren. Die Transportkapazität kennzeichnet dabei jene Geschiebemenge, die durch ein Gewässerquerprofil bei einem bestimmten Abfluss transportiert wird. Wird durch den Querschnitt mehr Geschiebe befördert als Eintrag erfolgt, tieft sich die Flusssohle ein. Umgekehrt kommt es, wenn die eingebrachte Geschiebemenge größer ist als jene, die durch die Schleppkräfte bewegt wird, zu einer Geschiebeablagerung in Form von Sedimentinseln und -bänken sowie insgesamt zu einer Aufhöhung der Gewässersohle. Bei diesen Transportprozessen werden auch die lokalen Gefällsverhältnisse verändert, da im Falle einer Eintiefung das Gefälle abnimmt, während es bei der Aufhöhung steiler wird.

Bei alluvialen Flüssen sind die transportierten Geschiebemengen und deren Hauptkorngrößen neben dem Gefälle, dem Abfluss und der Gewässerbettgeometrie wesentliche Parameter für die Ausbildung des morphologischen Flusstyps (vgl. Abb. 3.24). Hohes Gefälle führt bei Geschiebeüberschuss tendenziell zur Ausbildung von Aufzweigungsstrecken, während bei vergleichbaren Gefällever-

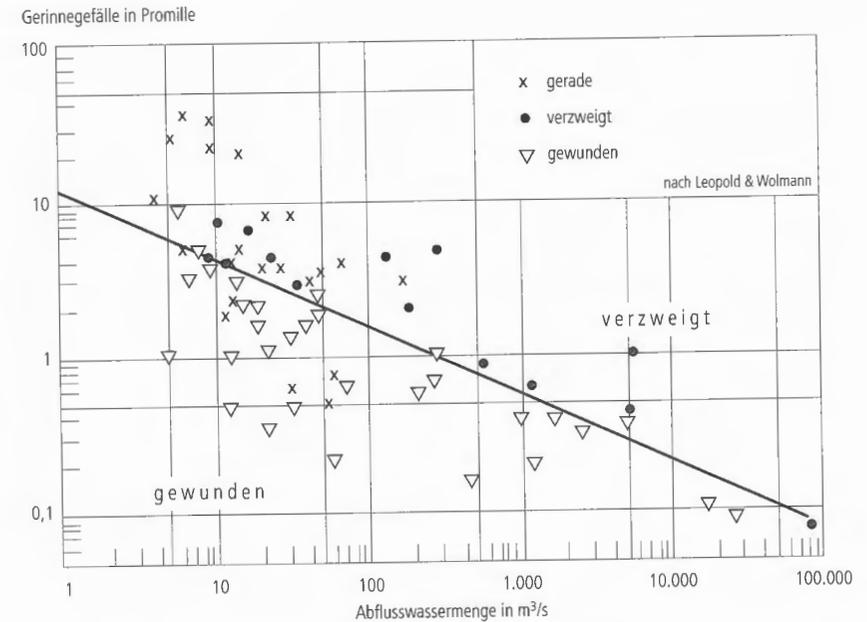


Abb. 3.24 Zusammenhang zwischen den Faktoren Gefälle und Abfluss sowie der Ausbildung verschiedener Flusstypen (nach Leopold & Wolman 1957).

hältnissen und Geschiebemangel der gestreckte Flusstyp vorliegt. Bei niedrigem Gefälle ($< 0,5 \text{ ‰}$) und Dominanz von Feinsand und Schluff kommen Mäanderflüsse oder -abschnitte zur Ausbildung. Unter gleich bleibendem Gefälle bilden sich bei niedrigen Abflüssen eher gewundene / mäandrierende Abschnitte, bei hohen Abflüssen jedoch verzweigte Abschnitte aus. Ändert sich eine der Kenngrößen, kann dies zur Ausbildung eines anderen morphologischen Typs bzw. entsprechender Übergangssituationen führen.

3.5.4 Zur Morphologie von Fließgewässern und deren Umland

Die Morphologie von Fließgewässern kann überaus vielfältig sein. Das Spektrum reicht von mäandrierenden, ruhig fließenden Strömen über stark verzweigte Flüsse bis hin zu kaskadenartig abstürzenden, hohturbulenten Gebirgsbächen. Die unterschiedlichen Erscheinungsformen sind Ausdruck der von den naturräumlichen Merkmalen des Einzugsgebietes und des Klimas abhängigen fluvialen Prozesse sowie der Flussgenese, die von der langfristigen tektonischen und klimatischen Entwicklung bestimmt wird. Die Dynamik des jeweiligen fluvialen Systems kommt in dessen zeitlichen und räumlichen Veränderungen deutlich zum Ausdruck (s. auch Kap. 6, 4-Dimensionalität; Barsch & Mäusbacher 1993).

3.5.4.1 Die Ebene der Einzugsgebiete und Flusssysteme – Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern

Wichtige Faktoren für die Ausbildung von Flusstälern

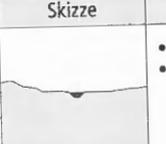
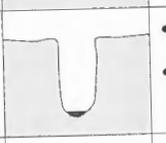
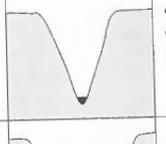
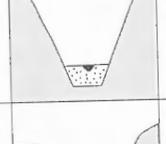
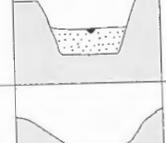
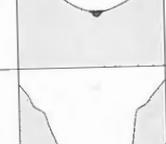
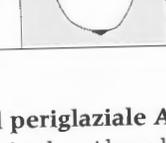
Geomorphologische Prozesse steuern die Entstehung von Einzugsgebieten und Flusstälern und bestimmen die spezifische Ausprägung des jeweiligen Reliefs der Flusslandschaft. Sie wirken auf die abiotischen und damit auch biotischen Verhältnisse von Fließgewässern somit großräumig und langfristig. Wichtige Prozesse bzw. Faktoren sind neben tektonischen Vorgängen vor allem Verwitterung (physikalische und chemische Gesteinsaufbereitung) sowie Abtragung in Form von Erosion (fluviale und glaziale) und flächenhafte Denudation von Hängen (Kern 1994; Mangelsdorf & Scheurmann 1980; Wilhelmy 1990; Ahnert 1996).

Die Verwitterung ist abhängig von Klima, Temperatur sowie Art des Gesteins. Unterschieden werden physikalische und chemische Verwitterung. Erstere bewirkt eine mechanische Lockerung des Gesteins, z. B. durch „Absprengung“ großer Gesteinsblöcke beim Gefrieren von Kluftwasser (und damit einhergehender Volumsausdehnung) oder durch Hitzesprengung. Chemische Verwitterung ist eine Folge der Löslichkeit fast aller Gesteine in Wasser. Die Lösungsfähigkeit ist bei verschiedenen Gesteinen unterschiedlich: Zu chemischer Verwitterung führen auch organische und anorganische Säuren (v. a. Huminsäuren, Kohlen-, Schwefel-, Salpetersäure).

Die weitere Aufbereitung und der Transport der „Verwitterungsprodukte“ geschieht durch Erosion als lineare und Denudation als flächenhafte Abtragung. Erosion erfolgt entweder durch Flüsse (fluvial oder fluvial) oder durch Gletscher (glazial), die Denudation von Hängen / Böschungen durch Wasser, Wind oder durch so genannte „spontane Massenversetzung“ (z. B. durch Schwerkraft, Wilhelmy 1990). Das Ausmaß der Abtragung hängt von der Widerstandsfähigkeit des Gesteinsuntergrundes, Tektonik, Gefälle, Klima (v. a. bezüglich Abflussmengen) sowie Art und Dichte der Vegetationsdecke ab (Wilhelmy 1990). Dieses Faktorengefüge bewirkt die Ausbildung unterschiedlicher Talformen. Klammtäler, Cañons oder Kerbtäler entstehen beispielsweise, wenn ausschließlich oder nahezu ausschließlich Erosion stattfindet. Sobald auch Hangabtragung auftritt, bildet sich ein Talboden aus (z. B. in Form eines Sohlentales). Der Talquerschnitt hat wesentlichen Einfluss auf die Morphologie von Fließgewässern, da er die „Bewegungsfreiheit“ vorgibt. Bei Klammtälern entspricht der Flussquerschnitt im Wesentlichen dem Talquerschnitt. Breite Täler bieten hingegen hohe Freiheit für dynamische Entwicklung. In Tab. 3.7 sind verschiedene Talformen und wesentliche geologische bzw. naturräumliche Randbedingungen angeführt.

Aus ökologischer Sicht sind Verwitterung und in weiterer Folge Abtragungsvorgänge insofern von großer Bedeutung, als sie neben dem Wasserchemismus den Feststoffhaushalt und damit indirekt die Habitatmerkmale eines Gewässers wesentlich mitprägen (vgl. dazu Kap. 3.5.4.3).

Tab. 3.7 Talformen (basierend auf Wilhelmy 1990 und Mangelsdorf & Scheurmann 1980).

Talform	Skizze	Beschreibung
Talebene		<ul style="list-style-type: none"> Keine eigentliche Talform. Gerinne verläuft in eigenem Alluvium.
Klamm		<ul style="list-style-type: none"> Querschnitt durch senkrechte Hänge und Gewässersohle gebildet. Fließgewässer nimmt die volle Breite der "Talsohle" ein.
Kerbtal		<ul style="list-style-type: none"> Erosionstal mit V-förmigem Querschnitt. Kein echter Talboden bzw. nur bereichsweise und schmal. Reine Erosionsform des Wassers; "Kombinationsform" möglich; z. B. Kerbtal in Trogtal eingeschnitten.
Sohlenkerbtal		<ul style="list-style-type: none"> Talhänge zeigen deutlich Kerbtalmerkmale. Talboden vorhanden (Aufschüttungen des Hauptflusses oder der Seitenzubringer; Alluvium oder Gletschermaterial).
Sohlental		<ul style="list-style-type: none"> Talsohle deutlich gegen den Talhang abgesetzt. Geringere Neigung der Talhänge und breiterer Talboden im Vergleich zum Sohlenkerbtal. Aus einer anderen Talform durch Seitenerosion oder Aufschüttung hervorgegangen.
Muldental		<ul style="list-style-type: none"> Flache Talhänge gehen allmählich in den Talboden über. Anlage in weichem Gestein; flächige Abspülung spielt eine wichtige Rolle. Häufig asymmetrisches Talprofil. Nicht unbedingt große Alluvium vorhanden.
Trogtal		<ul style="list-style-type: none"> Annähernd U-förmiger Querschnitt (diese Profilform bleibt ausschließlich in festem Gestein erhalten). Weich gerundeter Übergang zwischen Talsohle und Talwänden; über der Trogtalschulter Versteilung der Hänge. Reine Erosionsform des Gletschers.

Glaziale und periglaziale Ausformung von Flusstälern

Die Flusstäler in den Alpen bzw. in den angrenzenden Bereichen wurden wesentlich während der letzten Eiszeiten geprägt und sind daher häufig pleistozänen Ursprungs (Mangelsdorf & Scheurmann 1980). Tektonik, Verwitterung und Abtragung als wesentliche Faktoren dieser Entwicklung wurden bereits oben beschrieben. Die pleistozäne Überformung resultierte bei vielen Flusstälern in der Ausbildung von Terrassensystemen. Während der Kaltzeiten wurden durch Frostverwitterung große Schottermengen produziert, schließlich hangabwärts verfrachtet und abgelagert. Während der Warmzeiten entstand weniger Schotter. Die Flüsse schnitten sich in die vorhandenen Ablagerungen ein und trugen die

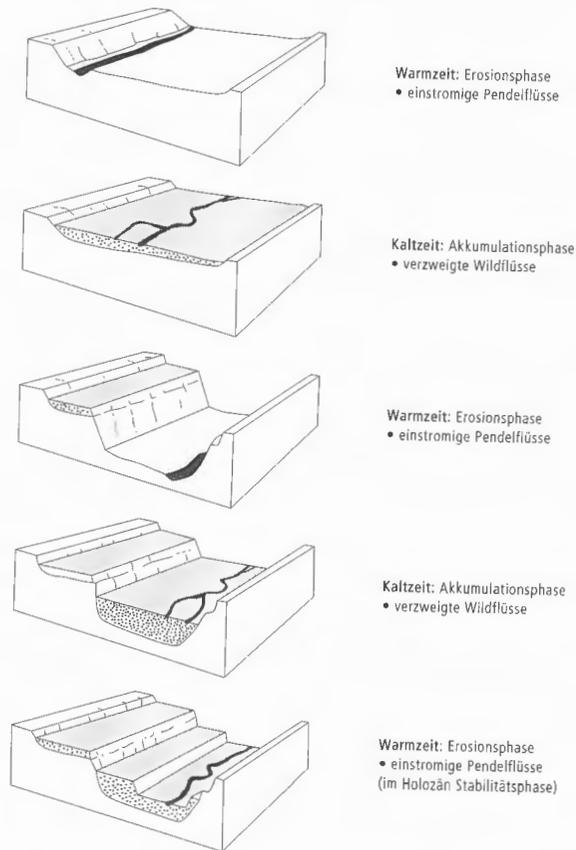


Abb. 3.25 Ausbildung periglazialer Terrassen: während der Kaltzeiten lagern sich große Geschiebemengen ab – während der Warmzeiten ist der Geschiebeeintrag gering und der Fluss schneidet in die während der Kaltzeit aufgeschüttete Terrasse ein (verändert nach Kern 1994).

se zum Teil wieder ab (Kern 1994). Die Abtragung fand jedoch nicht über die gesamte Talbreite statt, sodass sich Terrassen bildeten. Durch den Wechsel zwischen Kalt- und Warmzeiten entstanden mehrere Niveaus. Im Zuge der Terrassenausbildung kam es zu einer Reliefumkehr. Daher liegen heute die ältesten Terrassen am höchsten und die jüngsten am tiefsten (die jüngere Eiszeit hat sich in die jeweils ältere eingeschnitten; Abb. 3.25). Auch für die spät- und postglaziale Zeit gilt dieses Prinzip (Mangelsdorf & Scheurmann 1980). An manchen Flüssen lassen sich holozäne, das heißt in der jüngsten Erdgeschichte entstandene, Terrassen abgrenzen, die ebenfalls auf Klimaschwankungen zurückzuführen sind. Diese sind jedoch häufig nur schwach ausgebildet und am Geländere relief nur schwach oder nicht erkennbar (Kern 1994).

Die Entwicklungsgeschichte von Donau und Rhein als Beispiel für die Entstehung von Einzugsgebieten und Flusstälern

Die Entwicklung der Einzugsgebiete von Donau und Rhein reicht bis ins Miozän (24 bis 5 Mio. Jahre) zurück und ist durch die enge Vernetzung der beiden Abflussgebiete bzw. durch deren „Kampf“ um das Einzugsgebiet geprägt (vgl. dazu Blühberger 1996; Hantke 1992).

Vor 17 Mio. Jahren entwässerten „Ur-Läufe“ von Main, Rhein und Rhone über das Rhonetal gemeinsam Richtung Westen ins Mittelmeer, während die Ur-donau nur einen sehr kurzen Verlauf hatte. Die „Wasserscheide“ lag damals im Bereich von Amstetten bzw. St. Pölten in Niederösterreich. Ein Großteil des heutigen oberen Donaueinzugssystems entwässerte somit Richtung Westen. Ein erster Impuls für die Verlagerung der Fließrichtung ist auf die Faltung der Molasse im Westen vor ca. 11 Mio. Jahren zurückzuführen, wodurch Ur-Aare, Ur-Rhone und Alpenrhein vom Mittelmeer abgetrennt wurden. Für die Ausdehnung des Donaueinzugsgebietes in westlicher Richtung war jedoch vor allem die Absenkung der Schwelle bei Amstetten verantwortlich. So kamen der Reihe nach Ybbs, Traun und Enns, schließlich auch Inn / Salzach, Naab oder Regen zum Einzugsgebiet der Donau. Vor 4 Mio. Jahren waren auch Alpenrhein und Aare Bestandteil des Donaueinzugsgebietes, das damals seine größte Ausdehnung erreichte. Die aktuellen Einzugsgebiete entstanden schließlich durch die Erweiterung des Rheingrabens, wodurch die Donau-Zuflüsse westlich des Bodensees abgetrennt wurden, sowie durch die Eintiefung des Rheins nördlich von Basel, als dessen Folge die württembergischen Zubringer zum Rhein entwässerten (Abb. 3.26).

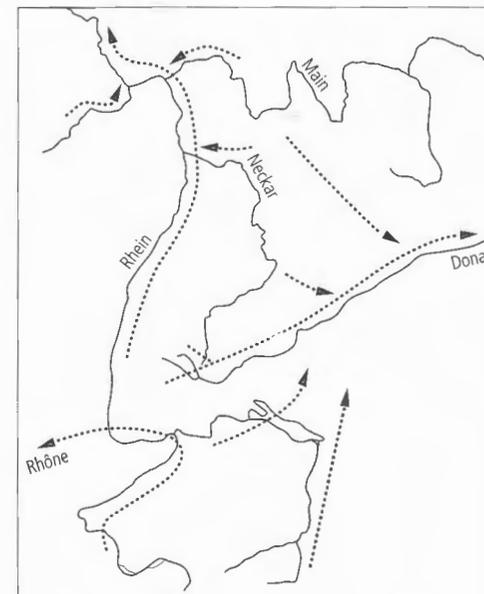


Abb. 3.26 Entwicklungsgeschichte der Flusssysteme von Donau und Rhein. Zustand vor ca. 4 Mio. Jahren, als Alpenrhein, Main und Neckar in die Donau entwässerten (nach Kinzelbach 1990).

Die ehemalige Verbindung zwischen Donau und Rhein sowie Rhone ist für die zoogeographische Verbreitung mehrerer Tierarten verantwortlich (Kinzelbach 1990; Thienemann 1950). Kinzelbach (1990) führt z.B. Wels und Strömer als Fischarten des Donausystems an, die in zwei Schüben während des Pliozäns bzw. Altpleistozäns in den Hochrhein einwanderten. Auch einige Unio-Arten unter den Muscheln, die subrezent in Jagst, Kocher und Tauber gefunden wurden, gehören zu den Donau-Arten. Aus dem Westen kamen „perimediterrane“ Arten über die frühere Doubs / Rhone-Ill (linksufriger Rheinzubringer) und Hochrhein-Verbindung in den heutigen Rhein.

Die Entwicklungsgeschichte des Rheins ist auch für das Vorkommen „kontinentaler“ Arten in England verantwortlich. Durch die Absenkung des Nordseespiegels während der letzten Eiszeit mündete der Rhein zwischen der Doggerbank und Mittelengland in die Nordsee. Er nahm in seinem damaligen Unterlauf u. a. die Themse auf. Auf diese Verbindung des Rheins ist schließlich die rezente Verbreitung der Äsche in England zurückzuführen (Thienemann 1950; Guthruf 1996).

Die postglaziale Entwicklung eines alpinen Alluvialflusses am Beispiel des Alpenrheins

Die endgültige Ausgestaltung des Alpenrheins in seiner aktuellen Form reicht ca. 14.000 Jahre zurück, als mit dem Ende der Würmeiszeit der Rheingletscher zu schmelzen begann. Im Verlauf von ca. 3000 Jahren zog sich der Gletscher aus der Gegend von Montlingen / Koblach bis in die inneren Alpentäler zurück (Keller 1990). Es entstand der Rheintalsee, der zum Zeitpunkt seiner größten Ausdehnung bis in die Gegend von Bad Ragaz reichte (vgl. Abb. 3.27). Der anwachsende Illschwemmkegel trennte den See in zwei Teile, den Bodensee und den Rheintalsee. Das Niveau des Rheintalsees lag bei ca. 420 m ü.M., jenes des Bodensees bei ca. 400 m ü.M. Datierungen ergaben, dass der Bodensee vor ca. 10.000 Jahren noch bis in den Bereich von Montlingen reichte. Das Delta wurde jedoch durch den Geschiebeeintrag von Ill und Frutz immer weiter nach Norden verschoben (Keller 1990).

Der Rheintalsee wurde durch Seensedimente und Geschiebe des Rheins verfüllt. Der zeitliche Verlauf dieses Prozesses lässt sich durch Tiefenbohrungen grob verfolgen. Südlich von Bad Ragaz wurde in 26 m Tiefe ein Föhrenstück mit einem Alter von ca. 10.800 Jahren gefunden. Bei der Fundstelle reichten grobe Flussablagerungen bereits ca. 60 m über die Seensedimente. Somit war der Rheintalsee bei Bad Ragaz vor ca. 11.000 Jahren bereits aufgefüllt und bis zu 60 m mit Flussablagerungen überdeckt.

Der Zeitpunkt der endgültigen Verfüllung des Rheintalsees wird vor ca. 6.000 bis 8.000 Jahren angenommen. Abb. 3.28 zeigt die Mächtigkeit der See- und Flussablagerungen zwischen Bad Ragaz und Kriessern. Diese rezenten Ablagerungen bilden heute den Untergrund des Rheintals bzw. des Alpenrheins, der durch seine eigene, nacheiszeitlich aufgeschüttete Alluvion fließt.

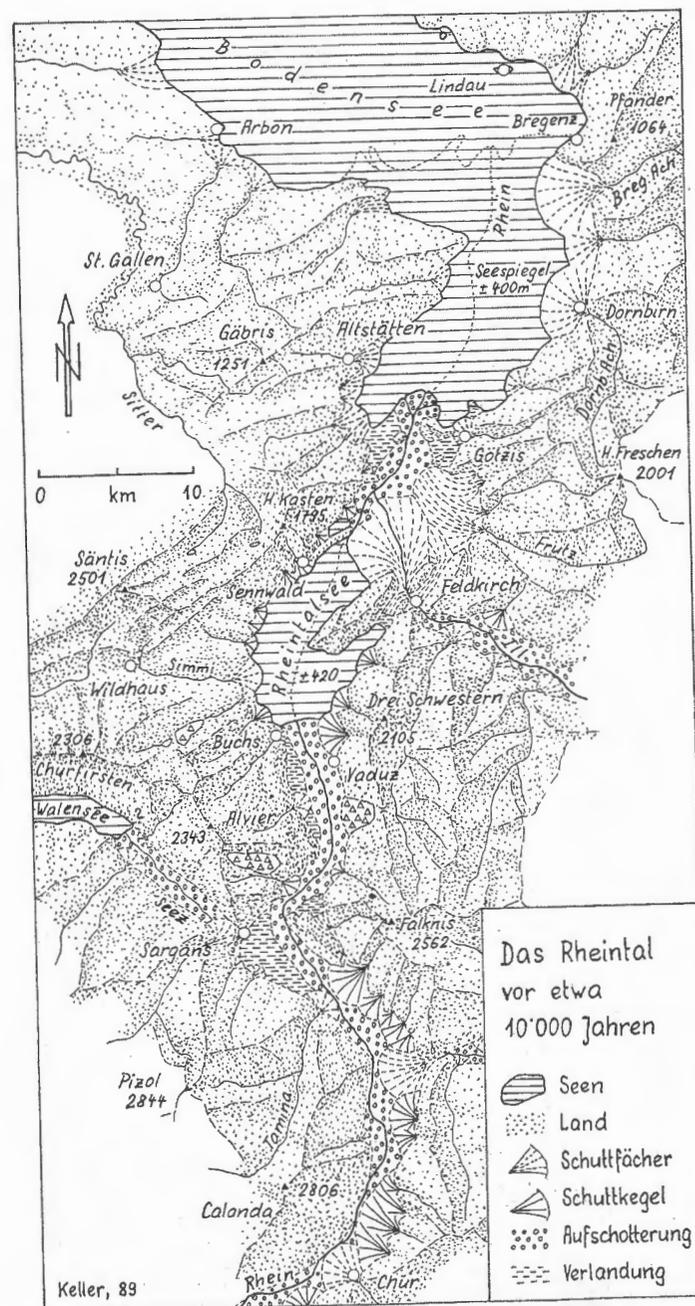


Abb. 3.27 Die Ausdehnung des Rheintalsees nach dem Abschmelzen des Rheingletschers (nach Keller 1990).

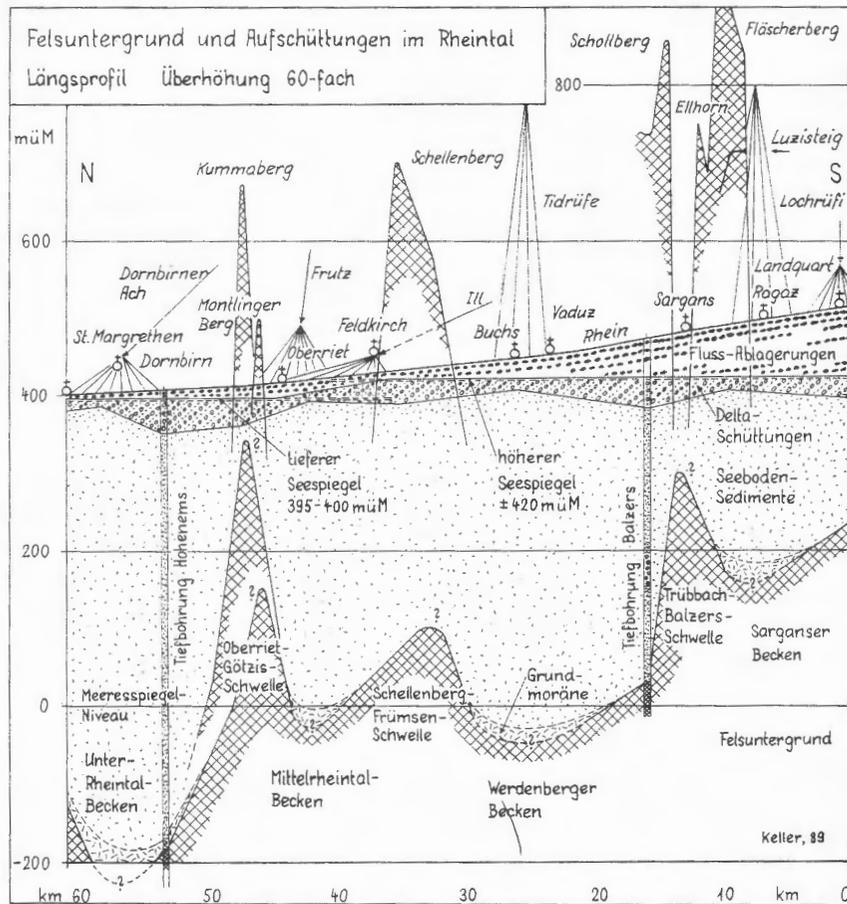


Abb. 3.28 Längsschnitt durch Felsuntergrund und Aufschüttungen im Rheintal zwischen Bad Ragaz und Kriessern. Deutlich sind die mächtigen, feinkörnigen Seeablagerungen erkennbar, weiters der Schwemmkegel von Ill und Frutz, der den Rheintalsee vom Bodensee trennte (verändert nach Keller 1990).

3.5.4.2 Die Ebene der Flussabschnitte – Der morphologische Flusstyp

Flussabschnitte sind durch gleiche naturräumliche Rahmenbedingungen geprägt und jeweils einem bestimmten morphologischen Flusstyp zuordenbar. Mit dem morphologischen Flusstyp wird die Erscheinungsform eines Gewässers im Grundriss, im Längs- und Querprofil sowie hinsichtlich der Umgestaltungsdynamik im Flussbett und im von Überschwemmungen erfassten Umland (potenzielles Auniveau) beschrieben. Darüber hinaus werden auch Abfluss- und Feststoffdynamik, longitudinale und laterale Vernetzung sowie die Gewässerbettmorphologie auf sehr generellem Niveau erfasst. Wie bereits oben dargestellt, wird der Fluss-

typ durch das Zusammenspiel der Komponenten Abfluss, Gefälle und Feststoffhaushalt bestimmt. Im Hinblick auf den Feststoffhaushalt sind vor allem Korngrößen, Geschiebe- und Schwebstofftransport sowie das Verhältnis von Erosion, Transport und Sedimentation relevant (vgl. Kap. 3.5.3).

Die in Tab. 3.8 angeführten Flusstypen sind in ihrer ursprünglichen, anthropogen unveränderten Form charakteristisch für den alpinen Bereich. Gestreckte Flussläufe zählen zu den typischen Flussbettformen der alpin-montanen Regionen und treten häufig in Oberläufen sowie an Seitzubringern der großen Längstäler auf (vgl. Abb. 3.29 a). Verzweigte Flüsse (vgl. Abb. 3.29 b) mit einem

Tab. 3.8 Morphologische Flusstypen (aus Muhar et al. 1998a, basierend auf Mangelsdorf & Scheurmann 1980).

Flusstyp	Skizze	Beschreibung
gestreckt		<ul style="list-style-type: none"> • Gerinne, die über kürzere / längere Strecken nur geringe Flussentwicklung aufweisen. • Gerinneform ist durch hohes Gefälle und Tal-Einengung bedingt. • Häufig scharfe Richtungsänderungen – Knicke im Grundriss. • Stromstrich kann kleinräumig pendeln, wodurch es zu alternierenden Ablagerungen kommt. • Tritt zumeist bei den Talformen Klamm, Kerbtal und Sohlenkerbtal auf.
Furkation		<ul style="list-style-type: none"> • Aufzweigung in zahlreiche Nebenarme und Seitengerinne, bedingt durch hohen Geschiebetrieb in Verbindung mit mittlerem bis hohem Gefälle. • Keine eindeutig festgelegten Ufer. • Häufig wird der gesamte Talboden eingenommen. • Mehrere Unterformen abgrenzbar (z.B. braiding, anastomosing...) • Spezialfall "Umlagerungsstrecke": Strecke eines Geschiebestausees vor einem Hindernis (Geschiebegleichgewicht).
gewunden		<ul style="list-style-type: none"> • Übergangstyp zwischen Furkation und Mäander. • Flusslauf zeigt bereits Mäanderbögen – lokal sind aber immer wieder Flussbetteerweiterungen mit Inselbildungen (Aufzweigungen) vorhanden.
pendelnd		<ul style="list-style-type: none"> • Im Talboden besteht Raum für pendelndes Abweichen des Flusses von der Tallinie unter Ausbildung von prall- und gleitflurähnlichen Situationen. • Richtungsänderungen zumeist durch Talflanken, Schwemmkegel oder Terrassensysteme bedingt. • In der Regel relativ geringer Geschiebetrieb in Kombination mit für Mäanderbildung noch zu hohem Gefälle.
Mäander		<ul style="list-style-type: none"> • Freier Mäander (Flussmäander) – entwickelt sich in eigener Alluvion. • Spezialfall "Dammuferfluss": freier Mäander mit natürlich aufgehöhten Ufern infolge Sedimentation im Hochwasserfall. • Talmäander – durch Tiefenerosion von Mäandern entstanden.

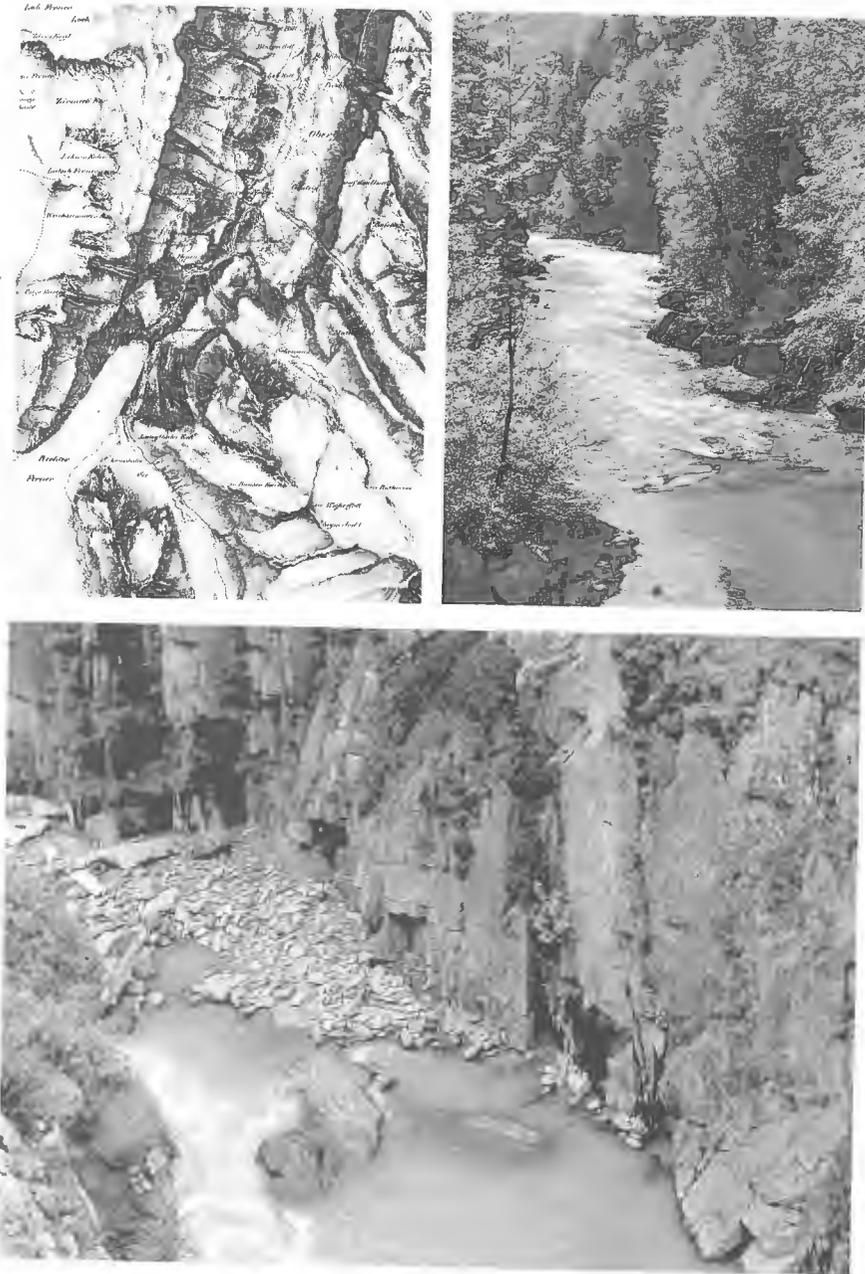


Abb. 3.29 a: Typische Ausformungen gestreckter Fließgewässer. (Franzische Landesaufnahme: Original im Öst. Staatsarchiv, Kriegsarchiv; Fotos Abt. f. Hydrobiologie).



Abb. 3.29 b: Typische Ausformungen verzweigter Fließgewässer. (Franzische Landesaufnahme: Original im Öst. Staatsarchiv, Kriegsarchiv; Fotos Abt. f. Hydrobiologie).



Abb. 3.29 c: Typische Ausformungen mäandrierender Fließgewässer. (Franzische Landesaufnahme: Original im Öst. Staatsarchiv, Kriegsarchiv; Fotos Abt. f. Hydrobiologie).

vielfachen Talweg weisen im oberen Abschnitt meist besonders instabile Umlagerungszonen mit vegetationslosen Sand- und Schotterbänken auf. In den flussabwärts folgenden Abschnitten finden sich zunehmend Schotterinseln, die durch Pionier- und zum Teil ältere Vegetationsbestände stabilisiert sind. Mäanderzonen hingegen haben meist nur einen einzigen Arm, dessen vergleichsweise langsame Seitenentwicklung in der alluvialen Überschwemmungsfläche zu Erosion konkaver Steilufer und Ablagerung konvexer Bänke entlang der Innenufer führt. Die Mäanderentwicklung bis hin zur Abtrennung der Mäanderschleifen bedingt eine breite Palette verschiedener Au- und Altwassertypen (-habitats) in unterschiedlichsten Sukzessionsstadien (Kovacek et al. 1991). Zusammen mit dem reichen Mosaik an Auwaldtypen sind diese die Basis für äußerst artenreiche aquatische, semiaquatische und terrestrische Lebensgemeinschaften (vgl. dazu Kap. 3.5.4.3 sowie Abb. 3.29 c).

Morphologie und abflussdynamische Prozesse eines Fließgewässersystems bestimmen wesentlich das Habitatangebot und die Qualität des Lebensraumes für Gewässerlebewesen sowie für die semiaquatisch / amphibischen Lebensgemeinschaften. Artenzusammensetzung und -diversität, Abundanz, Populationsstruktur etc. hängen ganz wesentlich von diesen beiden Faktoren ab. Die nach wie vor steigenden Zahlen gefährdeter / ausgestorbener Fließgewässer-Arten in den sogenannten „Roten Listen“ stehen weltweit unter anderem mit der schrittweisen Dezimierung charakteristischer Fließgewässer-Habitats in Zusammenhang.

Fluss und Auen – laterale Vernetzung in unterschiedlichen Flusstypen

Die natürliche Ausprägung des Fließgewässerumlandes wird wesentlich durch Topographie und flussmorphologische Prozesse bestimmt. In Kerbtälern haben Fließgewässer ein hohes Gefälle und starke Erosionsdynamik. Die Uferbereiche sind daher stark geneigt, die Auenzonen – wenn überhaupt – schmal und linear ausgebildet. Sobald das Gefälle abnimmt und die Talböden breiter werden, gewinnt die seitliche Verbindung zwischen dem Hauptfluss und den Nebengewässern der Auenzone zunehmend an Bedeutung (vgl. Abb. 3.30). Großflächige Überschwemmungen, zugleich aber auch starke Wechselwirkungen zwischen dem Grundwasser und dem oberirdischen Abflussgeschehen verdeutlichen, dass der Fluss Teil eines vielfältigen, hoch komplexen Gesamtsystems ist.

Das Spektrum an Augewässern ist überaus vielfältig. Es umfasst z.B. periodisch austrocknende Tümpel oder Altarme, die bei Mittelwasser vom Hauptfluss abgetrennt, bei Überschwemmungen jedoch mit diesem in Verbindung sind. Altarme weisen je nach Anbindungshäufigkeit an den Hauptfluss unterschiedliche Verlandungsgrade auf. Augewässer können aber auch permanent durchströmte Gewässer im direkten Einflussbereich des Hauptflusses sein. Das Ausmaß der Dynamik korreliert mit der Größe und Häufigkeit der Hochwasserereignisse (vgl. Gewässerhabitats in der Au, Kap. 3.5.4.3).

Für Augewässer bestehen unterschiedliche Klassifizierungsschemata. Ein international häufig verwendetes Schema ist jenes von Amoros et al. (1987), das die Vernetzung mit dem Hauptfluss und die Genese bzw. das Verlandungsstadi-

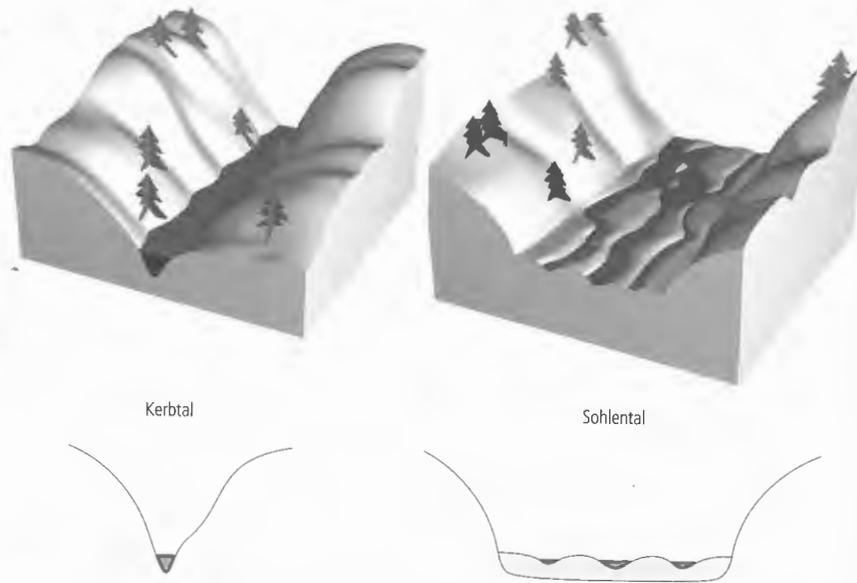


Abb. 3.30 Vergleich der lateralen Ausdehnung der Au in einem Oberlauf innerhalb eines Kerbtals und in einem Abschnitt mit breitem Sohlental.

um als Klassifizierungsmerkmale verwendet. Speziell unterscheidet dieses Klassifizierungssystem (vgl. Abb. 3.31): (1) Hauptfluss und Seitenarme = Eupotamon; (2) Altarme mit Verbindung zum Hauptfluss am unteren Ende = Parapotamon; (3) vom Hauptfluss abgetrennte Flussverzweigungen = Plesiopotamon und (4) Altarme ohne Verbindung zum Hauptfluss = Paläopotamon.

Andere Klassifizierungsschemata, die z.B. neben der Anbindung an den Hauptarm auch die Dauer der Wasserführung oder die Häufigkeit der Überflutungen berücksichtigen, wurden von Mitis (1939) oder Gepp (1985) entwickelt.

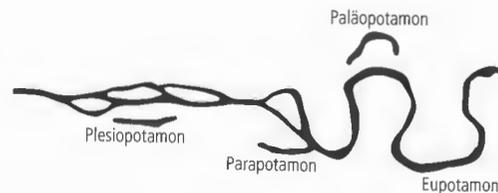


Abb. 3.31 Einteilung eines (Au-)Gewässersystems nach Amoros et al. 1987

Die Bedeutung der Gewässermorphologie für die Fischfauna am Beispiel eines rhithralen Alpenflusses

Zur Bedeutung der natürlichen gewässermorphologischen Verhältnisse für die Fischfauna liegen zahlreiche Untersuchungsergebnisse vor. Beispielfhaft werden im Folgenden die Ergebnisse einer fischökologischen Studie an der Oberen Drau skizziert (vgl. auch Kap. 10). Vor der Regulierung existierte hier ein furkierend-pendelndes bis gewundenes Gewässersystem (vgl. Abb. 3.32) mit einer Vielfalt an Lebensräumen sowohl im Gewässerbett als auch in der Auenzone (geschiebereiche Seitenzubringer, quellgespeiste „Lauenbäche“, Augewässer). Die hohe Habitatvielfalt war Basis für ein breites Fischartenspektrum. Aufgrund starker Aufzweigung mit Ausbildung zahlreicher Inseln und Flussarme v. a. im Bereich von Bach-Mündungen besaß dieses System eine hohe Kapazität an Laicharealen und Jungfischhabitaten für die Äsche, die früher als Leitart des Hyporhithrals neben anderen rheophilen Kieslaichern den Fischbestand vieler alpiner Flüsse Österreichs, der Schweiz und Bayerns dominierte. Großflächige Mündungsbereiche geschiebereicher Seitenzubringer und Lauenbäche ergänzten das Laichplatzangebot z. B. für Bachforelle, Nase, Huchen und Aalrutte. Zeitweise oder permanent an die Drau angeschlossene Flussarme und Altwässer beherbergten zusätzlich indifferente und stagnophile Fischarten, die als Begleitarten des Hyporhithrals / Epipotamals zum hohen Artenreichtum beitrugen (vgl. dazu Kap. 7, sowie Muhar et al. 1998a).

Das Zusammenwirken von furkierenden und gewundenen bis pendelnden Flussabschnitten mit ihren Zubringern und Nebengewässern ergab ein funktionell hochkomplexes Gesamtsystem mit einem breiten Spektrum an Tierarten

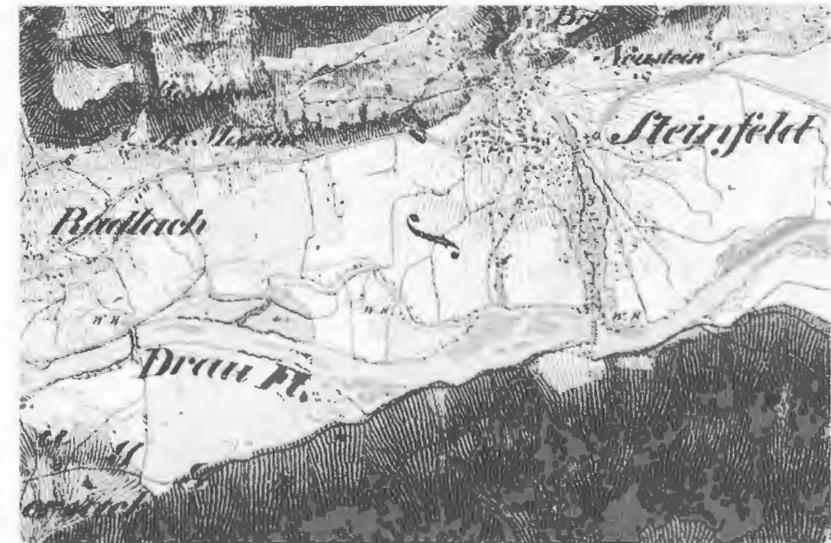


Abb. 3.32 Ehemals furkierender Gewässerabschnitt der Oberen Drau als Beispiel eines typischen Lebensraumes für rhithrale Fischzönosen (Franziseische Landesaufnahme 1820; Original im Öst. Staatsarchiv / Kriegsarchiv).



Abb. 3.33 Das im Zuge der Regulierung zu einem einzigen Flussarm zusammengefasste Gewässerbett der Drau (1997).

und Vegetationsbeständen. Durch die Regulierung und den Schwallenfluss ging die Lebensraumvielfalt weitgehend verloren, sodass heute die spezifischen Lebensraumanforderungen der verschiedenen Fischarten bzw. deren einzelner Alterstadien nur mehr bedingt abgedeckt sind (vgl. Abb. 3.33). Als Folge davon sind Artenspektrum, Bestände sowie relative Bestandsanteile stark verändert.

Die Folgen anthropogener Eingriffe auf der Ebene der Flussabschnitte

Einleitend wurde bereits darauf hingewiesen, dass aufgrund der Beeinflussung von Abfluss, Geschiebehaushalt und Vegetation durch den Menschen zum Teil gravierende Systemänderungen stattfinden. Ein anschauliches Beispiel für die Folgen von Eingriffen in den Geschiebehaushalt ist die Entwicklung des Alpenrheins in den letzten 200 Jahren: Durch verschiedene menschliche Eingriffe, v. a. durch Rodungen im Einzugsgebiet, wurde der Geschiebeeintrag verstärkt und als Folge die Sohle um bis zu 2,5 m aufgehöhht. Diese Entwicklung konnte auch die systematische Regulierung des Alpenrheins nicht stoppen. Schließlich sollten umfangreiche Kiesbaggerungen ab ca. 1950 und die Errichtung von Geschiebesperren in den Zubringern zu einer Stabilisierung führen. Aufgrund der enormen Entnahmen kam es jedoch zu einer Umkehrung der Entwicklung, indem die Rheinsohle in manchen Bereichen um bis zu 5 m eingetieft wurde. Diese Sohleintiefung ist derzeit eines der gravierendsten wasserwirtschaftlichen und ökologischen Probleme am Alpenrhein. Sohleintiefungen aufgrund von Flussregulierungen sind auch von anderen Alpenflüssen bekannt, z. B. von der Salzach

oder von der Drau (Habersack & Nachtnebel 1998; Mangelsdorf et al. 2000). Zur Problematik der generellen Änderung der ursprünglichen Flussläufe durch anthropogene Eingriffe und Nutzungen siehe Kap. 7.

3.5.4.3 Die Ebene der Habitate – Strukturausstattung des Gewässerbettes, der Uferbereiche und der Auenzone

Der morphologische Flusstyp liefert Informationen über die jeweils für diesen Typus charakteristischen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Habitate und Strukturen, die letztlich die unmittelbaren Lebens- bzw. Teillebensräume der Fließwasser-Organismen darstellen. Im Folgenden seien daher typische Habitate von Gewässerbett- und Uferbereichen sowie der Auenzone auf generellem Niveau beschrieben. Je nach Betrachtungsebene ist eine weitere Untergliederung in Meso- und Mikrohabitate angebracht (vgl. Frisell et al. 1986, sowie Kap. 3.5.1). Obgleich derartige Schemata der realen Vielfalt von Habitaten und Gewässerstrukturen nicht gerecht werden, erfolgt in der Praxis zur Erhebung der Lebensraumverhältnisse von Fließgewässern meist die Definition klar abgegrenzter Habitate (vgl. dazu z. B. Bisson et al. 1982; Herger et al. 1996; Muhar et al. 1993; Eberstaller & Haidvogel 1999).

Habitate des Gewässerbettes und der Uferbereiche

Innerhalb des Gewässerbettes („active channel“) liegen sowohl in longitudinaler als auch in lateraler Erstreckung häufig charakteristische Muster und Abfolgen von Habitaten vor. Bei mäandrierenden Flüssen und Bächen spiegeln sich beispielsweise Entstehung und Entwicklung aufeinander folgender Flussbögen in entsprechenden Erosions- und Sedimentationsprozessen wider. Es kommt zur Ausbildung typischer Sequenzen von Kolken (in den Bögen) und Furten (in den Übergangsbereichen zwischen den Bögen) bzw. von abwechselnd steilen Prallufern an den Bogenaußenseiten und Flachwasserzonen im Bereich der Gleitufer (Bogeninnenseiten). Einer traditionellen Bezeichnung seichter Passagen für Fuhrwerke, Vieh etc. folgend, werden diese rasch überflossenen, seichten Bereiche mit grobkörnigen Ablagerungen Furten (engl. riffles) genannt. Abfolgen von Kolken und Furten finden sich auch beim gestreckten Flusstyp, vor allem bei Gewässern niedriger Flussordnungszahl (zum System der Flussordnungszahlen vgl. Kap. 6). Hier herrscht jedoch eine „abgetreppte“ longitudinale Abfolge (das so genannte Step / Pool-System) vor, während beim Mäandertyp sowohl longitudinal als auch lateral Differenzierungen der Breiten-, Tiefen-, Fließgeschwindigkeits- und Substratverhältnisse typisch sind (vgl. Abb. 3.34 und 3.35).

Furkationsabschnitte sind durch zahlreiche Flussarme mit geringer Wassertiefe und rascher bis mittlerer Strömung charakterisiert. Dennoch finden sich im furkierenden, manchmal eng verwobenen „Gewässer-Netz“ durchaus auch Tiefstellen in Form von Rinnen und Kolken, die speziell beim Zusammenfluss mehrerer Gerinne zu einem gekrümmten Hauptarm oder im Bereich großer Totholzakkumulationen entstehen.

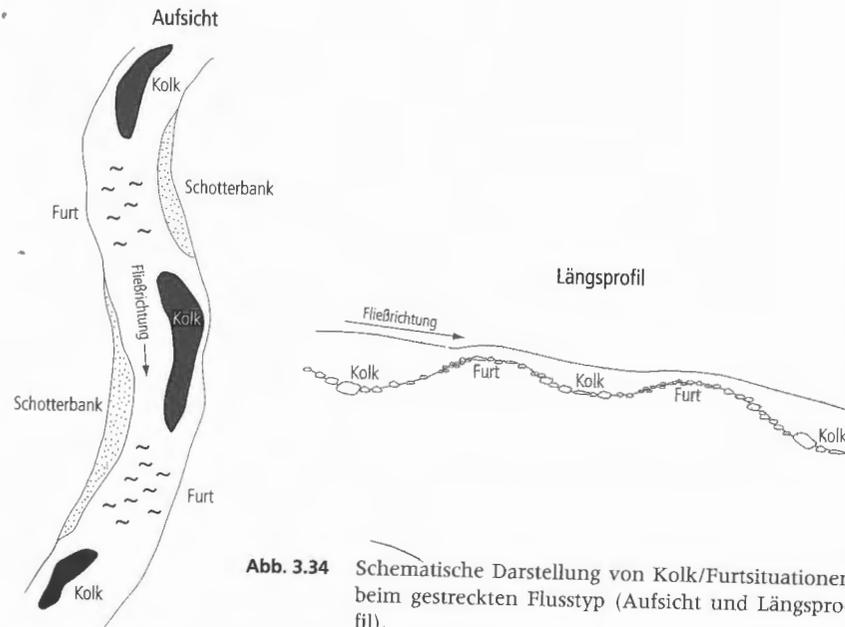


Abb. 3.34 Schematische Darstellung von Kolk/Furtsituationen beim gestreckten Flusstyp (Aufsicht und Längsprofil).

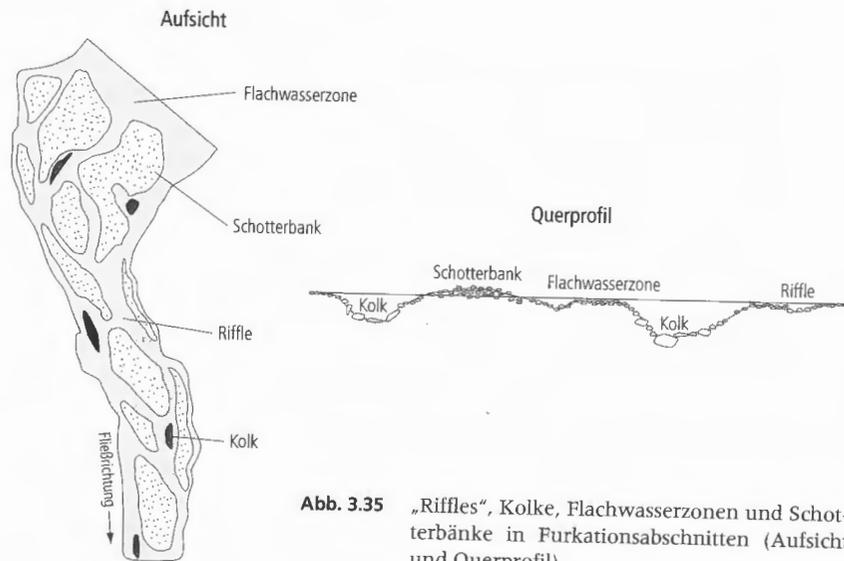


Abb. 3.35 „Riffles“, Kolke, Flachwasserzonen und Schotterbänke in Furkationsabschnitten (Aufsicht und Querprofil).

Die hier beispielhaft angesprochenen Habitate finden sich in der Natur in den vielfältigsten Ausprägungen. Zu charakterisieren sind sie vor allem durch die spezifischen Wassertiefen, Strömungsgeschwindigkeiten und Substrate. Neben diesen morphologischen Teillebensräumen liegen in natürlichen Fließgewässern zahlreiche andere Strukturen („instream structures“) vor, die sowohl morphologisch als auch funktionell große Bedeutung besitzen. Totholz beispielsweise („woody debris“; ins Wasser gestürzte Bäume, Wurzelstöcke etc.) ist nicht nur selbst Struktur und damit Lebensraum, sondern hat stark strömungsdifferenzierende Wirkung. Es verursacht vielfältige Strömungsmuster und führt auf diese Weise zu sehr heterogenen Substratverteilungen (z. B. Feinsedimentablagerungen im Strömungsschatten; vgl. auch Gurnell et al. 2000). Holzstrukturen dienen sowohl als Einstand für Fische als auch als Wohnraum für xylobionte und als Nahrungsbasis für xylophage Benthosorganismen (vgl. dazu Kap. 4.4). Die bevorzugte Nutzung von Holzstrukturen durch Fische ergibt sich u. a. durch die oft reich verzweigten „Hohlraumssysteme“, in denen Strömungsgeschwindigkeit und Lichtintensität verringert sind. Im Falle von Hochwasserereignissen bieten derartige Vegetationsstrukturen bedeutende Refugialräume (vgl. z. B. Angermeier & Karr 1984; Jungwirth et al. 1991a).

Uferzonen sind als Land- / Wasser-Übergang sowohl für den terrestrischen als auch für den aquatischen Lebensraum von besonderer Bedeutung und in der Natur kaum exakt von der Wasserzone abzugrenzen. Im Hochwasserfall übernehmen Uferstrukturen die Funktion von „instream structures“ und stellen somit wichtige Refugialhabitate dar. Ufer weisen grundsätzlich sehr vielfältige Strukturen auf, die im Wesentlichen durch den jeweiligen morphologischen Flusstyp (Prall- und Gleitufer beim Mäandertyp, Umlagerungsstrecken mit ausgedehnten flachen Sedimentbänken beim Furkationstyp etc.), Substratverhältnisse und Vegetation geprägt werden. Vor allem kleine Bäche sind hinsichtlich ihrer Strukturvielfalt maßgeblich von Art und Ausbildung der Ufer gekennzeichnet. Die Land- / Wasserverzahnung erstreckt sich hier häufig über den gesamten Bachquerschnitt, wobei die Ufervegetation das gesamte Gewässer prägt. Übertagende Äste, unterspülte Bäume und Ufer, Wurzelbänke, Eintrag und Ablagerung von Holz und Laub etc. bieten entsprechende Voraussetzungen für die Entwicklung vielfältiger Strukturen bzw. Lebensräume.

Besonders wichtige Uferhabitate sind Gehölzstrukturen, deren eminente Bedeutung für Fischzönosen in den letzten Jahren anhand von Untersuchungen in unterschiedlichen Flüssen belegt wurde. In insgesamt 13 Flussabschnitten der Ural, einem rechtsufrigen Donauzubringer in Niederösterreich, wurden die Fischdichten in verschiedenen Uferstrukturtypen (Blockwurf, glatter Anbruch, Holzstrukturen etc.) untersucht (Muhar et al. 1996a). Abb. 3.36 zeigt, dass Gehölzstrukturen, v. a. ins Wasser gestürzte Bäume, eine Vervielfachung der „Uferlinie“ und damit auch ein erhöhtes Angebot an Einständen bewirken. Die in der Abbildung weit auseinander liegenden Minimal-/Maximal-Werte der Wasseranschlagslinie bei Holzstrukturen erklären sich durch die sehr unterschiedlichen Ausformungen von Holzstrukturen. Maximale Werte erreichen z. B. ins Wasser

gestürzte Baumkronen. Die bevorzugte Nutzung derartiger Habitate durch die Fischfauna belegt Abb. 3.37. So ist die Gesamtdichte von mehr als 50.000 Individuen / ha in Holzstrukturen sehr markant und stellt sogar ein Vielfaches der Fischdichte in Vegetationsstrukturen aus krautigen Pflanzen, Wurzelbärten etc. dar.

Im Unterlauf der Thaya, die zu den wenigen Metapotamalflüssen Österreichs zählt, wurde die Bedeutung von Holzstrukturen für die Fischfauna untersucht. Der Vergleich von Blockwurf- (Durchstichstrecken) und unbewachsenen Anbruchufern (Naturstrecken) zeigt stark unterschiedliche Individuendichten und Biomassen (s. Abb. 3.38). Der stark gefährdete Wels bildet in der Thaya aufgrund von naturnahen Strecken mit Totholz noch ausgewogene Populationen mit eigenständiger Reproduktion aus (Abb. 3.39).

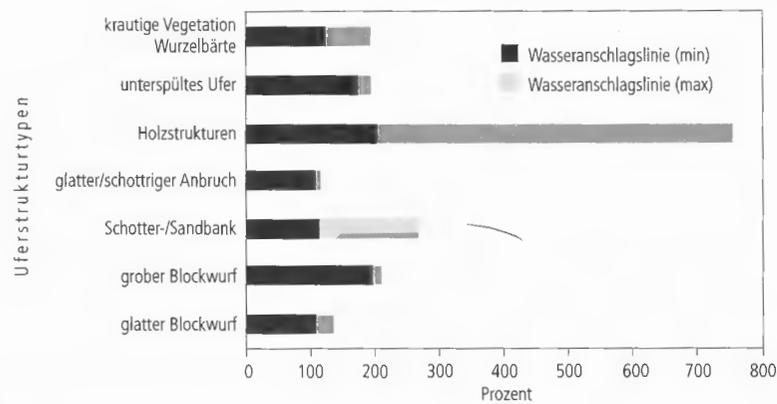


Abb. 3.36 Minimale und maximale Länge der Wasseranschlagslinie bei unterschiedlichen Uferstrukturtypen der Uri/NÖ jeweils bezogen auf eine Standarddistanz der Uferlänge von 5 m.



Abb. 3.37 Individuendichten der Fischfauna (Gesamtfischbestand) in unterschiedlichen Uferstrukturtypen der Uri/NÖ.

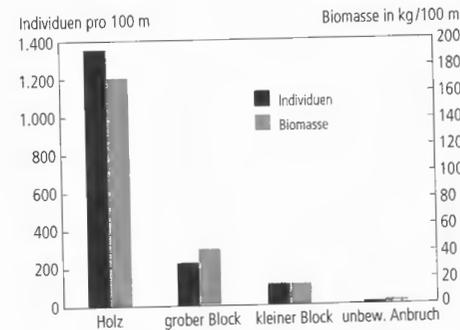


Abb. 3.38 Individuendichte und Biomasse des Fischbestandes in unterschiedlichen Ufertypen des Thayaunterlaufes (vgl. Zauner & Jungwirth 1993).

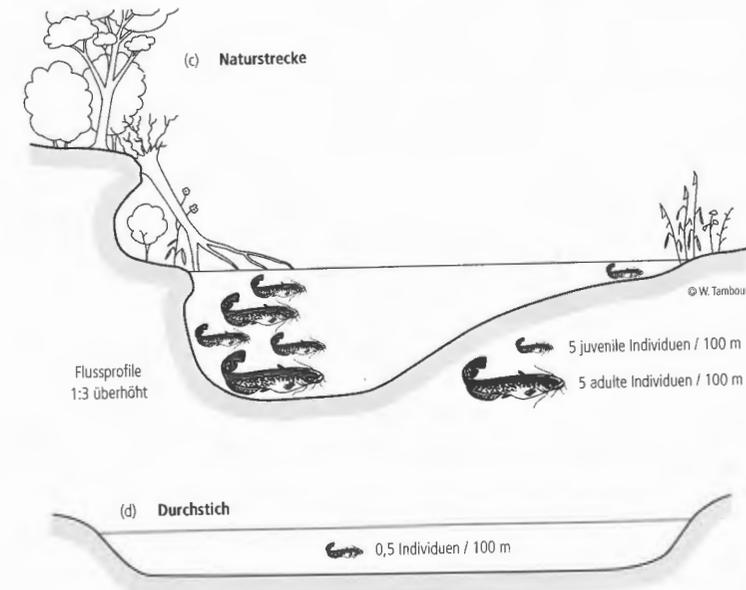
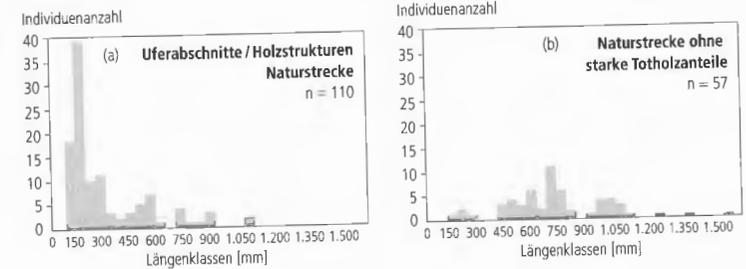


Abb. 3.39 Populationsaufbau des Welses in ausschließlich von Totholz geprägten Uferabschnitten (a) im Vergleich zu Naturabschnitten ohne starke Totholzanteile (b), sowie Bestandsdichten des Welses pro 100 m Flusslänge in Naturabschnitten (c) im Vergleich zu monotonen Durchstichen (d) an der Unteren Thaya (1 Welsymbol entspricht 5 Individuen der jeweiligen Alterskategorie pro 100 m Flusslauf; vgl. Text).

Nachfolgend sind die wesentlichsten Habitatausprägungen innerhalb des aktiven Gerinnes (Gewässerbett und Ufer) kurz charakterisiert:



Hauptarm

Bei verzweigten oder gewundenen Fließgewässern wird damit jener Flussarm bezeichnet, in dem der Großteil des Wassers abfließt und der dadurch in seiner Dimension deutlich größer ist als Seitenarme. Bei extremer Niederwasserführung ist fallweise nur der Hauptarm dotiert; er stellt damit einen wichtigen Rückzugsraum speziell für die Fischfauna dar.

Beim gestreckten und mäandrierenden Flusstyp, der ein kompaktes Gewässerbett aufweist, ist der Hauptarm identisch mit dem einzigen Flussarm.



Seitenarme (Flussarme)

Parallel zum Hauptflussarm fließende kleinere Arme, die bei Niederwasser- / Mittelwasserführung dotiert werden. Nicht permanent dotierte Seitenarme sind Rinnen oder Mulden im Hauptabflussbereich, die nur bei höherem Mittelwasser oder Hochwasser durchflossen werden und bei Nieder- / Mittelwasserführung oftmals zu Tümpelketten zerfallen.

In Haupt- und Seiten- / Flussarmen liegen folgende Teilhabitate vor:

Kolke sind lokale Tiefstellen im Gewässer, die sich zumeist im Außenufer von Flusskrümmungen bzw. im Einflussbereich von Strömungshindernissen bilden und durch vergleichsweise geringere Fließgeschwindigkeiten oder durch Kehrströmungen gekennzeichnet



net sind. Für räuberische Fischarten bilden sie beispielsweise wichtige Deckungsbereiche; während Niederwasserperioden sind sie Rückzugsareal für Adultfische.

Rinner kennzeichnen langgezogene, tiefere Gewässerbereiche, die sich im Hauptgerinne oder in großen Flussarmen ausbilden. Im Querprofil betrachtet, weisen diese Teillebensräume einen hohen Gradienten an Strömungsgeschwindigkeiten auf. Vom rasch durchflossenen Stromstrich im Außenbogen nimmt die Strömungsgeschwindigkeit zum Innenufer hin ab. Dadurch fungiert dieser Habitattyp sowohl als Einstandsbereich für adulte Fische als auch als Aufenthaltsort für Brut und Jungfische.



Flachwasserzonen mit höherer Fließgeschwindigkeit (Furten; „riffles“) entstehen speziell in Zonen mit erhöhtem Gefälle und erstrecken sich oftmals über das gesamte benetzte Querprofil eines Flussarmes. Typischerweise sind in Aufzweigungsbereichen Furten großflächig ausgebildet und bieten dadurch quantitativ bedeutende Laichareale für kieslaichende Fischarten wie beispielsweise die Leitart Äsche.

Flachwasserbereiche mit geringer Strömung bilden sich entlang von Sedimentbänken, in Buchten oder im Strömungsschatten von Gewässerstrukturen (Vegetation, Gehölz, Blöcke etc.) aus. Kennzeichnend sind geringe Wassertiefen, geringe bis sehr geringe Fließgeschwindigkeiten und der Wechsel zwischen Wasserbedeckung und Trockenfallen entsprechend den jahreszeitlichen Abflussverhältnissen. Diese Zonen werden bevorzugt von Fischbrut und Jungfischen aufgesucht.



Vegetationslose bis vegetationsarme Sedimentbänke / -inseln liegen in der Wasserwechselzone und bieten nur zu Nieder- bis Mittelwasserzeiten kurzfristig terrestrischen Zönosen Lebensraum. Gestatten die Abflussverhältnisse das Keimen von Pflanzen, so handelt es sich primär um (einjährige) Pionierarten, die sich unter den extremen Standortverhältnissen entwickeln können. Diese „offenen“ Schotter- und Kiesflächen sind typische Bruthabitate beispielsweise für schotterbrütende Vogelarten.



Bewachsene Sedimentbänke / -inseln. Niveaumäßig deutlich über dem jährlichen Mittelwasser situierte Sedimentbänke zeigen häufig bereits Bodenbildung und Gehölzbestände. Sie unterliegen, im Gegensatz zu oben beschriebener Situation, nur mehr eingeschränkt morphodynamischen Prozessen. Dadurch ist z. B. die Entwicklung von Weidengebüsch und nachfolgenden Sukzessionsstadien möglich.



Abbruchufer kennzeichnen dynamische Hang- und Uferbereiche und sind Ergebnis lateraler Erosionsvorgänge. Durch Abbrüche kommt es vermehrt zum Eintrag von Substrat und Ufervegetation, die im aquatischen Bereich strukturell wirksam werden. *Unterspülte Ufer* stellen besonders bei reichlicher Durchwurzelung aufgrund der Überdeckung (Beschattung) und strömungsdifferenzierender Wirkung ideale Einstände für viele Libellenlarven und Fischarten und / oder -stadien dar.



Vegetationsfreie Uferanrisse bieten Höhlenbrütern wie z. B. Uferschwalben und Eisvögeln Nistmöglichkeiten. Strukturlose Uferanrisse, die untypisch hohen Stoffeintrag bedingen, finden sich häufig entlang von Fließgewässern in landwirtschaftlich intensiv genutztem Umland.



Neben den genannten Habitattypen bilden die verschiedenen Formen von *Vegetationsstrukturen* (Makrophyten, Röhrichtsäule, Hochstaudenfluren, Ufergehölze) wichtige Habitate bzw. Habitatelemente, die zwar überwiegend der Uferzone angehören, aber auch im unmittelbaren Gewässerraum wirksam werden (Muhar et al. 2000a). Neben der Funktion als Nahrungsquelle (Eintrag von organischem Material, Lebens- und Nahrungsraum für Insekten) und Habitatstruktur (Ein-

stands-, Deckungs- und Nistrefugium) hat die Vegetation auch selbst Einfluss auf diverse Habitateigenschaften: Beschattung und Temperatursausgleich, strömungs- und substratdifferenzierende Wirkung etc.

Speziell das *Totholz* – als Sammelbegriff für Zweige, Äste und Stämme, die im Fließgewässer mittransportiert bzw. wieder abgelagert werden – besitzt wichtige Funktionen für das Fließgewässer-Ökosystem. Im Bereich von Holzansammlungen gelangt beispielsweise organisches Material (Blätter, Nadeln etc.) zur Ablagerung und steht über einen gewissen Zeitraum als Nahrungsquelle für xylophage Organismen zur Verfügung (Bilby 1981; Bilby & Ward 1989).



Als Strömungshindernis führt Totholz zur Ausbildung von Überfällen, Kolken, Rückstaubereichen etc., erhöht die Verzweigungsneigung des Gerinnes (Inselbildung) und bedingt insgesamt eine Steigerung der strukturellen Vielfalt.

Durch Totholz gebildete Strukturen werden von zahlreichen Benthos- und Fischarten besiedelt (Tschaplinski & Hartmann 1983; Hering et al. 2000 a und b; Mutz et al. 2000). Ständige Zerstörung von



bestehenden, bei gleichzeitiger Entstehung neuer „woody debris“ ist wesentliches Merkmal dynamischer Fließgewässer. Totholz kann sich über die gesamte Flussbreite ablagern und stellt daher besonders in größeren Flüssen, wo Uferstrukturen flächenmäßig an Bedeutung verlieren, eines der wesentlichsten Strukturelemente dar.

Habitate in der Auenzone

Die natürliche Ausformung des Auenniveaus – definiert als flussgeprägtes Umland / Alluvion – hängt neben der Größe des Fließgewässers von den geomorphologischen, abflussdynamischen und Geschiebeverhältnissen ab.

Je nach morphologischem Flusstyp ist die Ausbildung der Auenzone unterschiedlich. Auf einen schmalen Talbereich beschränkt bzw. gänzlich unterbunden ist diese bei gestrecktem Verlauf in engen Kerbtälern oder Schluchten. Hingegen finden bzw. fanden sich in den großen Furkationszonen alpiner Täler zum Teil ausgedehnte und relativ dynamische Auen als charakteristische Elemente der Flusslandschaft. In solchen Systemen treten Überflutungen allerdings nur in größeren Zeitintervallen und mit eher kurzer Dauer auf. Charakteristische Gewässerelemente im Auenniveau sind periodisch bis episodisch durchflossene Altarme, aber auch Auweiher oder -tümpel, deren flächenmäßiger Anteil jedoch sehr gering ist.

Bei mäandrierenden Tieflandflüssen schließlich ist das Auenniveau oft großräumig ausgebildet und durch vergleichsweise stabile Verhältnisse geprägt. Hochanstehendes Grundwasser über längere Perioden charakterisiert die hydrologischen Bedingungen v. a. der flussnahen Auenstandorte. Dadurch entwickeln sich neben ausgedehnten Auwaldbeständen versumpfte Bereiche, die teils baumfrei, teils durch Bruchwaldbestände gekennzeichnet sind. Das gesamte Auenniveau umfassende Überschwemmungen treten zwar nur in vieljährigen Intervallen auf. Typisch sind jedoch jährlich wiederkehrende großflächige Überschwemmungen des tiefliegenden Auenniveaus, die v. a. zur Zeit der Schneeschmelze länger andauern. Ausgedehnte Retentionsräume mindern die Erosionswirkung der Hochwässer, entschärfen die Hochwasserspitzen und tragen zur Grundwasseranreicherung bei.

Die primär durch episodische Ereignisse bedingten Mäandersprünge und Laufverlegungen leiten die Entstehung von Altwässern ein. Diese sind entweder einseitig an das Hauptgerinne angebunden oder zur Gänze vom Hauptsystem isoliert und nur über das Grundwasser gespeist. Langfristig unterliegen sie einerseits durch biogenes Material andererseits durch Eintrag von Feinmaterial bei Hochwasserereignissen der Verlandung.

Die Analyse der Donau östlich von Wien (Schiemer & Waidbacher 1992), eines Flusssystemes mit großer lateraler Ausdehnung, zeigt beispielhaft die zeitliche und räumliche Vielfalt an unterschiedlichen Gewässertypen. Neben dem vielfältig strukturierten Hauptstrom mit Schotterbänken, Buchten, Inseln etc. liegen permanent durchflossene Nebenarme, zeitweise abgetrennte Altarme und stagnierende Augewässer sowie große Inundationsflächen mit temporär wasserführenden Muldensystemen und Autümpeln vor, die alle Augewässertypen

sensu Amorós et al. 1987 (siehe weiter oben) umfassen. Diese Gewässervielfalt bietet zahlreichen Fischgilden bzw. -arten mit unterschiedlichsten ökologischen Ansprüchen adäquate Lebensbedingungen (vgl. Kap. 5). In der gesamten Donau kommen neben rheophilen Flussfischen viele limno-phytophile und eurytope Arten vor. Insgesamt umfasst das Fischartenspektrum der österreichischen Donau mehr als 60 Spezies (Jungwirth 1984a; Schiemer & Waidbacher 1992). Diese leben nur zu einem geringen Teil ausschließlich im Hauptstrom. Zahlreiche Arten sind vielmehr zumindest phasenweise an die unterschiedlichen Habitate des Nebengewässersystems gebunden. Die funktionelle Bedeutung offener Altarmsysteme bzw. deren Vernetzung mit dem Fluss und den angrenzenden Inundationsflächen für die Fischfauna belegt Schiemer (1988) am Beispiel der Donauauen: Rheophile Arten wie die Zope sind zwar für die Reproduktion an den Fluss gebunden, für ihre Ernährung liegen aber günstigere Bedingungen in Altarmen vor. Viele andere Arten suchen offene Altarme als Winter- und Hochwassereinstand auf. Bei zahlreichen Krautlaichern (Hecht, Karpfen etc.) leben die Adulten bei Niedrig- und / oder Mittelwasserführung im Fluss oder in Seitenarmen mit offener Verbindung. Bei steigendem Wasserspiegel im Frühjahr wandern sie zum Laichen in überstaute Graben- und Muldensysteme bzw. in unter Wasser stehende Auwiesen, wo sie ideale Laichsubstrate und Bruthabitate vorfinden. Bereits kurz nach Überflutung treten hier hohe Dichten an Zoobenthos und vor allem Zooplankton in charakteristischen Sukzessionen auf, die für die Brut- und Jungfische der meistens stagnophilen und indifferenten Fischarten optimale Ernährungsbedingungen bedeuten. Mit zurückgehendem Wasserstand in den Sommermonaten ziehen sich die Fische in flussnahe Habitate zurück, bzw. konzentrieren sich bei Niedrigwasserführung im Herbst / Winter in tieferen Bereichen offener Altarme oder des Stromes.

In abgetrennten Armen überwiegen stagnophile und je nach Häufigkeit der Einstauung (vielfach nur bei Hochwasserereignissen mehrjähriger Auftretswahrscheinlichkeit) indifferente Arten. Abtauchen und Brutaufkommen finden dabei in den flächig stark erweiterten Seichtwasserbereichen statt, die sich in niederschlagsarmen Jahren ohne größere Hochwässer ausschließlich aus dem steigenden Grundwasserspiegel im Frühjahr ergeben. Nur episodisch wassergefüllte Mulden- und Grabensysteme sowie Tümpel sind vielfach lediglich von Spezialisten besiedelt. Diese tolerieren extreme Temperatur- und Sauerstoffschwankungen, verdanken ihre Bestandsbildung und Dominanz überwiegend aber auch fehlender Konkurrenz durch andere Arten (z. B. Schlammpeitzger).

Die vielfältigen Interaktionen und lateralen Austauschprozesse in Gewässersystemen sind vor allem in den Konzepten von Amorós & Roux (1988), Junk et al. (1989) sowie Ward & Stanford (1995a) dargestellt (vgl. Kap. 6).

Nachfolgend seien typische Gewässerhabitate der Auen kurz charakterisiert:

Altarme sind durch dynamische Prozesse entstandene Rinnen bzw. Muldensysteme (ehemalige Teile des Hauptflusssystem) im Auegebiet und nur einseitig bzw. nur periodisch bei Hochwasserereignissen an den Hauptfluss angebunden. Entsprechend der Häufigkeit der Anbindung werden *Altarme* 1. Ordnung (permanent unten angebunden), 2. Ordnung (nur periodisch bei kleineren und mittleren Hochwässern angebunden) und 3. Ordnung (nur bei großen Hochwässern angebunden) (nach Gepp et al. 1985; Eberstaller & Haidvogel 1999; DVWK 1991) unterschieden.



Je nach Geländeerelief und Verlandungsgrad gehen Altarme bei längerer Abtrennung in Auweiher, Autümpel oder feuchte Gräben über.



Tümpel/Gräben sind kompakte oder auch lang gestreckte Geländevertiefungen, die häufig sehr heterogene Habitateigenschaften betreffend Wassertiefe, Wassertemperatur, Vegetationsbestand, Beschattungsgrad etc. aufweisen. Die sog. ephemeren Gewässer fallen über kürzere bis längere Perioden trocken. Dadurch weisen sie kaum Fischbestände auf und sind daher insbesondere für Amphibien als

Laichhabitate nutzbar. In funktionaler Verbindung mit Auwäldern als Sommerquartiere und diversen Stillwässern als Ganzjahreslebensraum bieten sie auch Habitate für anspruchsvolle Amphibienarten wie Laubfrosch, Alpenkammolch und Teichmolch.

Weiher sind ganzjährig wassergefüllte Vertiefungen im Auegebiet. Sie beherbergen Stillwasserarten wie z. B. Schleie oder Karausche, die



nicht auf ständigen Austausch mit dem Hauptsystem angewiesen und auf solche Habitate spezialisiert sind. Aufgrund hoher Jungfischdichte stellen sie wichtige Nahrungshabitate für Eisvogel, Graureiher aber auch den Fischotter dar.

Die hier genannten Gewässerhabitate weisen in ihren Übergängen zur Weichholzau häufig Verlandungszonen mit Röhricht und Seggen auf. Spezialisierte Vogelarten wie z. B. Rohrdommel, Wiesenweihe, Schilfrohrsänger und Sumpfrohrsänger finden in diesen Beständen ein reiches Nahrungsangebot (diverse Wasserinsekten sowie Blattläuse, Schweb- und Florfliegen, Käfer, Falter etc.), aber auch Nist-, Deckungs- und Überwinterungsplätze (Blab 1993).

4 Lebensgemeinschaften in Fließgewässern

Fließgewässer werden von zahlreichen, zum Teil sehr speziell an den Lebensraum angepassten Tier- und Pflanzenarten bewohnt. Neben Einrichtungen / Mechanismen, die es den Organismen prinzipiell ermöglichen, im Wasser zu leben (z. B. Kiemen), wurden in Fließgewässern vor allem Anpassungsstrategien an das Leben in der Strömung entwickelt (z. B. hinsichtlich Fortbewegung, Nahrungsaufnahme). Die verschiedenen Organismen stehen sowohl mit ihrem Lebensraum als auch untereinander in komplexer Beziehung. Auf die wichtigsten Milieufaktoren wurde bereits in Kapitel 3 eingegangen. Die jeweiligen physikalischen und chemischen Verhältnisse (z. B. Ansprüche an Sauerstoffversorgung, Temperatur ...) sowie das „physical environment“, die hydraulischen und morphologischen Umweltverhältnisse, sind entscheidend für die Verbreitung/Verteilung von Organismen, die zum Teil sehr enge Ansprüche, zum Teil aber durchaus auch sehr breite Anpassung hinsichtlich ihrer Umgebung zeigen.

Die Beziehungen der Organismen untereinander kommen in mehrfacher Hinsicht zum Ausdruck. In Bezug auf den Stoffhaushalt ist die Unterscheidung von autotrophen und heterotrophen Organismen hilfreich. Erstere bauen bei der Photosynthese Biomasse unter Ausnutzung von Strahlungsenergie auf. Heterotrophe verwerten dieses organische Material. Entsprechend der Nahrungsart haben die Organismen bestimmte Techniken der Nahrungsaufnahme entwickelt. Diese werden in Kapitel 4.4.3 näher besprochen.

Die Neubildung körpereigener belebter Substanz aus anorganischen oder organischen Ausgangsmaterialien wird in der angewandten Limnologie als Produktion bezeichnet (Lampert & Sommer 1993). Die Kapitel 4.1 und 4.2 geben einen kurzen Überblick über Primär- und Sekundärproduktion, auf die Lebensformen wird in den Kapiteln 4.1.2 und 4.3 näher eingegangen. Infolge der wichtigen Rolle als Fischnährtiere liegt der Schwerpunkt des Kapitels 4.3 bei der wirbellosen Bodenfauna, dem Makrozoobenthos (Kapitel 4.3.2).

4.1 Primärproduktion und Primärproduzenten in Fließgewässern

4.1.1 Primärproduktion und Nährstoffproblematik in Fließgewässern

Der Primärproduktion kommt in Fließgewässern – neben der allochthonen Stoffzufuhr aus den angrenzenden Ökosystemen – eine wichtige Rolle des Energieeintrages in die aquatischen Nahrungsketten zu. Der Kernprozess der Primärpro-

duktion ist die Photosynthese, die Bildung energiereicher Produkte mit Hilfe von Lichtenergie bei gleichzeitiger Freisetzung von Sauerstoff.

Die Primärproduzenten synthetisieren aus anorganischen Stoffen organische Verbindungen wie Zucker, Fette oder Proteine (Bruttoprimärproduktion). Einen Teil dieser Verbindungen veratmen die Primärproduzenten selbst. Der übrige Teil bildet als Pflanzenbiomasse die Lebensgrundlage für alle heterotrophen Organismen, die nicht zur Photosynthese fähig sind (Nettoprimärproduktion).

Die Primärproduktion (Photosynthese) in Fließgewässern wird durch mehrere Bedingungen beeinflusst. Einen wichtigen physikalischen Faktorenkomplex bilden Licht, Substrat, Temperatur, Fließgeschwindigkeit und Turbulenz. Die Photosynthese steigt zunächst mit zunehmender Lichtintensität an und fällt nach Erreichen eines Maximums wieder ab. In Verbindung mit der Strahlungsintensität wird die Photosyntheserate auch von der Temperatur beeinflusst, da sowohl Aufwuchsalgen als auch Phytoplankton und Makrophyten diesbezüglich artspezifische Optimalbereiche besitzen.

In Fließgewässern beeinflusst auch die Fließgeschwindigkeit die Primärproduktion wesentlich: Einerseits müssen die Organismen der Strömung standhalten, andererseits werden mit der Strömung ständig Nährstoffe geliefert. Zudem kommt auch den Bett sedimenten und anderen Hartsubstraten (z. B. Wurzeln, Wildholz) als Aufwuchs-Substrat eine wichtige Bedeutung für Artengarnitur und Menge der Aufwuchsalgen zu.

Für die Intensität der Primärproduktion ist der in Fließgewässern sehr dynamisch ablaufende Stoffhaushalt in Verbindung mit dem Nährstoffangebot maßgeblich. Wesentlich sind zunächst Verfügbarkeit und Form der anorganischen Kohlenstoffverbindungen.

Bei den photoautotrophen Organismen werden je nach Art der für die Assimilation genutzten Kohlenstoffquelle drei „Assimilationstypen“ unterschieden: (1) Der Fontinalis-Typ (Quellmoos-Typ) nimmt nur gelöstes Kohlendioxid auf und ist typisch für oligotrophe Seen und Gebirgsbäche (Vertreter dieses Typs verschwinden in eutrophen Seen, da hier zeitweise CO_2 völlig verbraucht ist bzw. zum Minimumfaktor wird); (2) der Elodea-Typ (Wasserpest-Typ) assimiliert neben CO_2 auch HCO_3^- -Ionen und spaltet diese in CO_2 und OH^- , wobei durch die OH^- -Abgabe der pH-Wert des Wassers ansteigen kann. Pflanzen dieser Gruppe sind typisch für eutrophe Seen; (3) der Scenedesmus-Typ nimmt hauptsächlich HCO_3^- auf (CO_2 wird nur schlecht verwertet) und ist Indikator für stark eutrophe Gewässer.

An Nährstoffen sind neben den für die Photosynthese direkt benötigten Elementen C, O, H noch verschiedene Makronährstoffe (N, P, S, Na, K, Ca, Mg, Cl), die meist > 0,1 % der organischen Substanz ausmachen, sowie Spurenelemente (Fe, Mn, Cu, Zn, B, Si, Mo, V, Co) wichtig. Davon gelten Natrium (vor allem für Blaualgen) sowie Calcium und Magnesium für Algen als essentielle Nährstoffe. Auch Kalium und Mangan beeinflussen bei Mangel den Stoffwechsel und die Produktion, indem die Atmung erhöht und die Photosyntheseaktivität verringert werden. Silizium hat vor allem für Kieselalgen und einige Chrysophyceen die Bedeutung eines Makronährstoffes.

Phosphor und Stickstoff zählen zu den wichtigsten Nährstoffen. Hauptquellen des Phosphors sind überwiegend PO_4 -P-Komponenten, Hauptquellen für Stickstoff hingegen Nitrat (NO_3) und Ammonium (NH_4), aber auch organische N-Verbindungen wie etwa Harnstoff.

Stickstoff stammt zum Großteil aus der Atmosphäre, gelangt aber auch mit Niederschlägen oder über Quellen in die Gewässer. Nur wenige Bakterien und Blaualgen, die ein bestimmtes Enzym (Nitrogenase) besitzen, nutzen elementaren Stickstoff. In Gewässern liegt anorganischer Stickstoff vor allem als Nitrit (NO_2), Nitrat oder Ammonium vor. Letzteres entsteht durch aeroben und anaeroben Abbau von stickstoffhaltigen organischen Verbindungen. Organischer Stickstoff liegt als Zwischenprodukt des mikrobiellen Eiweißabbaus (Aminosäuren), als Exkretionsprodukt der Tiere etc. vor. Für die Photosynthese sind Nitrat und Ammonium besonders wichtig. Nitrat ist in oligotrophen Gewässern für Primärproduzenten die wichtigste Stickstoffquelle. In eutrophen Gewässern kann Nitrat zum Minimumfaktor werden.

Je nach pH-Wert liegt entweder Ammonium oder Ammoniak (NH_3) vor (pH 7: 100 % NH_4^+ ; pH 12: 100 % NH_3). NH_3 ist insofern kritisch, als schon geringe Konzentrationen für Fische toxisch sind (> 1 mg/l für Karpfen bereits letal). In kalkarmen und damit schlecht gepufferten Gewässern kann es daher bei starker Assimilation dichter Makrophytenbestände oder Algenbiomassen zu Problemen mit hohen pH-Werten bzw. in Verbindung damit zu toxischen NH_3 -Konzentrationen kommen.

Vor allem Mikroorganismen greifen in verschiedener Weise in den Stickstoffhaushalt bzw. -kreislauf ein. Bei der bakteriellen aeroben Nitrifikation wird Ammonium durch ein Bakterium (z. B. *Nitrosomonas europaea*) zunächst zu Nitrit und in weiterer Folge von Nitratbakterien zu Nitrat oxidiert. Bei der anaeroben Denitrifikation dagegen wird Nitrat zu Ammonium reduziert.

Die Ammonium- und Nitritoxidanten sind streng aerob. Nitrifikation ist daher z. B. während der Stagnation im Hypolimnion eines eutrophen Sees/Speichersees oder in eutrophen Augewässern unter Eis nicht möglich. Ursache für die unterschiedliche Verteilung von Nitrat/Ammonium ist aber nicht immer nur gehemmte Nitrifikation, sondern auch anaerobe Denitrifikation.

In unbelasteten Fließgewässern ist Nitrat die wichtigste Stickstoffverbindung. Bei starker organischer Belastung tritt hingegen auch Ammonium in bedeutenden Mengen auf, besonders in größerer Entfernung von der Verunreinigungsstelle, wenn die Eiweißzersetzung schon fortgeschritten ist. Am Ende einer guten Selbstreinigung ist der Nitratgehalt jedenfalls erhöht (vgl. Kap. 4.5.1).

Ebenso wie Stickstoff ist Phosphor für die Primärproduktion von essenzieller Bedeutung. Obwohl von den Organismen in geringerem Ausmaß als Stickstoff benötigt, ist Phosphor aufgrund des geringen natürlichen Vorkommens häufiger Minimumfaktor. Daher ist die Eutrophierung von Gewässern meist ein Phosphorproblem (vgl. Vollenweider 1976).

Das Modell des „Critical loading (Lc)“ von Vollenweider (1976) gibt Auskunft über die Belastbarkeit bzw. kritische P-Belastung von Seen.

$$L_c = 10 * q_s * (1 + \sqrt{\bar{z}/q_s}) \text{ in mg P}_t/\text{m}^2 * \text{a}$$

L_c = critical loading; $q_s = \bar{z}/T_w$; \bar{z} = mittlere Tiefe in m; T_w = Verweildauer des Wassers in Jahren

Das empirisch entwickelte Modell gilt weltweit für verschiedenste Seen mit unterschiedlichen mittleren Tiefen und Retentionszeiten. Je tiefer und je rascher die Erneuerungszeit, desto höher ist die kritische Belastbarkeit (Müller 1978). Beispiele: Traunsee: $L_c = 1800 \text{ mg P}_t/\text{m}^2 * \text{a}$; Hallstättersee: $L_c = 2255 \text{ mg P}_t/\text{m}^2 * \text{a}$; Trumer See: $L_c = 141 \text{ mg P}_t/\text{m}^2 * \text{a}$; Irrsee: $L_c = 247 \text{ mg P}_t/\text{m}^2 * \text{a}$. Der Hallstättersee ist somit vergleichsweise wenig eutrophiegefährdet, der Trumer See hingegen stark.

Wird vom aktuellen durchschnittlichen P_t -Gehalt in mg/m^3 bzw. $\mu\text{g}/\text{Liter}$ ausgegangen, so ergeben sich für oligo-, meso- und eutrophe Seen folgende Werte (inkl. Standardabweichung):

Tab. 4.1 P_t -Gehalt in mg/m^3 für Seen inkl. Standardabweichung

	oligotroph	mesotroph	eutroph
$P_t \text{ mg}/\text{m}^3$	$8,8 \pm 3,6$	$18,9 \pm 4,9$	$71,1 \pm 20$

Als Faustregel für Phosphorbelastung gilt (auf m^2 Seeoberfläche bezogen): (1) oligotrophe Seen: $< 10 \text{ mg P}_t/\text{m}^3/\text{a}$; (2) mesotrophe Seen: $10\text{--}20 \text{ mg P}_t/\text{m}^3/\text{a}$; (3) eutrophe Seen: $> 20 \text{ mg P}_t/\text{m}^3/\text{a}$.

Da das Vollenweider-Modell nur auf morphologischen und hydrologischen Gegebenheiten eines Sees beruht (mittlere Tiefe, Erneuerungszeit des Wassers), aber beispielsweise die Größe des Einzugsgebietes oder das Ausmaß der Nährstofffracht der Zubringer nicht berücksichtigt, wurden in Folge zahlreiche andere Modelle zur Vorhersage der mittleren Phosphorkonzentrationen entwickelt (z. B. Kirchner & Dillon 1975; Lappalainen 1977; Reckhow & Chapra 1979).

Phosphor stammt in natürlichen Gewässern aus Niederschlägen oder phosphathaltigen Gesteinen (z. B. Apatit). Phosphate werden normalerweise in Böden stark adsorbiert, durch landwirtschaftliche Überdüngung, Kahlschläge, Bodenerosion etc. können sie jedoch auch in Gewässer gelangen und hier Eutrophierung bewirken. Auch kommunale Abwässer steigern den Phosphatgehalt häufig. Daher ist im Sinne des Emissionsansatzes bei Kläranlagen eine dritte Reinigungsstufe erforderlich.

Wie beim Kohlenstoff werden drei verschiedene Phosphatfraktionen unterschieden: (1) Anorganisches, gelöstes Phosphat als Orthophosphat, das je nach pH-Wert in Form von HPO_4^{2-} oder H_2PO_4^- vorliegt; (2) organisches gelöstes Phosphat und (3) organisches partikuläres Phosphat. Alle drei Fraktionen unterliegen vielfältigem biogenen Metabolismus und bilden zusammen den Gesamtphosphor (P_{TOT}), der für die meisten Eutrophierungsmodelle maßgeblich ist.

Anorganischer Phosphor wird v. a. von den photoautotrophen Organismen aufgenommen und auf diese Weise in die Nahrungskreisläufe eingeschleust. Der Großteil dieses Phosphors wird beim Absterben der Organismen wieder freigesetzt und kann somit erneut aufgenommen werden. In stehenden Gewässern wird dieser Prozess als „kleiner Phosphorkreislauf“ bezeichnet. In Fließgewässern gelten auch für den Phosphorkreislauf die im Konzept der Nahrungsspirale beschriebenen Gesetzmäßigkeiten (vgl. Kap. 4.2).

Obwohl im Protoplasma einer Zelle das theoretische Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor 16:1 beträgt, zeigen ökophysiologische Untersuchungen, dass die optimalen N:P-Verhältnisse artspezifisch verschieden und daher von erheblicher Bedeutung für die Konkurrenzfähigkeit der Wasserpflanzen sind. In Tab. 4.2 sind die N:P-Verhältnisse in der Biomasse verschiedener Algen angegeben (Kohl & Nicklisch 1988).

Tab. 4.2 Optimale N:P-Verhältnisse in der Biomasse ausgewählter Algen (mol N/mol P); Artnamen und Daten unverändert von Kohl & Nicklisch (1988) übernommen.

	N:P-Verhältnis
<i>Melosira binderana</i>	7
<i>Microcystis</i> sp.	9
<i>Synedra ulna</i>	10
<i>Scenedesmus obliquus</i>	14
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	21
<i>Fragillaria crotonensis</i>	25
<i>Oscillatoria redekei</i>	43
<i>Pavlova lutheri</i>	45
<i>Oscillatoria agardhii</i>	67

Die gesamte organische Primärproduktion durch Pflanzen wird weltweit auf ca. 100 Milliarden Tonnen organischen Kohlenstoffes jährlich geschätzt. Davon entfallen 30–40 % auf das Phytoplankton der Meere, das wiederum in den produktivsten Gebieten von den Diatomeen beherrscht wird. Grobe Berechnungen ergeben, dass die Kieselalgen allein etwa 20 bis 25 % aller organischen Primärproduktion der Erde ausmachen. Das entspricht etwa der Menge, die von den riesigen Nadelwäldern auf der Nordhalbkugel der Erde produziert wird. Auch in den Fließgewässern der temperierten Zone dominieren die Kieselalgen die Stoffflüsse.

Die Primärproduktion nimmt in Fließgewässern flussabwärts zu. In Gewässer oberläufen ist die Produktionsrate im Vergleich zum Eintrag von außen (allochthones Material) gering. Gewässergröße und Ufervegetation bestimmen Import und Lichtangebot und damit die relative Bedeutung beider Prozesse für den Energiehaushalt von Bächen und Flüssen (vgl. Kap. 6.1).

Die Intensität der autotrophen Primärproduktion, d. h. die Versorgung eines Ökosystems mit organischer Substanz, wird als Trophie bezeichnet (Elster 1958). Das Phänomen der Eutrophierung wurde in den 60er- bis 80er-Jahren intensiv

untersucht, nachdem viele Seen der industrialisierten Länder dramatische Überdüngungserscheinungen zeigten, die von Algenblüten, über Fischsterben bis zum „Umkippen“ des biologischen Gleichgewichtes reichten.

Seit dem durchgreifenden Erfolg der Reinigung organisch leicht abbaubarer Abwässer in Kläranlagen offenbaren sich in vielen Fließgewässern die vormals maskierten Folgen der Überdüngung durch hohe (diffuse) Nährstoffeinträge. Landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet, insbesondere der gewässerbegleitenden Nutzflächen, verursacht hohe direkte und indirekte Nährstoffeinträge. Auch der häufig mit nennenswerten Phosphormengen belastete Regen sowie Einträge von Bodenmaterial durch Winderosion fördern die Gewässer-Eutrophierung. Ein Beispiel für die Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung auf den Phosphorgehalt von Fließgewässern gibt Abbildung 4.1. Diese zeigt, dass die Fließgewässer ungenutzter Einzugsgebiete eine sehr niedrige Grundfracht von unter $10 \mu\text{g P}_{\text{total}}/\text{l}$ aufweisen und dass bereits ab 30 % landwirtschaftlicher Nutzung des Einzugsgebietes ein deutlicher Anstieg des Nährstoffgehaltes stattfindet.

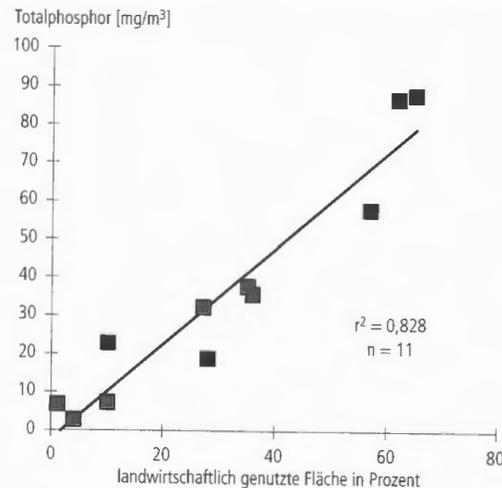


Abb. 4.1 Jahresmittel des Phosphorgehaltes von Fließgewässern im Einzugsgebiet des Attersees (Salzkammergut, Österreich) in Beziehung zur landwirtschaftlich genutzten Fläche (Moog 1989).

Im Rahmen des Gewässerschutzes stehen zahlreiche Maßnahmen zur Verfügung, um Nährstoffe von den Gewässern fernzuhalten. Neben sinnvollem Düngereinsatz, erosionsbremsender Bearbeitungsweise (z. B. hangparalleles Pflügen) und der Vermeidung ungeeigneter Düngungszeitpunkte (z. B. vor Schneeschmelze) kommt vor allem breiten Ufergehölzbereichen für die Abwehr und Pufferung von Überdüngung hohe Bedeutung zu.

4.1.2 Algen, Flechten, Farne, Moose, Makrophyten

Photoautotrophe Pflanzen sind auch in den meisten Fließgewässern die Hauptkomponente der Energieversorgung. Für Fische und Bodenlebewesen stellen sie neben wichtigen Nahrungslieferanten vor allem auch bedeutende Strukturelemente dar. Die verschiedenen systematischen Gruppen der Wasserpflanzenvegetation von Fließgewässern werden unter dem Begriff Phytal zusammengefasst. Im anaeroben Milieu stehender Gewässer sind darüber hinaus auch photosynthetische Bakterien zur Ausnützung der Lichtenergie befähigt.

Während in der Quellregion Wassermoose überwiegen, sind die rasch durchströmten Ober- und Mittelläufe von Algen dominiert. Erst in langsam fließenden Bächen, großen Flüssen und Altwässern nimmt die Bedeutung höherer Wasserpflanzen (Makrophyten) und des Phyto-Potamoplanktons zu. Wasserflechten und Wasserfarne kommen in geringerem Umfang in Fließgewässern und Altarmen vor.

Flechten sind symbiontische Organismen, die in einem – nicht immer stabilen – Gleichgewicht zwischen Pilz- und Algenpartner leben. Flechten gelten als gute Umweltindikatoren, da sie selbst auf geringe Veränderungen ihrer Standorte empfindlich reagieren. Im Gegensatz zur Luftgüte-Kontrolle ist im aquatischen Bereich allerdings noch viel Grundlagenforschung zur Systematik und Biologie zu leisten, damit Wasserflechten für das Biomonitoring präziser einsetzbar werden. Im Freiland sind Flechten sehr leicht mit Blaualgen zu verwechseln. Die in Abb. 4.2 gezeigte Wasserflechte ähnelt beispielsweise der Blaualgengattung *Nostoc*.

Wassermoose sind die charakteristischen Makrophyten in Quellen und Rithralbereichen. Moose wachsen in Fließgewässern in einer lateral typisch ausgeprägten Zonierung mit zahlreichen Arten. Submerse Arten besiedeln, an geeigneten Standorten, oftmals in hoher Dichte die grobkörnigen, minerogenen Choriotope. Gegen den Wasser-Land-Übergang zu dominieren hygrobionte und hygrophile Moosarten. Während die Blätter nur für Nahrungsspezialisten attraktiv sind, liegt für die Mehrzahl der Bodenfauna die Bedeutung der Wassermoose überwiegend im Strukturangebot. In Wassermoosebeständen liegt die Biomasse der Fischnährtiere deutlich höher als an der unbewachsenen Gewässersohle. Obwohl in zahlreichen Textbüchern der Name *Fontinalis antipyretica* (Abb. 4.3) gleichsam als Synonym für Wassermoose verwendet wird, prägt eine große Anzahl unterschiedlicher und nur schwer unterscheidbarer Moosarten die Flora der mitteleuropäischen Fließgewässer.

Der ursprünglich europäisch-asiatische **Wasserfarn** *Salvinia natans* ist eine mittlerweile auch über andere Kontinente verbreitete, vorwiegend einjährige Pflanze. Sie bewohnt mit Hilfe von wasserabstoßenden und im Inneren mit großen Luftkammern versehenen Schwimmblättern ruhige, windgeschützte, nährstoffreiche, zum Teil kalkarme Gewässer(bereiche). In vielen Teilen Europas akut vom Aussterben bedroht, wird diese Art gelegentlich als Aquarienpflanze kultiviert.

Unter dem Sammelbegriff „**Algen**“ wird eine heterogene Organismengruppe aus phylogenetisch unterschiedlichen Verwandtschaftsverhältnissen verstanden. Gemeinsam ist den Algen die Fähigkeit zur oxygenen Photosynthese. Darüber hinaus haben gewisse Algen auch die Fähigkeit entwickelt, neben der rein mineralischen Nährstoffaufnahme für den photosynthetischen Stoffaufbau auch organische Substanzen direkt aus dem Umgebungswasser aufzunehmen und zu verwerten. Das heißt, manche Algen sind auch direkt an der Selbstreinigung, dem Abbau der organischen Substanz, beteiligt. Dadurch kommt den Algen neben der trophischen Zeigerwirkung, auch eine saprobielle Indikatorfunktion zu (Rott et al. 1997). Die Tatsache, dass Algen darüber hinaus auf Änderungen von Umweltbedingungen artspezifisch reagieren bzw. auch gewisse Inhaltsstoffe (etwa Schwermetalle) anreichern, macht sie zu wertvollen Bioindikatoren.

Die Phytoplanktonbiomasse in einem Gewässer setzt sich aus Populationen mehrerer Algenarten zusammen, die im Verlauf eines Jahres in wechselnden Artenzusammensetzungen auftreten. Dabei spielt die Konkurrenz um verfügbare Nährstoffe für den Verlauf der Artensukzession eine wesentliche Rolle. Jede einzelne Population kann sich nur dann behaupten, wenn ihre Wachstumsrate größer oder zumindest gleich den zahlreichen Verlustraten ist, die sich aus Verdünnungseffekten, Sedimentation, Absterberate und dem Fraßdruck herbivorer Arten ergeben (Sommer et al. 1986; Sommer 1989).

Vom Lebensformtyp her werden Aufwuchsalgen (Phytobenthos) und Planktonalgen (Phytoplankton) unterschieden. Planktonalgen besiedeln den Freiwasserkörper stehender Gewässer bzw. ständig strömender Unterläufe und großer Flüsse (siehe Potamoplankton). Aufwuchsalgen finden sich hingegen an den Sohlsubstraten und Ufern aller Fließgewässer, an Seeufern und auf dem Gewässergrund von litoral geprägten Stillgewässern (Weiher, Teiche, Tümpel, viele Auwässer).

Durch die Anpassungen an das Leben als Freiwasser-Schwbeorganismen, respektive an das Leben in der Strömung, sind planktische Algen von benthischen Formen gut abgrenzbar. Gewisse Wasserblüten, vor allem in staugeregelten Fließgewässern, sind allerdings auch auf benthische Algen zurückzuführen, die entweder zum planktischen Leben befähigt sind oder mit gasförmigen Stoffwechselprodukten (Sauerstoffbläschen) aufschwimmen.

Als Aufwuchsalgen gelten sämtliche festsitzende oder mit dem Substrat längerfristig verbundenen Algen, wobei diverse Wuchsformen unterschieden werden. In Ober- und Mittelläufen sind Aufwuchsalgen wichtige Strukturgeber am Gewässergrund. Die Formen reichen von dünnflächigen Aufwüchsen (*Phaeodermatium rivulare*, vgl. Abb. 4.4), über mehrschichtige Algenkörper in Krusten und Pustelform (*Schizothrix fasciculata*, Abb. 4.5), bis zu flockigen, zottigen, bärtigen oder fadenförmigen Algen von mehreren Dezimetern Länge.

Interessant ist die Unterscheidung in epi- und endolithische Lebensweise. Die Gruppe des epilithischen Phytobenthos schließt alle Algen ein, die auf der Gesteinsoberfläche aufwachsen. Zu den endolithischen Algen zählen jene Formen, welche sich an ihrem Aufenthaltsort – vermutlich mit organischen Säuren – in

Gestein ätzen und somit zur biologischen Korrosion beitragen. Durch die Ätzung wird gelöstes Kalziumkarbonat freigegeben, das für CaCO_3 -aufbauende Organismen verfügbar ist. Im Gegenzug umgeben sich endo- und epilithische Algen mit einer Hülle von biogen gefällttem Kalk, was bis hin zur Bildung von Kalktuff, Seekreide bzw. Kalkkrusten auf solitären Steinen führt.

Eine Bestandsaufnahme von Rott et al. (1997) erbrachte in österreichischen Fließgewässern die Anzahl von 995 verschiedenen Algenarten. Wichtige Algengruppen sind:

Die ohne echten Zellkern ausgestatteten und daher zu den Cyanobakterien gereihten **Blualgen** besiedeln alle erdenklichen aquatischen Lebensräume. Die oftmals große Felsflächen einnehmenden „Tintenstriche“ beispielsweise, die schwarzen „Algenspritzer“ (Abb. 4.4) auf Gebirgsbachsteinen oder die Pflanzenaufwüchse in heißen Thermalquellen sind mit freiem Auge sichtbare Blualgenlager.

Die **Rotalgen** (Rhodophyta) erreichen ihre größte Arten- und Formenvielfalt in den marinen Küstengebieten. Im Süßwasser sind sie selten und meist auf kalte Oberläufe beschränkt. Gewisse Arten wie die in großen roten Flecken auf Hartsubstraten aufwachsende Krusten-Rotalge (*Hildenbrandia rivularis*), die bekannte Froschlaichalge (*Batrachospermum moniliforme*, Abb. 4.6), die hellroten Büschel der Rasen-Rotalge (*Chantransia*) oder die als Indikatorart hydrologisch intakter, sauberer Gebirgsbäche geltende Borsten-Rotalge (*Lemanea fluviatilis*, Abb. 4.7) sind bereits mit freiem Auge erkennbar. Durch ihre Größe (bis in den Quadratdezimeterbereich) und den, mit Ausnahme von *Hildenbrandia*, dreidimensionalen, meist büschelförmigen Habitus stellen die Rotalgen in sauberen Gewässern wichtige Habitate für Kleinlebewesen dar.

Die **Gelbgrünalgen** (Xanthophyceae) sind hauptsächlich im Süßwasser oder feuchtem Erdreich vertreten. Die augenfälligste und bekannteste Art ist die hellgrün gefärbte und in typischen Rasen oder Polstern aufwachsende Schlauchalge (*Vaucheria* sp., Abb. 4.8). Die eng verflochtenen Algenwatten bilden samtige Formationen, die auch in starker Strömung die Sedimentation von feinsten Korngrößen ermöglichen. Diese sekundären Pelal- oder Psammalbereiche bieten auch in Bergbächen der stagnophilen Bodenfauna einen wichtigen Lebensraum.

Goldalgen (Chrysophyceae) kommen vor allem im Nanoplankton der Meere (darunter versteht man planktisch lebende Organismen mit Zelldurchmessern in einer Größenordnung von 5 bis 20 μm) und in stehenden Süßgewässern vor. Zwei Arten Mitteleuropas können aber auch Massenbestände in rhithralen Fließgewässern entwickeln: das als dünner Aufwuchs in Abb. 4.4 dargestellte *Phaeodermatium rivulare* und der auch in unbelasteten rhithralen Gewässern als Massensform bekannte „Stinkende Wasserschlauch“ *Hydrurus foetidus* (Abb. 4.9). Die typische Färbung von *Hydrurus* ist auf das Fucoxanthin zurückzuführen, welches neben den mengenmäßig überwiegenden Chlorophyll a und c und Karotinoiden zur Pigmentausstattung der Goldalgen gehört und den Plastiden eine typische goldbraune Farbe verleiht. Die Abb. 4.10 zeigt, wie ein Geschiebe führendes Hochwasser die Primärproduktion und Respiration beeinflusst. Uehlinger & Naegeli (1998)

konnten am Beispiel des Necker aufzeigen, dass bei Störungen der Deckschicht durch Hochwässer (Abb. 4.10, Abflussganglinie in der oberen Graphik) die Primärproduktion der Aufwuchsalgen (ausgedrückt in Gramm Sauerstoff pro m² und Stunde) vollkommen ausfällt (vgl. Kap. 4.4.4, Abb. 4.78).

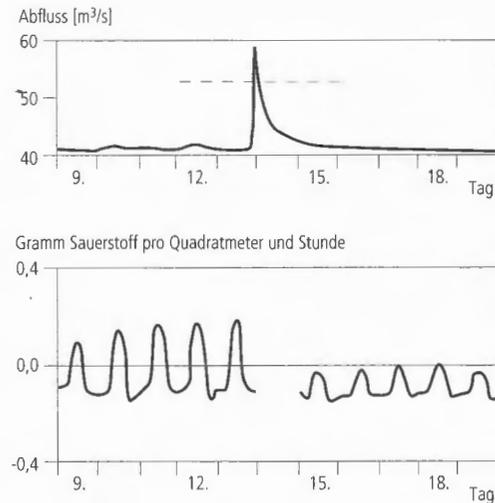


Abb. 4.10
Abflussganglinie und Primärproduktion (dargestellt in Form der O₂-Produktion) während eines Hochwasserdurchganges im Necker (Schweiz), nach Uehlinger & Naegeli (1998), verändert.

Die **Braunalgen** (Phaeophyceae) sind überwiegend Bewohner der Meere. In Form der Tange bilden sie die größten aquatischen Wasserpflanzen. In mitteleuropäischen Fließgewässern sind nur wenige Arten vertreten, unter denen *Heribaudiella fluviatilis* die bekannteste Aufwuchsalge ist.

Eine im Meer an Artenzahl und Menge überaus dominante, aber auch im Süßwasser von der Biomasse her sehr bedeutende Algengruppe stellen die **Kieselalgen** (Bacillariophyceae) dar. Überschlagsberechnungen ergeben, dass über ein Viertel des gesamten Sauerstoffes über die Photosynthese der Kieselalgen produziert wird. Von den etwa 35.000 Algenarten sind mindestens 12.000 Arten Diatomeen.

Die Einzelzellen sind zwar mikroskopisch klein, überziehen aber in Fließgewässern, in teilweise dicken bräunlich-oliven Überzügen, Unterlagen wie Steine, Äste oder andere Wasserpflanzen. Die Kieselalgen bauen Kieselsäure in ihre aus zwei Hälften schachtelartig zusammengesetzte Zellwand ein (Abb. 4.11). Damit sind sie nicht nur von Phosphor und Stickstoff, sondern in besonderem Maße auch noch vom verfügbaren Silizium als Minimumfaktor abhängig. Das für den Zellwandbau benötigte Silizium wird vor allem im Freiwasserkörper von Seen, nach einer obligaten Frühjahrsblüte der Kieselalgen, im Sommer zum Minimumfaktor. Dadurch bricht die Kieselalgenpopulation zusammen. Im Herbst ist oft ein zweites Maximum zu beobachten.

Die Härte der Zellwände verleiht dieser Algengruppe nicht nur eine „paläontologische Bedeutung“ als formationsbildende Versteinerung (Kieselgur) sondern spielt auch hinsichtlich des Aspektes der Qualitätssicherung in der biologischen Gewässeranalyse eine wichtige Rolle. Auch als Tracer in Darmanalysen hat diese Algengruppe bei der Beurteilung der von Konsumenten aufgenommenen Nahrung eine wichtige Stellung.

Die Abteilung Grünalgen (Chlorophyta) repräsentiert im Süßwasser die artenreichste Algengruppe. Dementsprechend vielgestaltig ist auch ihre äußere Form, die vom winzigen Einzeller bis hin zu meterlangen Pflanzenkörpern reicht. Die eigentlichen **Grünalgen** (Chlorophyceae) bereichern die Arten- und Formenvielfalt vor allem des Planktons. Die Astalgen (Cladophorophyceae) prägen in überdüngten und sonnenexponierten Fließgewässern oder beispielsweise in unzureichend dotierten Ausleitungsstrecken den Gewässerhabitus, indem sie mit teilweise meterlangen Zotten im Wasser flutieren und die Funktionen der minerogenen Bettseimente weitgehend ausschalten. Diese Fadenalgen (z. B. *Cladophora glomerata*, Abb. 4.12) sind als epiphytischer Aufwuchs und durch die ungeheure Oberfläche ihrer Algenwatten und -fäden in Fließgewässern eine bedeutende Struktur. Selbst in sehr technisch gestalteten Flussbetten mit stabilisierter Sohle bieten die Fadenalgen dem Makrozoobenthos einen Lebensraum, der ungeheuer hohe Biomassen an Fischnährtieren hervorbringt. In den Algenwatten-Aufwüchsen auf der hartverbauten Sohle des Wienflusses beispielsweise konnten bis zu 70 g Biomasse Makrozoobenthos-Lebendgewicht pro Quadratmeter festgestellt werden (Gattringer 2002; Raudaschl 2002).

Die Abhängigkeit der Benthosbiomasse von der Algenmenge zeigt Abb. 4.13.

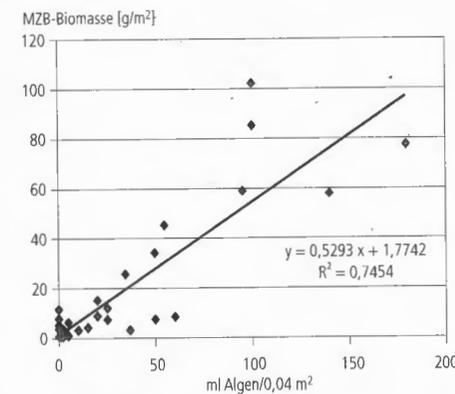


Abb. 4.13
MZB-Biomasse in Abhängigkeit von der Algenmenge; Wienfluss im April 2001 (nach Gattringer 2002, Raudaschl 2002)

Die **Jochalgen** (Zygnematophyceae), insbesondere die Zieralgen (Desmidiaceae), zählen zu den schönsten Algen unserer Gewässer, vor allem der Moore und der stehenden Gewässer.

Von der Größe und Wuchsform her nehmen unter den Algen die den Makrophyten zugeordneten **Armelechteralgen** (Charophyceae) eine Sonderstellung ein. Armelechteralgen sind weit verbreitet und durch ihren typischen, schachtelhalmartigen Grundaufbau leicht zu erkennen (Abb. 4.14). In Deutschland wurden bisher ca. 40 verschiedene Arten nachgewiesen, z. T. sind diese jedoch nur von Spezialisten unter dem Mikroskop eindeutig bestimmbar. Sie treten in klaren Gewässern bis zu einer Tiefe von 30 m auf und bilden dort oftmals für Jungfische und Benthostiere wichtige Strukturen, die an untergetauchte Wiesen erinnern. Die Tiefenausbreitung der übrigen – zu den Spermatophyten zählenden – Wasserpflanzen ist bei maximal 10 bis 11 m Wassertiefe begrenzt. Grund dafür ist neben der verringerten Lichteinstrahlung dagegen die Tatsache, dass der Gasaustausch durch das Belüftungsgewebe (Aerenchym) vom zunehmenden hydrostatischen Druck behindert wird.

Als **Makrophyten** werden alle Wasserpflanzen mit funktionell gegliedertem Sprossaufbau (z. B. Wurzel, Stamm, Blätter) bezeichnet, die mit freiem Auge häufig bis auf das Artniveau bestimmbar sind. Von der Pflanzensystematik her zählen Armelechteralgen, Wassermoose, Wasserfarne und Blütenpflanzen zu den Makrophyten. Hier werden aber in weiterer Folge unter Makrophyten nur Samenpflanzen verstanden.

Die untergetauchten (submersen) Makrophyten haben meist typische Anpassungen an das Leben im Wasser und werden im Gegensatz zu den Sumpfpflanzen (Helophyten) auch als Hydrophyten bezeichnet. Der Auftrieb des Wassers erfordert weniger Festigungsgewebe; ein Rückgang der Verholzung und des sekundären Dickenwachstums ist die Folge. Der Auftrieb wird durch ein spezielles Luftgewebe, das Aerenchym, erhöht. Durch die ständige Wasserversorgung sind Einrichtungen des Wasserhaushaltes überflüssig; Spaltöffnungen und wasserleitende Gefäße sind daher oft reduziert. Die Nährstoffaufnahme erfolgt über die – teilweise reduzierten – Wurzeln, aber auch über die ganze Pflanze.

Nur wenige Makrophyten leben in stark strömenden Fließgewässern (etwa *Ranunculus fluitans* – der flutende Hahnenfuß). Die meisten höheren Wasserpflanzen bevorzugen als natürliche Standorte Fließgewässerstreifen mit langsamer bis mäßig rascher Strömung (bis etwa 0,8 m/s) und gering bewegter Sohle. In bestimmten räumlichen Nischen der Haupt- und Seitenarme eines Fließgewässers (etwa Altarmen, Seitenarmen, Ausständen und sonstigen Augewässern) können Makrophyten erhebliche Bedeutung erlangen (vergleiche Janauer & Kum 1996).

Makrophyten sind in der Regel viel größer als die assoziierte Tierwelt, sieht man von Wirbeltieren (z. B. Blässhuhn oder Graskarpfen) ab, und stehen daher nicht so sehr unter dem Fraßdruck der Konsumenten. Darüber hinaus schützen sich die Makrophyten durch Verkieselung ihrer Epidermis (etwa Schilf und Binse) oder durch biogen ausgefällte Kalkablagerungen. Die funktionelle Bedeutung der Makrophyten überwiegt daher meist bei weitem ihren trophischen Wert. Makrophyten sind wichtige Strukturgeber. Sie fungieren als Substrat für pflanzlichen Aufwuchs (Epiphyten) und zahlreiche zoobenthische Arten, sind Anheftungsort von Fisch- und Amphibienlaich, „Kinderstube“, Schutz und Versteck

für Fische und andere Tiere. Makrophyten verschlechtern für Aufwuchs und Plankton durch Beschattung das Lichtklima. Ihre Bestände bewirken eine Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit und damit Ablagerungen von Feinsedimenten. Die Ausbildung der Makrophyten-Biomasse ist von zahlreichen Umwelt-Faktoren sowie der trophischen Situation eines Gewässers abhängig. Unter hypertrophen Bedingungen können Makrophyten allerdings vom Algenaufwuchs (z. B. Fadenalgen) überwachsen und sogar unterdrückt werden.

Die Verwendung von Algen als **Indikatoren** des **Gewässerzustandes** hat eine lange Tradition, die bis in die Anfänge des Saprobien-systems um 1900 zurückgeht. In den letzten Jahren erleichtern zahlreiche Einstufungskataloge die praktische Arbeit. Beispielsweise bieten Rott et al. (1997, 1999) für Österreich neben dem oben erwähnten Arteninventar für 680 Fließgewässer-Algen-Arten auch Angaben zu deren saprobieller Einstufung sowie Trophiewerte für 842 eingestufte Arten.

Durch die weitgehende abwassertechnische Sanierung ist die Belastung der Gewässer mit organischen Stoffen in den meisten Ländern Mitteleuropas stark zurückgegangen. Die Beurteilung der saprobiologischen Verhältnisse reicht heute freilich für eine umfassende Gewässergütebeurteilung nicht mehr aus, da vor allem nach wie vor erhöhte Nährstoffeinträge in Fließgewässern vermehrtes Pflanzenwachstum (Eutrophierung), unter anderem von Aufwuchsalgen oder höheren Wasserpflanzen, zur Folge haben. Vor allem anorganische Nährstoffe, wie Phosphat und Nitrat, gelangen punktuell und vor allem durch diffuse Quellen in die Gewässer. Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und/oder versiegelten Flächen etc. erfolgen bei Regenereignissen häufig stoßartig. Auch der Nährstoffeintrag aus der Luft stellt eine nicht zu vernachlässigende Komponente dar.

Diesem Umstand Rechnung tragend liegen, über die saprobiellen Aspekte hinausgehend, für Deutschland mit Krammer & Lange-Bertalot (1986–2000), den Trophiebewertungssystemen von Schiefele & Kohmann (1993) und Hofmann (1994) wertvolle praxistaugliche Verfahren vor. Im Jahr 1997 präsentierte Pipp eine trophische Klassifikation oberösterreichischer Fließgewässer.

Auch Makrophyten lassen sich zur Beurteilung der trophischen Situation heranziehen. Die Entwicklung so genannter Makrophyten-Trophieindices nahm an stehenden Gewässern ihren Ausgang (z. B. Melzer et al. 1985; Melzer 1988 in Deutschland) und wurde mittlerweile auch zur Fließgewässer-Bewertung ausgedehnt (z. B. Dawson et al. 1999 in England; Hauray et al. 2000 in Frankreich; Schneider 2000 in Deutschland).

4.2 Sekundärproduktion / Konsumentenkette / Trophiepyramide / Nahrungsnetze

Stoffhaushalt

In Bezug auf den Stoffhaushalt aquatischer Ökosysteme lassen sich autotrophe und heterotrophe Organismen unterscheiden. Erstere bauen bei der Photosyn-

these Biomasse unter Ausnutzung von (zumeist) Strahlungsenergie auf. Heterotrophe verwerten dieses organische Material. In der Analyse der Nahrungsbeziehungen werden die vielfältigen Organismen unterschiedlichen trophischen Ebenen zugeordnet. Auf der Grundstufe stehen die oben angeführten Primärproduzenten. Zur autotrophen Lebensweise sind alle höheren Pflanzen und Algen, aber auch Cyanobakterien und andere Bakterien mit Photosynthesefarbstoffen befähigt (siehe Kap. 4.1).

Die Ebenen darüber bilden die Konsumenten. An erster Stelle stehen dabei die pflanzenfressenden Primärkonsumenten (= Sekundärproduzenten). Auf den nächsten Ebenen folgen die Sekundär- und Tertiärkonsumenten etc., zu denen alle karnivoren Zooplankter und Benthosorganismen sowie viele Fischarten zählen (siehe Kap. 4.3.1 und 4.3.2). Auf der obersten Stufe befinden sich ausschließlich räuberisch lebende Fischarten sowie Raubvögel (z. B. Fischadler) oder Wirbeltiere mit Affinität zum Gewässerlebensraum (z. B. Fischotter, Wasserspitzmaus, diverse Fledermausarten, Mensch). Die Mikroorganismen (vor allem Bakterien und Pilze) werden als Destruenten (oder Reduzenten) bezeichnet. Sie greifen in jedes trophische Niveau ein, ihre Funktion besteht in der Remineralisierung abgestorbener organischer Substanz. Damit bauen sie ihre eigene Körpersubstanz auf und fungieren auf diese Weise als wichtige Nahrungsbasis. Die Mikroorganismen sind sowohl Ausgangspunkt als auch Endpunkt der Nahrungskette.

In der Praxis ergibt sich, dass die genannte Trennung in Pflanzenfresser und Fleischfresser vielfach durchbrochen wird. Karnivore Tiere nehmen teils gezielt, teils im Zuge der Nahrungsaufnahme auch pflanzliches Material, Bakterien oder Detritus auf. Auf Pflanzennahrung spezialisierte Tiere wiederum werden immer wieder bei der Aufnahme tierischer Futterobjekte beobachtet. Die Ernährungstypengruppe der Omnivoren steht für obligate Wechsellernung. Für das Verständnis der trophischen Struktur eines Fließgewässers ist, trotz dieser fließenden Übergänge, eine Trennung der Sekundärproduzenten in die drei genannten Konsumentenebenen sinnvoll. Abb. 4.15 zeigt ein Schema der benthischen Konsumentenketten.

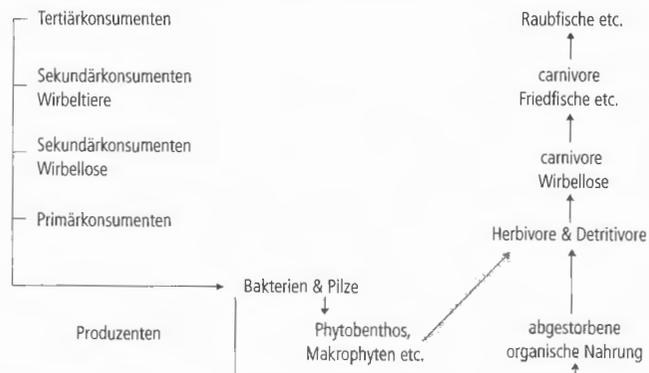


Abb. 4.15
Schema der benthischen Konsumentenketten.

Die Nahrungsbasis der benthischen Konsumentenketten gründet auf der von Algen, Flechten, Moosen und höheren Wasserpflanzen aufgebauten Biomasse sowie den organischen Anteilen im Sediment. Diese setzen sich beispielsweise aus Detritus, Falllaub und Wildholz zusammen. Der Tatsache, dass Bakterien und Pilze als Biofilm den lebenden und abgestorbenen Substraten aufwachsen, wird in einem eigenen Kompartiment Rechnung getragen. Die Primärkonsumenten umfassen unter den Bodentieren die in den Ernährungsgilden der Weidegänger, Zerkleinerer, Detritusfresser und Filtrierer zusammengefassten Arten; auch die pflanzenfressenden Amphibienlarven und Fische gehören dazu. Die Sekundärkonsumenten können in wirbellose Formen (karnivores Makrozoobenthos) und benthosfressende Fische unterteilt werden. Sekundärkonsumenten sind auch räuberische Amphibien, Reptilien (z. B. Würfelnatter), Vögel (z. B. Wasserramsel) und Kleinsäuger. Unter den Tertiärkonsumenten werden fischfressende Raubfische, Vögel und Säugetiere subsummiert. Diese trophische Gilde wird auch als Topkonsumenten bezeichnet, womit der Tatsache Ausdruck verliehen wird, dass diese Arten keinem weiteren natürlichen Räuberdruck mehr unterliegen.

Die unidirektionale Auftrennung in eine Kette der Primär-, Sekundär- und Tertiärkonsumenten spiegelt die vernetzten Energieflüsse nur ungenügend wider, sodass sich auch die Darstellung von Nahrungsnetzen eingebürgert hat. Selbst wenn nur ausgewählte taxonomische Gruppen oder in funktionelle Gilden zusammengefasste Taxa in solche Analysen der Fraßbeziehungen eingehen, stellen sich Nahrungsnetze zumeist als sehr komplizierte Beziehungsgefüge heraus.

Abb. 4.16 gibt ein qualitatives Nahrungsnetz des Bodensee-Planktons nach Gaedke et al. (1994) und Gaedke (1995) wieder. Die Ziffern kennzeichnen: (1) Bakterien, (2) autotrophes Picoplankton, (3, 4, 6, 7, 8) größeres Phytoplankton, (5) heterotrophe Flagellaten, (9–13) Ciliaten, (14–17) Rotatorien, (18–22) Crustaceen. Die Theorie der Nahrungsnetze erlaubt eine effektive Struktur-Analyse und den Vergleich komplexer Nahrungsgefüge (Cohen et al. 1990; Hall & Raffaelli 1993). Hierdurch können Gesetzmäßigkeiten in der Nahrungsnetzstruktur aufgedeckt und mit den Eigenschaften der Habitate in Verbindung gebracht werden.

Die qualitativen Nahrungsnetze (auch binär genannte Nahrungsnetze) zeichnen sich dadurch aus, dass zusätzlich zu den bekannten Arten die Fraßbeziehungen in die Darstellung eingehen, also ausschließlich die Existenz oder das Fehlen einer Fraßbeziehung zwischen zwei Arten oder Organismengruppen berücksichtigt wird, nicht jedoch ihre quantitative Bedeutung. Fließen quantitative Informationen sowie der Bezug zur unbelebten organischen Komponente in die Analyse ein, spricht man von trophischen Nahrungsnetzen. Zur Quantifizierung der einzelnen Stoffflüsse werden Messungen oder Schätzungen der Ingestion, Produktion, Respiration und Freisetzung toter organischer Substanz sowie der Nahrungszusammensetzung für die Organismengruppen benötigt (Gaedke et al. 1995). Abb. 4.17 zeigt ein Beispiel für solch ein massenbilanzierendes Kohlenstoff-Flussdiagramm. In diesem wurden der Übersichtlichkeit wegen nur die wichtigsten Kohlenstoff-Flüsse zwischen den neun Organismengruppen

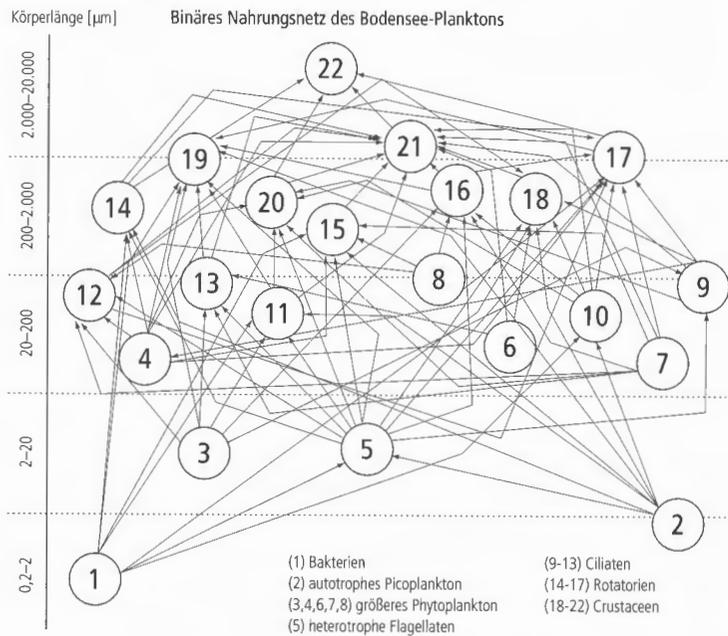


Abb. 4.16 Binäres Nahrungsnetz des Bodensee-Planktons (verändert nach Gaedke et al. 1994), vgl. Text.

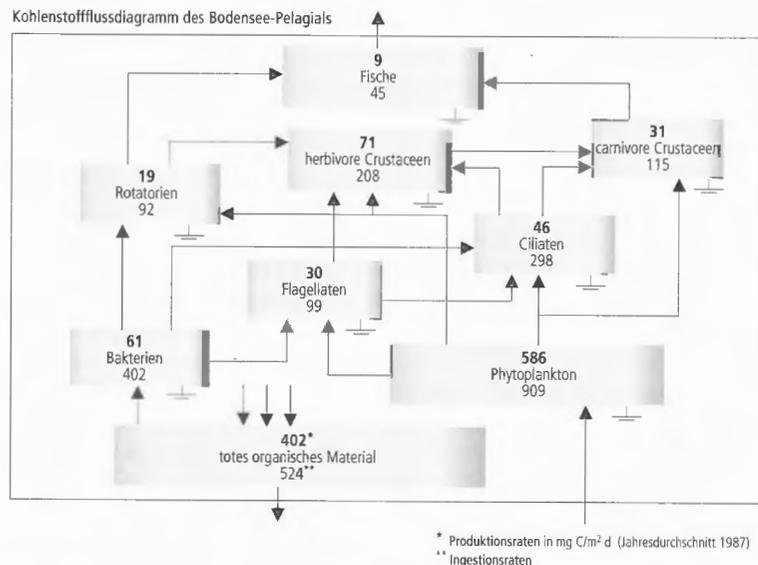


Abb. 4.17 Beispiel eines trophischen Nahrungsnetzes des Bodensee-Pelagials nach Gaedke et al. (1995).

(Kompartimenten) eingezeichnet. Als Summenparameter sind die Ingestionsraten (unterhalb des Kompartimentnamens) und die Produktionsraten (oberhalb des Namens) in mg C pro m² und Tag (für den Jahresdurchschnitt 1987) angegeben).

Eine einfache schematische Zusammenfassung der trophischen Beziehungen in trophischen Ebenen, in der nur ein Parameter, nämlich die Biomasse, berücksichtigt wird, geben die sogenannten Nahrungspyramiden. Ihre Aussagekraft ist im Vergleich zu den oben angeführten Modellen beschränkt, aber allgemein gültig. Die bekannteste Aussage solcher Nahrungspyramiden besteht in der Information, dass die Produktion von der Basis zur Spitze hin abnimmt.

Die in einem Gewässer(-abschnitt) vorhandene Gesamtenergie wird in der Nahrungspyramide von unten nach oben immer kleiner, da die Organismen für Stoffwechselfvorgänge selbst Energie veratmen. Beim Energiefluss wird von einem trophischen Niveau zum nächsten immer nur ein Bruchteil (in der Regel < 10 %) der Energie weitergegeben. Ein Angler, der einen Raubfisch fängt, erntet somit größenordnungsmäßig nur 1 % der ursprünglichen Primärproduktion. Die auf der nächsten Ebene nicht mehr zur Verfügung stehende Energie wird für Stoffwechselfätigkeit („Arbeitsenergie“) benötigt oder geht durch die Ausscheidungsprodukte „verloren“. Die Gültigkeit dieses Ansatzes für Fließgewässer wird beispielsweise durch die Untersuchungen von Frutiger (1983) grundsätzlich bestätigt (Abb. 4.18).

In der sogenannten Trophiepyramide nimmt von der Basis zur Spitze hin nicht nur die Biomasse ab, sondern auch das Verhältnis vom Umsatz (= Erneuerung der Biomasse pro Zeiteinheit = Produktion = P) zur Biomasse. Bei Algen ist das P/B-Verhältnis oft um 10er-Potenzen höher als bei Zooplankton und

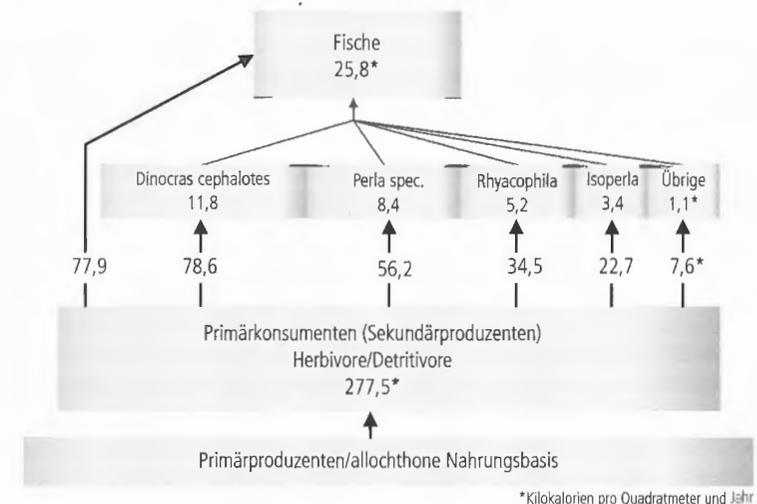


Abb. 4.18 Beispiel einer trophischen Pyramide nach Frutiger (1983).

„Benthos (Chironomiden etwa 15:1, Mollusken vielfach 2:1). Bei Forellenpopulationen rechnet man im Allgemeinen mit P/B um 1, bei Fischarten der Brachsenregion mit P/B von ca. 0,5 (Beispiel: mittlere Fischbiomasse in Brachsenregion 500 kg, jährlicher Zuwachs inkl. Ausfälle durch Räuber etc. daher etwa 250 kg).

Der Stoffhaushalt von Fließgewässern ist im Gegensatz zu Seen, wo Nährstoffe zumindest teilweise zirkulieren, grundsätzlich einseitig gerichtet. Es liegt jedoch auch ein flussauf gerichteter Austausch zwischen Unter- und Oberläufen vor, z. B. wenn Fische Laichwanderungen in Oberläufe oder adulte Insekten Kompensationsflüge durchführen. Das Nährstoff-Spiralen-Konzept trägt der Tatsache Rechnung, dass die in stehenden Gewässern im Kreislauf ablaufenden Prozesse in Fließgewässern in Spiralen aufgelöst sind (Newbold et al. 1981, 1982). Die Nährstoffe werden mit der Strömung stromab verfrachtet und dabei ständig von der anorganisch gelösten Form in organische Substanz übergeführt und wieder freigesetzt. Die Strecke, die ein Nährstoffatom im Rahmen dieses Zyklus zu seinem Ausgangszustand zurücklegt, wird als Spiral-Länge bezeichnet. In intakten, reich strukturierten Gewässern mit zahlreichen Hindernissen (engl.: debris dams) sind diese Nahrungsspiralen vergleichsweise kurz. Für den Hochwasserschutz im Hinblick auf rasche Wasserabfuhr optimierte Gewässerläufe mit glatten Sohlstrukturen und begradigtem Lauf haben hingegen sehr lange Spiralen und somit auch einen geringeren Stoffumsatz (geringere Selbstreinigungskraft).

Die vereinfachende Struktur von Nahrungsketten, -netzen oder -pyramiden lässt eine adäquate Darstellung der Rolle der Bakterien und Pilze kaum zu. Bakterien stehen nicht nur als trophische Eingangsgröße den Kompartimenten zur Verfügung. Sie verwerten auch die aus allen trophischen Ebenen anfallenden Abfälle, Exkrete, Überreste und die übrigen abgestorbenen Substanzen und halten den Nahrungs-Kreislauf in Schwung, indem ihre Biomasse wiederum als Nahrung dient. In den letzten Jahren ist diese Rolle im „Microbial loop“-Konzept wichtiger Bestandteil von Untersuchungen der trophischen Beziehungen und Energieflüsse (Schwörbel 1999).

4.3 Wirbellose Sekundärproduzenten – Vorkommen, Charakteristik, Biologie

Die Sekundärproduzenten der Gewässer umfassen folgende Lebensgemeinschaften:

- Zooplankton:** Lebensgemeinschaft des **Pelagials** (Freiwasserkörper);
- Zoobenthos:** Lebensgemeinschaft des **Benthals** (Bodenzone);
- Neuston:** Lebensgemeinschaft der Wasseroberfläche;
- Ripicole Fauna:** Lebensgemeinschaft der Ufer.

4.3.1 Organismen des freien Wasserkörpers (Plankton)

Die Organismen des Planktons verfügen über Schwimm- und Schweborgane, die es ihnen ermöglichen, den freien Wasserkörper zu besiedeln. Plankton bezeichnet eine Lebensform und ist kein systematisch-taxonomischer Begriff, da Bakterien, Einzeller, Pflanzen und Tiere Vertreter mit planktischer Lebensweise haben. Die wichtigsten phytoplanktischen Vertreter stellen die Cyanobakterien („Blualgen“) und die Algen, insbesondere Kieselalgen (Kap. 4.1.2). Im Tierreich sind, neben Einzellern (z. B. Ciliaten) und Rädertieren (Rotatoria), meist kleinwüchsige Formen aus gewissen Krebsgruppen (Crustacea) durch planktische Lebensweise gekennzeichnet. Die geringe Größe (meist < 2 mm) erleichtert es den Tieren, ständig „in Schweben“ zu bleiben.

Um auch während der Ruhephasen nicht abzusinken, haben viele Planktonorganismen interessante Mechanismen entwickelt: (1) Auftriebskörper wie Öltröpfchen und Gasblasen sind im Gewebe eingelagert; (2) sehr hoher Wassergehalt erhöht den Auftrieb; (3) teilweise bizarr wirkende, sperrige Körperanhänge dienen als Absinkwiderstand und als ideale Schwebfortsätze; (4) Geißeln, Wimpernkranze, Räderorgane oder Ruderfüße dienen, neben dem Schwimmen, als Schwebhilfe.

Der Ausdruck „schwimmen“ ist bei Planktontieren nicht wirklich treffend, da deren Beweglichkeit nicht ausreicht, um gegen Wasserbewegungen (siehe Seiches) oder Strömungen anzukämpfen.

Der typische Lebensraum von Planktonorganismen ist das Freiwasser (Pelagial) stehender Gewässer (Meere und Seen). Das Zooplankton zeigt, als Lebensgemeinschaft des Pelagials, keine oder höchstens phasenweise Bindung an den Gewässerboden. Nur gewisse hochspezialisierte Arten (Larven der Büschelmücken) oder Lebensstadien (Dauereier von Rädertieren oder Krebsen) halten sich dort auf.

Ein wesentlicher Stressfaktor für Planktonorganismen ist der Fressdruck durch Räuber, da im freien Wasserkörper keine Versteckmöglichkeiten bestehen. Die Kleinheit bietet diesbezüglich Vorteile; Wimpertiere (Ciliata) und Rädertiere (Rotatoria) sind meist mikroskopisch klein. Dazu kommt noch, dass viele Planktontiere schwer bis gar nicht sichtbar sind, da sie keine Pigmente besitzen.

Die bekanntesten Planktonkrebse sind die Hüpferrlinge (Ruderfußkrebse der Familien Cyclopidae und Diaptomidae) und die Wasserflöhe (Cladocera). Die Krebschen erreichen maximale Körpergrößen von 1 bis 2 mm (ganz selten mehr) und sind mit freiem Auge meist gut auszunehmen. Ihre Nahrung besteht aus Bakterien und Algen, die aus dem Wasser gefiltert werden. Manche Arten ernähren sich auch als Beutegreifer. Der größte Planktonkrebs (*Leptodora kindtii*), ein räuberischer Wasserfloh, erreicht bis zu zwei Zentimeter Körperlänge. Er ist fast unsichtbar, was ihm auch den Namen „Glaskrebs“ eingebracht hat.

In das Freiwasser von Flüssen abgeschwemmte Litoral- und Benthaltbewohner zählen zum Tychoplankton. Diese teils benthisch, teils planktisch lebenden Organismen der Augewässer und überschwemmten Wiesen kommen in oft ungeheu-

ren Dichten und einer ungewöhnlichen Artenfülle vor. Für das Aufkommen der Jungfische stellt diese Organismengruppe eine unentbehrliche Nahrungsquelle dar. Wichtigste Voraussetzung zur Entwicklung dieser Futterquelle ist die intakte laterale Vernetzung von Hauptfluss und Augewässern. Erst die Dynamik wechselnder Wasserstände, in Kombination mit der Wassertemperatur, wirkt als Taktgeber der Entwicklung. Interessant ist die zeitliche Abstimmung der Jungfischentwicklung mit der Saisonalität des Wimpertier-, Rädertier- und Krebsplanktons. Die Körpergrößen in der genannten Abfolge dieser Organismen korrelieren meist gut mit den zunehmenden Fischlarvenlängen und somit dem Vermögen, bestimmte Futterpartikel (-größen) zu bewältigen.

Das Tychoplankton nimmt im Fluss mit zunehmender Transportstrecke ab. Das Potamoplankton hingegen, die autochthone „Schwebewelt“ eines Flusses, hat die Fähigkeit, während des Transportes in der fließenden Welle zu reproduzieren und damit entlang der Fließstrecke im Bestand zuzunehmen. Planktonarten, die nur in Fließgewässern vorkommen, sind nicht bekannt. Dies bedeutet, dass das Potamoplankton stets von außen nachgeliefert, gleichsam beimpft werden muss. Als ständige Nachschubquellen dienen Seeauslässe und vor allem die vielfältigen Augewässer. Die zahlenmäßig wichtigsten Komponenten im Potamoplankton sind das Phytoplankton und das Einzellerplankton (z. B. Wimpertiere). Das Zooplankton hat in Flüssen eine geringere Dichte, nimmt aber bei geeigneten Bedingungen stromabwärts zu und kann einige tausend Individuen pro Liter erreichen. Verglichen mit einer Dichte von etwa 10 Planktonkreb-Individuen pro Liter in ultraoligotrophen Alpenseen wird deutlich, dass, neben Benthostieren, auch die Komponente der schwebenden Nährtiere eine wichtige Nahrungsbasis für die potamale Fischfauna darstellt.

Gute Entwicklung und hohe Dichten von Potamoplankton setzen gleichmäßig strömende Fließstrecken ohne Hindernisse (etwa Makrophyten oder Turbulenzen) voraus, ausreichend lang für Aufenthalt und Reproduktion. Im Regelfall trifft dies für Potamalstrecken mit geringer Fließgeschwindigkeit und einheitlichen limnologischen Verhältnissen zu. Einmündungen großer Nebengewässer, die zu starken Änderungen der physikalisch-chemischen Verhältnisse führen, anthropogene Stoßbelastungen oder gar die Mündung eines Flusses in das Meer hemmen die Potamoplankton-Entwicklung. Im Meer angelangt, fehlen den Süßwasserplanktonen – nicht zuletzt zufolge der geänderten osmotischen Bedingungen – geeignete Lebensraumverhältnisse.

4.3.2 Organismen der Gewässersohle (Makrozoobenthos)

Der Fachausdruck Makrozoobenthos ist eine Sammelbezeichnung für wirbellose Tiere vieler systematischer Gruppen, die den Gewässerboden bewohnen und zumindest in einem Lebensstadium mit freiem Auge sichtbar sind. Das Kriterium „mit freiem Auge sichtbar“ trägt nicht nur individuelle Unschärfen des Betrachters in sich, sondern lässt auch in Bezug auf die Variabilität im Tierreich ein brei-

teres Interpretationsspektrum zu. Gewisse aquatische Würmer, z. B. Individuen einer wichtigen saprobiellen Zeigergruppe, der Familie Naididae, sind auch vom Fachmann ohne optische Hilfe nur schwer zu erkennen. Die zum Mikrobenthos zählenden einzelligen Wimpertiere dagegen können sehr typische und gut sichtbare Kolonien bilden.

Hinsichtlich der benthischen Lebensgemeinschaften liegen große Unterschiede zwischen Seen und Fließgewässern vor, hauptsächlich bedingt durch die unterschiedlichen Strömungs-, Temperatur-, Sauerstoff- und Substratverhältnisse. In größeren Tiefen der heimischen Seen herrscht konstant eine Wassertemperatur von 4 °C, in Fließgewässern hingegen sind unterschiedlich starke jährliche und diurne Schwankungen typisch. Der Sauerstoff ist in der Tiefe von Seen (v. a. zur Zeit der Stagnation) häufig ein limitierender Faktor, in Fließgewässern hingegen bewirkt hohe Turbulenz meist gute O₂-Versorgung. Seensubstrate sind überwiegend fein und biogenen Ursprungs, in rhithralen Fließgewässern dominieren grobe Kornfraktionen. Hier fehlt aufgrund hoher Fließgeschwindigkeit Plankton meist völlig, die Benthoszönose und die Fische sind die vorherrschenden Lebensgemeinschaften. Im Potamalbereich ist das Substrat überwiegend sandig/schluffig und somit jenem von Seen ähnlich. Wichtige Zeigerfunktion haben auch die Lebensgemeinschaften der Wasseroberfläche und der Ufer.

Zufolge der in erdgeschichtlichem Sinne beständigen Entwicklung weisen Fließgewässer eine stattliche Zahl spezifischer Faunenelemente auf. Vertreter gewisser Insektenordnungen sind fast ausschließlich auf Fließgewässer beschränkt.

Der besseren Übersichtlichkeit halber umfasst die nachstehende Beschreibung alle gängigen aquatischen Tiergruppen, die zum Makrozoobenthos zählen. Die überwiegende Mehrzahl davon dient den Fischen als Nährtiere. Auf spezielle Nahrungsbeziehungen wird im Detail eingegangen.

Schwämme (Porifera, Spongillidae)

Schwämme sind insofern unauffällige Lebewesen, als sie trotz eines Kieselsäure-Skelettes keine eigene Gestalt haben, sondern auf Steinen, Holz oder anderen Unterlagen weißliche, graue, gelbliche, braune oder grüne Beläge bilden (Abb. 4.19). Allerdings können sie in geeigneten Lebensräumen großflächige Aufwüchse von mehreren Quadratdezimetern Fläche bilden. Die Schwämme sind eine sehr ursprüngliche, hauptsächlich im Meer lebende Tiergruppe mit mehreren tausend Arten. Im Süßwasser leben etwa 120 Arten (Mildner et al. 2001). Aus Mitteleuropa sind 6 Arten bekannt, wobei der Forschungsstand aber unbefriedigend ist. Das höchstegelegene bisher bekannte Vorkommen in den Ostalpen (1.840 m Seehöhe) dieser eher in potamalen Abschnitten lebenden Organismen liegt in den mittleren Seetaler Alpen (Mildner et al. 2001).

Schwämme sind getrenntgeschlechtlich und haben schwimmende Larven. Die erwachsenen Tiere sind sessil, das heißt, sie sitzen fest auf ihrer Unterlage. Die Überwinterung erfolgt mittels spezieller Stadien (Gemmulae). Wie die Meeresschwämme ernähren sich auch die Süßwasserschwämme als aktive Filtrierer. Mit Hilfe von Kragengeißelzellen wird Flusswasser in einem verzweigten Röhrensystem durch den Schwammkörper bewegt. Auf diese Weise werden Nahrung, Sauerstoff und Kieselsäure aufgenommen und Abfallprodukte abtransportiert.

Schwämme dienen kaum anderen Organismen als Nahrung. Die bekanntesten Ausnahmen davon stellen die Larven der Schwammfliegengattung *Sisyra*, die mittels Saugzangen

an den Schwammkörpern saugen, und die Larven der Zuckmücke *Xenochironomus xenolabis* dar. In amazonischen Überschwemmungswäldern dienen Süßwasserschwämme auch als wichtige Fischnahrung. Bei Fischen kann man gelegentlich beobachten, dass sie sich an den Schwämmen reiben. Anscheinend bietet die durch scharfe Kieselsäureadeln verstärkte Oberfläche eine wirkungsvolle Reibfläche gegen Ektoparasiten.

Hohltiere (Coelenterata)

Die fast ausschließlich im Meer lebenden Hohltiere (z. B. Quallen, Korallen, Seeanemonen) sind im Süßwasser durch wenige Arten der Nesseltiere (Cnidaria) vertreten, die zur Klasse der Süßwasserpolyphen gehören (Hydrozoa). Der Artenbestand in Mitteleuropa ist unbekannt. Im Süßwasser gibt es, mit Ausnahme der Süßwassermeduse *Craspedacusta sowerbyi*, nur Polypenstadien. Die etwa 2 cm großen Polypen kleben mit einer Fußscheibe auf der Unterlage an (Stein, Holz, Wasserpflanze). Der nur aus zwei Zellschichten aufgebaute Körper besteht aus dem Rumpf, der den Magen umschließt, und der Mundöffnung, die von Tentakeln umstanden ist. Nesseltiere sind räuberisch. Zur Nahrungsaufnahme, aber auch zur Abwehr von Feinden bedienen sie sich der für diese Tiergruppe typischen Nesselkapseln, die bei Berührungsreizen „explodieren“.

Weichtiere (Mollusca)

Der Stamm der Mollusken ist mit über 125.000 Arten nach den Gliedertieren der zweitgrößte Tierstamm. Die Mollusken werden in 8 Klassen eingeteilt, von denen im Binnenland nur die Schnecken und Muscheln vertreten sind. In Österreich sind im Süßwasser etwa 95 Schnecken- und 30 Muschelarten heimisch.

Die **Süßwasserschnecken** teilen sich in zwei Gruppen auf. Die **Vorderkiemenschnecken** atmen mit Kiemen und können ihr Gehäuse durch einen Deckel verschließen. Dieser Deckel befähigt die Tiere, sich von der Außenwelt abzuschließen (Schutz vor Gefahr und Austrocknung). Die **Lungenschnecken** haben die Mantelhöhle als Lungenorgan entwickelt, aber auch Hautatmung ist möglich. Die Tiere verfügen über keinen Deckel, manche Arten können aber ihr Gehäuse mit einem Schleimpfropfen verschließen. Diese ursprünglich von landbewohnenden Vorfahren herzuleitenden Schnecken atmen atmosphärische Luft. Deshalb kann die Mehrzahl nur im Uferbereich leben, wo die Tiere regelmäßig zur Luftaufnahme an die Wasseroberfläche auftauchen. Dementsprechend sind die Wasserlungenschnecken überwiegend Formen stehender oder langsam fließender Gewässer. Nur einige haben ihre Lunge sekundär reduziert und besitzen Hautatmung. Hier sind *Ancylus fluviatilis* und *Radix ovata* zu nennen, die beide, ohne Kontaktaufnahme mit der Wasseroberfläche, auch den Bereich der Stromsohle, besiedeln können.

Die Ernährung der Schnecken erfolgt mit Hilfe der typischen Raspelzunge (Radula) durch Abschaben und Abkratzen von Oberflächen. Gewisse Schnecken der Familien Schnauzenschnecken (Bithyniidae), Federkiemenschnecken (Valvatidae) und Sumpfdeckelschnecken (Viviparidae) ernähren sich auch als aktive Filtrierer.

Wichtige Familien sind:

Unterklasse **Vorderkiemer** (Prosobranchier)

Familie Neritidae – Kahnschnecken: Dickschaliges Gehäuse mit wenigen, rasch zunehmenden Umgängen; kleiner als 1 cm. Gattung *Theodoxus* (Abb. 4.20) mit 4 Arten in Mitteleuropa; sehr selten und gefährdet.

Familie Viviparidae – Fluss- und Sumpfdeckelschnecken: Weidegänger, die aber durch Atemwasser-Filtration auch Schwebstoffe aufnehmen; ovovivipar; 5 Arten in Mitteleuropa.

Familie Valvatidae – Federkiemenschnecken: Mantel rechts mit fadenförmigem Anhang (Manteltentakel) und links mit vorstreckbarer, doppelfiedriger Kieme. Dichtes Flimmerepithel an der Schnauze (Mundscheibe), an den Fußfortsätzen und am Manteltentakel, dient dem Nahrungs- und Atemwassertransport; Filtrierer, Detritusfresser.

Familie Hydrobiidae – Binnen-Zwergdeckelschnecken: Süßwasserbewohner, selten im Brackwasser oder auf feuchten Böden in Küstennähe.

- Unterfamilie Amnicolinae – Quellschnecken: An gleichbleibend niedrige Temperaturen angepasst leben sie fast nur in Quellen und deren obersten Ablauf.
- Unterfamilie Horatiinae – Brunnenschnecken: Zahlreiche Arten in Mitteleuropa, teilweise Endemiten.
- Unterfamilie Potamopyrginae: Im Alpenraum mit einer Art vertreten: Neuseeland-Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*): Etwa 1850 aus Neuseeland nach England eingeschleppt, vor 1893 westeuropäisch, in stetiger und rascher Ausbreitung begriffen; verschmutzungs- und austrocknungsresistent. In Bächen, Flüssen, Brandungszonen von Seen, im Brack- und im Süßwasser; häufig in anthropogen geschaffenen oder stark beeinflussten Gewässern; vivipar.
- Unterfamilie Lithoglyphinae: Fluss-Steinkleber (*Lithoglyphus naticoides*): Südosteuropäisch-pontisch. Auf Hartsubstrat und Schlamm. Charakteristische Schnecke der Weichböden des Potamocoens, deren Vorkommen sich häufig auf große Flüsse und Ströme beschränkt. Die Art ist, wie *Viviparus acerosus*, ein typischer Potamalzeiger.

Familie Bithyniidae – Schnauzenschnecken, z. B. *Bithynia tentaculata*: Austrocknungs- und verschmutzungsresistent; getrenntgeschlechtlicher Detritusfresser und Filtrierer in fließenden und stehenden Gewässern.

Familie Thiaridae – Kronenschnecken: Verbreitung südosteuropäisch-pontisch-pannonisch, dinarisch oder in Thermalgewässern.

Unterklasse **Lungenschnecken**

Familie Lymnaeidae – Schlammmschnecken: Wichtige Familie, auch in Fließgewässern (z. B. *Radix*, teilweise bis über 2300 m Seehöhe).

Familie Acroloxidae – Teichnapfschnecken: *Acroloxus lacustris*: in (verschmutzten) Fließgewässern (hyporhithral-epipotamal) und Stillgewässern, an Wasserpflanzen.

Familie Planorbidae (früher zu Ancyliidae) – Flussnapfschnecken: Wichtigster Vertreter *Ancylus fluviatilis*: ein maximal 13 mm großes Tier, welches als Weidegänger in Quellen, Bächen, Flüssen und Seeufern lebt. Paläarktisch, mit europäischem Schwerpunkt. Die weit verbreitete, rheophile Art besiedelt alle Arten fließender Gewässer, von kleinsten Quellabflüssen bis zu großen Flüssen, sofern geeignete Hartsubstrate vorhanden sind. Die Schale, deren Gewinde reduziert ist, hat durch ihre flache Mützenform eine optimale Anpassung an starke Strömung erreicht. Hierdurch ist *A. fluviatilis* besonders gut an die für andere Schnecken unbesiedelbare Sohle schnellfließender Bereiche angepasst.

Familie Planorbidae – Tellerschnecken: Zahlreiche, teilweise schwierig zu bestimmende Arten; vorwiegend in Stillgewässern.

Familie Physidae – Blasenschnecken: In stehenden und fließenden Gewässern. *Physella acuta* ist ein wichtiger Abwasserzeiger.

Die **Süßwassermuscheln** schützen ihren Körper mit einer zweiklappigen Schale, die durch das Schloss und ein Schlossband miteinander verbunden sind. Sie ernähren sich von im Wasser schwebenden, organischen Zerfallstoffen (Detritus) oder von Plankton und gehören dem Typus der Stillwasser-Filtrierer an. Das zur Ernährung, aber auch Sauerstoffversorgung dienende Wasser tritt durch eine Einströmöffnung ein, Kohlendioxid, Abfallstoffe, aber auch Geschlechtsprodukte treten über die Ausströmöffnung aus. Vor allem Kugelmuscheln (*Sphaerium*) werden von Fischen (z. B. Barbe, Kovacek-Mann 1992) sehr selektiv als Nahrung angenommen.

Interessant sind auch andere Beziehungen zwischen Fischen und Muscheln wie beispielsweise zwischen Bitterling und den Flussmuscheln oder den an Fischen parasitierenden Larven der Großmuscheln.

Familien Unionidae und Anodontidae: Flussmuscheln, mittlerweile selten geworden, und Teichmuscheln stellen unter geeigneten Substrat- und Strömungsverhältnissen vielerorts den Hauptanteil der Biomasse des Makrozoobenthos. Insbesondere in größeren Fließgewässern des Potamals bilden die im Substrat eingegraben lebenden Muscheln dichte Bestände. Alle Arten vermehren sich über parasitäre Stadien an Fischen (die Glochidien), die nach einer Metamorphose zur Jungmuschel vom Wirtsfisch abfallen. Bekannte Arten sind die Bachmuschel (*Unio crassus*), die Malermuschel (*U. pictorum*), die aufgeblasene (dicke) Flussmuschel (*U. tumidus*), die Teichmuschel (*Anodonta anatina*), die Schwanenmuschel (*A. cygnea*), die Strommuschel (*Pseudanodonta complanata*) und neuerdings die mit ostasiatischen pflanzenfressenden Cypriniden nach Europa eingeführte Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*).

Flussmuscheln (Abb. 4.21) stellen an die Wasserqualität und den allgemeinen Gewässerzustand von Still- und Fließgewässern teilweise sehr hohe Ansprüche. In weiten Teilen Mitteleuropas sind die Bestandszahlen der meisten Muschelpopulationen rückläufig, einige Arten sind sogar vom Aussterben bedroht. Gewässerunterhaltung und -ausbau sowie die zunehmende Wasserverschmutzung sind die wesentlichsten Gefährdungsursachen.

Familie Margaritiferidae: Die holarktisch verbreitete Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*, Abb. 4.22) ist weltweit vom Aussterben bedroht. Obwohl sie schon in frühen Jahrhunderten durch Perlenräuberei stark bedroht wurde, ist ihr Rückgang erst in den letzten Jahrhunderten dramatisch. Nach verschiedenen Schätzungen existieren von den ehemals in Mitteleuropa lebenden Muscheln nur noch 2–3 % (z. B. Baer 1970). In der aktuellen Liste der weltweit gefährdeten Arten (2000 IUCN Red List of Threatened Species) ist die Flussperlmuschel in der zweithöchsten Gefährdungsstufe EN (= endangered: „hohes Aussterberisiko in naher Zukunft“) angeführt (Hilton-Taylor 2000). In der Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs (Gepp 1994) ist für die Flussperlmuschel die Kategorie 1, „vom Aussterben bedroht“, angegeben. Die akute Gefährdung der Art lässt sich aus daran ablesen, dass sie in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992) als „Art von gemeinschaftlichem Interesse“ angeführt ist. Darin werden die Mitgliedsstaaten verpflichtet, geeignete Maßnahmen zu ergreifen, die einen günstigen Erhaltungszustand für die Muschel und ihren Lebensraum gewährleisten.

Besonders empfindlich reagieren Jungmuscheln auf Umweltveränderungen. Mehr als eine Million Larven sind erforderlich, um eine einzige erwachsene Muschel hervorzubringen. Nur wenn alle Umweltfaktoren, von der Wasser- und Sedimentqualität über das Nahrungsangebot bis zur Wirtsfischpopulation, positiv zusammenspielen, funktioniert auch der Vermehrungszyklus und ist das Aufkommen von Jungmuscheln in ausreichender Anzahl gewährleistet. Diese extreme Anpassung an intakte nährstoffarme Fließgewässer ist der Perlmuschel in den letzten Jahrzehnten zum Verhängnis geworden und hat sie an den Rand der Ausrottung gebracht.

Die Flussperlmuschel besiedelt die Ober- und Mittelläufe kalkarmer, sauerstoffreicher, nährstoffarmer und kühler Bäche und Flüsse der Mittelgebirge und Niederungen mit silikatisch geprägter Geologie (Granit, Gneis, Buntsandstein, Schiefer oder Basalt). Besonderen Stellenwert hat die Umlandbeschaffenheit, da vor allem die unmittelbar angrenzenden Flächen die wichtigste Nährstoffquelle darstellen und für Qualität und Quantität der Nahrungspartikel ausschlaggebend sind. Natürliche oder extensiv genutzte (vernässte) Wiesenflächen in den Talböden und naturnahe Laub- oder Laubmischwaldbestände scheinen dabei eine gute Nahrungsbasis zu sein (Hruška 1995). Die intensive Verzahnung des Gewässers mit dem Umland schafft daneben auch sehr reichhaltige Strukturen und damit stabile, geschützte Habitate in Ufernähe, welche von der Perlmuschel bevorzugt besiedelt werden. Typisch für Bäche mit guten Perlmuschelbeständen ist auch ein ausgeglichenes Abflussregime, welches nur bei einem entsprechenden Wasserhaltevermögen des Einzugsgebietes gewährleistet ist. Neben einer für diese Gewässer ganz typischen Benthosfauna zeichnen

sich intakte Perlmuschelbäche im Donauraum vor allem auch durch einen guten Bachforellenbestand mit natürlicher Populationsstruktur aus, da diese Fischart im Lebenszyklus der Perlmuschel eine wesentliche Rolle spielt.

Erst mit einem Alter von etwa 15–20 Jahren wird die Flussperlmuschel geschlechtsreif. Ein Muttertier produziert in einer Fortpflanzungsperiode bis zu 10 Millionen zweiklappiger, mikroskopisch kleiner Muschellarven (Glochidien). Bei einem Durchschnitt von etwa 4,2 Millionen Glochidien jährlich ergibt sich bei einer Reproduktionsdauer von 50–60 Jahren ein Ausstoß von insgesamt ca. 200 Millionen Muschellarven (Young & Williams 1984; Bauer 1989). Während der Fortpflanzungszeit werden die Kiemen der weiblichen Muscheln zu Bruträumen, den so genannten Marsupien, umgebildet. Hier werden die Eier durch mit dem Atemwasser aufgenommene Spermien befruchtet. Bei vollständiger Reife werden die Glochidien vom Muttertier ausgestoßen, damit sie an einen geeigneten Wirtsfisch gelangen können. Die Glochidien der Flussperlmuschel sind obligate Kiemenparasiten und zeichnen sich durch eine sehr hohe Wirtsspezifität aus. Diese ist im Donaueinzugsgebiet de facto auf die Bachforelle beschränkt, während im atlantischen Einzugsgebiet auch der Lachs (*Salmo salar*) als Wirtsfisch geeignet ist (Utermark 1973; Bauer 1987). Bauer (1979, 1987) nennt zwar auch den Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) und den Huchen (*Hucho hucho*) als potenzielle Wirtsfische, weist aber ausdrücklich auf deren schlechte Eignung hin. An anderen Fischarten wurde dagegen eine Abstoßung der Cyste beobachtet, darunter auch bei der häufig besetzten Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*).

Bei Fischen, die bereits früher von Muschellarven infiziert waren, kann häufig schon eine Woche nach der Reinfektion eine Immunreaktion festgestellt werden. Diese führt zur Abstoßung zumindest eines Teils der encystierten Glochidien und erklärt die positive Korrelation zwischen der Mortalität der Glochidien und dem Alter des Wirtsfisches. In Mitteleuropa sind deshalb Bachforellen der Altersklassen 0+ und 1+ als Hauptwirte anzusehen. Die in Form von Klumpen ausgestoßenen, nur etwa 0,04 bis 0,07 mm großen Glochidien müssen entweder zufällig von einem Wirtsfisch eingeatmet werden, oder der Fisch schnappt aktiv nach den Glochidienballen, wodurch einige Larven in den Kiemenapparat gelangen. Taktile Reize, die über mehrere Büschel von Sinneshaaren aufgenommen werden, veranlassen die Glochidien mit den Schalen zuzuklappen und dabei Kiemenepithel einzuklemmen. Der Schalenschluss bleibt dauerhaft und wird durch chemische Reize des Blutserums bewirkt. Im Zuge einer unspezifischen Wundverschlussreaktion wird das angeheftete Glochidium innerhalb weniger Stunden vom Epithel überwuchert und auf diese Weise encystiert (Abb. 4.22). In der Cyste entwickelt sich das Glochidium zur Jungmuschel, wenn es nicht zu Gewebs- oder Immunreaktionen kommt, wodurch die Zyste – meist nach ungefähr 7 Tagen – abgestoßen wird (Jungbluth & Utermark 1981).

Die Entwicklung zu fertigen Jungmuscheln, die nun alle Organe der fertigen Muschel aufweisen, dauert in Mitteleuropa in der Regel etwa neun bis zehn Monate. Nach unterschiedlichen, temperaturabhängigen Entwicklungszeiten werden die nun etwa 0,4–0,7 mm großen Muscheln durch aktive Cytolyse und Schalenbewegung frei und sinken auf den Bachgrund. Sie gelangen nun aktiv oder passiv in das Lückensystem der Bachsedimente. Dort verbringen sie ihre ersten Lebensjahre in Tiefen bis zu 50 cm, wo sie auf eine ausreichende Durchströmung und Sauerstoffversorgung der Sediment-Zwischenräume, bei gleichzeitig ausreichender Nahrungsversorgung, angewiesen sind. Die Lebensweise der Jungmuscheln ist immer noch unzureichend erforscht, obwohl diese das empfindlichste Stadium im Entwicklungskreislauf der Flussperlmuschel darstellen. Die Verluste dürften aber auch ohne menschlichen Einfluss, aufgrund der großen Verletzlichkeit und geringen Größe in diesem Alter, sehr hoch sein. Ab einem Alter von etwa 5–7 Jahren erscheinen die jungen Perlmuscheln an der Sedimentoberfläche. Mit dem starken Fuß im Sediment verankert, filtern die adulten Muscheln kleinste Nahrungspartikel (Bakterien und Detritus) aus der fließenden Welle. Die Aufnahme erfolgt über die Einströmöffnung, wobei das ein-

strömende Wasser das feine Gitternetz der Kiemen passiert. Hier werden Nahrungspartikel ausgefiltert, und gleichzeitig wird dem Wasser Sauerstoff für die Atmung entzogen. Über feine Flimmerhärchen wird die Nahrung in den Magen transportiert und verdaut. Die un-verdaulichen Reste werden über die Ausströmöffnung wieder ausgeschieden.

Die Flussperlmuschel besiedelt bevorzugt Habitats mit stabilen Verhältnissen, insbesondere kiesige und sandige Substrate zwischen größeren Steinen und Blöcken, die einen guten Schutz vor zu starken Sedimentbewegungen bieten (Ziuganov et al. 1994; Ofenböck 1998). Obwohl die Muschel in der Lage ist, mit Hilfe ihres Fußes kurze Wanderbewegungen durchzuführen, sind die meisten Tiere sehr ortstreu (Strecker 1989) und können bei optimalen Verhältnissen jahre- oder sogar jahrzehntelang auf demselben Platz bleiben.

Unter idealen Umweltbedingungen, wie geringem Nährstoffgehalt und niedrigen Wassertemperaturen, hat die Perlmuschel ein sehr langsames Wachstum und, verbunden damit, im Tierreich eine sehr hohe Lebenserwartung. Je langsamer die Muschel wächst und je weniger Sauerstoff sie verbraucht, desto älter kann sie werden. Demzufolge erreicht die Perlmuschel in ihrem nördlichen Verbreitungsgebiet auch ein Alter bis zu 140 Jahren, während die ältesten Individuen in den spanischen Populationen maximal 30 bis 40 Jahre alt werden (Bauer 1992a).

Die Tatsache, dass diese Muschelart Perlen beinhalten kann, rief bei den Menschen seit jeher große Neugierde hervor. Die Entstehung der Perlen versuchte man mit zahlreichen Mythen und Märchen zu deuten, die später von wissenschaftlichen Überlegungen abgelöst wurden. Die Perlen entstehen als Folge einer Verletzung oder des Eindringens eines Fremdkörpers in das Muschelinnere. Diese Verletzung bewirkt, dass von der Muschel kalkhaltiges Material produziert und der Fremdkörper damit schichtweise überlagert wird. Die Perle wächst allerdings nur sehr langsam. Riedl (1928) gibt an, dass eine Perle mit nur vier Millimetern Durchmesser etwa 20 bis 25 Jahre Entwicklungszeit hinter sich hat. Dass Perlen zudem keineswegs häufig vorkommen, bestätigt wiederum Hessling (1859), der historische Aufzeichnungen über die Perlengewinnung des Fürstbistums Passau in niederbayerischen und oberösterreichischen Bächen studierte und dabei herausfand, dass nur etwa in jeder 3000sten Muschel „eine Perle guter Qualität“ zu finden ist.

Wesentliche Ursachen für die Bestandsrückgänge sind: Die Befruchtung der Eier ist nur dann erfolgreich, wenn genügend Individuen auf engem Raum angesiedelt sind. Im Larvalstadium sind die Muscheln äußerst anfällig für verschiedene Gefahren. Die vom Muttertier ausgestoßenen Glochidien müssen in einem vergleichsweise riesigen Wasserkörper von einem geeigneten Wirt, nämlich einer nur wenige Zentimeter großen Bachforelle, eingeatmet werden, um sich an deren Kiemen festklemmen zu können. Die Gefahr der Abstoßung dieses „Fremdkörpers“ durch das Kiemengewebe ist insbesondere bei größeren Wirtsfischen vergleichsweise hoch.

Ist die parasitäre Phase überstanden, so fallen die Jungmuscheln von den Wirtskiemen ab und verdriften mit der fließenden Welle. Die Chance, ein geeignetes Habitat zu finden (feinkörnige, gut durchströmte Bettsedimente mit ausreichender Sauerstoffversorgung), ist selbst in einem natürlichen Gewässer gering. Sie sinkt mit zunehmender anthropogener Beeinflussung des Gewässers entsprechend. Erst die adulte Flussperlmuschel ist durch ihre dicke Kalkschale vor Gefahren gut geschützt.

Generell lassen sich die Gefährdungsursachen in zwei Kategorien einteilen. Auf der einen Seite stehen jene, die akut wirken und unmittelbar den Tod von Individuen nach sich ziehen (beispielsweise Perlräuberei, Prädation, Schadstoffeinträge, Bachräumungen). Die zweite Kategorie der Gefährdungsursachen umfasst kontinuierliche Veränderungen im Lebensraum der Muschel. Diese chronischen Veränderungen sind in der Regel langandauernd und werden im Gewässerumland, beispielsweise durch Nutzungsänderungen, verursacht oder finden im Bachbett selbst statt (z. B. Regulierungen).

Familie Dreissenidae – Wandermuscheln: Die in Mitteleuropa nur durch eine Art, *Dreissena polymorpha* (Abb. 4.23), vertretene Familie stellt Filtrierer, die im Gegensatz zu den übrigen Süßwassermuscheln auch Hartsubstrate besiedeln. Fortpflanzung und Verbreitung findet über planktische Veligerlarven statt, die während des Sommerhalbjahres unter Umständen einen bedeutenden Anteil des Flussplanktons ausmachen. Die adulten Muscheln heften sich mit Byssusfäden, einem erstarrenden Sekret, an Steine, Hartsubstrate und Flussmuschelschalen. Die Wandermuschel war ursprünglich nur in der unteren Donau heimisch, nachdem sie seit Ende des Riss/Würm-Interglazials in weiten Teilen ausgestorben war. Sie konnte sich jedoch, begünstigt durch Kanäle, seit knapp 200 Jahren wieder über alle mittel- und westeuropäischen Flusssysteme ausbreiten. *Dreissena polymorpha* ist ein charakteristischer Vertreter des Potamons bzw. Eulimnions.

Familie Sphaeriidae – Kugel- und Erbsenmuscheln: Diese Kleinmuscheln gehören mit über 20 mitteleuropäischen Taxa zur artenreichsten Familie der Süßwassermuscheln. Während die Vertreter der Gattung *Sphaerium* noch bis zu 30 mm Länge erreichen, bleiben die Arten der Gattung *Pisidium* fast ausnahmslos sehr klein und werden nur wenige Millimeter lang. Die Bestimmung der Sphaeriidae ist schon deshalb sehr schwierig. Alle Arten vermehren sich ovovivipar. Die Jungmuscheln wachsen dabei in einer Bruttasche heran und verlassen das Muttertier als bereits fertig entwickelte Muschel. Infolge der geringen Größe finden die Sphaeriidae in unterschiedlichsten Substrattypen und Strömungsbereichen geeignete Lebensbedingungen. Sie benötigen nicht, wie die Flussmuscheln, einen zum Eingraben geeigneten Untergrund, sondern können sich in das vorhandene Lückensystem zurückziehen. Zahlreiche Arten haben vergleichsweise enge Milieuanprüche und sind daher ausgezeichnete Zeigerarten.

Strudelwürmer (Turbellaria)

Dorsoventral abgeflachte, schwimmend und kriechend sich fortbewegende Niedere Würmer (Typus: Kriechsohle; vgl. Kap. 4.4.1; Abb. 4.24). Das Spektrum der Wohngewässer reicht von Quellen bis zu verschmutzten stehenden Gewässern. Die Ernährung erfolgt räuberisch, teilweise wird Aas aufgenommen. Die Beute wird mit einem zähen Schleim umhüllt, mit Verdauungsssekret aufgelöst und aufgesaugt. Am Beispiel der Strudelwürmer wurde bereits vor über 110 Jahren das Phänomen der längenzonalen Verteilung von Benthosorganismen beschrieben (Voigt 1892).

Saitenwürmer (Nematomorpha)

Die Saitenwürmer zählen mit einer Körperlänge von 30 cm bis maximal 1,5 m zu den längsten Benthostieren. Die Artenzahl in Mitteleuropa ist ungeklärt, Schwab (1995) spricht von 50 Arten in unseren Binnengewässern. Der bekannteste Vertreter ist *Gordius aquaticus*, das Wasserkalb. Es handelt sich dabei um langgestreckte Würmer mit kreisrundem Körperquerschnitt von maximal 1,5 mm. Die Larven parasitieren in Wasserinsekten (große Käfer, Libellenlarven), aber auch Landinsekten, wie Heuschrecken. Die Wirte überleben den Befall eines Saitenwurmes meist nicht, da sie bis auf wichtige Organe zur Aufrechterhaltung der Körperfunktionen leergefressen werden. Der Darm der Saitenwürmer ist stark zurückgebildet, Blutgefäß- und Exkretionssystem fehlen; weitere Merkmale: keine funktionsfähige Mundöffnung, Körperhohlraum mit schlauchförmigen Genitalien ausgefüllt, getrenntgeschlechtlich. Die Adulten sind oft in seichtem Wasser (Ufernähe von Teichen, Seen und Flüssen) zu finden, wo die Eiablage erfolgt.

Fadenwürmer (Nematoda)

Mermithidae

Schlanke, weißlich opake Fadenwürmer von 1–3 cm Körperlänge. Die aus den Eiern schlüpfenden Infektionsstadien der Mermithidae dringen zumeist aktiv in die Leibeshöhle ihrer

Wirtstiere ein. Es folgt dann das parasitische Stadium, welches durch rasches Wachstum, begleitet von erheblichen morphologischen Umwandlungen, gekennzeichnet ist. Während dieser Zeit ernähren sich die Mermithidae von der Hämolymphe ihrer Wirte. Die Aufnahme von Nährstoffen erfolgt parenteral über die syncytiale Epidermis. Ein Teil der aufgenommenen Nährstoffe wird in einem Speicherorgan, dem sogenannten Trophosom, gespeichert. Am Ende der parasitischen Lebensphase treten die Mermithidae aktiv aus dem Wirtstier aus. Die bereits geschädigten Wirtstiere sterben zumeist durch den zusätzlichen Hämolymphe-Verlust infolge des Austretens des Parasiten. Die Mermithidae sind daher nicht Parasiten im engeren Sinn, sondern genaue Parasitoide. Als Wirtstiere kommen bei den Mermithidae nahezu alle Insektenordnungen sowie Spinnen, Weberknechte, Landasseln, Myriapoda und selbst Schnecken in Frage (Kaiser 1991). Die Mermithidae lassen sich aufgrund ihres Lebensraumes grob in terrestrische und aquatische Arten unterteilen. Die aquatischen Vertreter besiedeln sowohl stehende Gewässer als auch Fließgewässer. Die Artenzahl in mitteleuropäischen Gewässern ist noch unbekannt, aber allein aus Österreich werden etwa 30 Species gemeldet (Kaiser, mündl. Mitt.). Es wurde beobachtet, dass Makrozoobenthostiere aus belasteten Fließgewässern deutlich stärker von Mermithiden parasitiert wurden als Tiere aus unbeeinträchtigten Fließgewässern. Möller (1987) gibt ebenfalls an, dass der Befall durch Parasiten in beeinträchtigten Gewässern in höherem Maße auftritt.

Filaria

Filarien sind langlebige Parasiten des Menschen. Alle benötigen während der Larvalentwicklung eine gewisse Zeit in einem blutsaugenden, teilweise auch aquatisch lebenden Insekt. Wichtige Filarien und die von ihnen hervorgerufenen „Krankheiten“ (Filariosen) sind: *Wuchereria bancrofti* – „Elefantiasis“; *Onchocerca volvulus* – „Flussblindheit“; *Loa loa* – „Loiasis“; *Brugia malayi*, *B. timori* – „Filariose“. Nach WHO-Schätzungen aus dem Jahr 1984 sind weltweit 90 Millionen Menschen mit Filarien infiziert. Die Gesundheitsschäden werden durch Anhäufung adulter Tiere im Lymphsystem hervorgerufen. Die Bekämpfung erfolgt oft durch Vernichtung der Zwischenwirte und ist auch mit einer Schädigung des aquatischen Ökosystems verbunden.

Bandwürmer (Cestoda)

Bandwürmer sind extrem an eine endoparasitische Lebensweise angepasst. Vorliegend wird nur kurz auf Fischparasiten eingegangen. Drei Möglichkeiten des Befalls sind gegeben: 1) Fisch ist Endwirt, geschlechtsreife Bandwürmer leben frei im Darm; 2) Bandwurmlarven leben frei oder eingekapselt in der Leibeshöhle, den Leibeshöhlenorganen oder der Muskulatur; der Fisch ist Zwischenwirt; 3) Bandwürmer, die als Larven in Leibeshöhlenorganen, als geschlechtsreife Tiere im Darm leben. Der Fisch ist Zwischen- und Endwirt.

Entwicklung: Die ersten Entwicklungsstadien der fischparasitären Cestoden haben Kleinkrebse (Copepoda) oder Würmer als Zwischenwirt. Cestoden, die als Larven in Fischen vorkommen, erreichen ihr geschlechtsreifes Stadium in Raubfischen, Vögeln und Säugern (einschl. Mensch).

Kelchwürmer (Kamptozoa)

Sessile, nahezu ausschließlich marine Strudler (aktive Filtration mit Tentakelkrone). Kleine Tiere in Millimetergröße von der Gestalt eines schlankstielligen Weinkelches. Einzeltiere und Kolonien; etwa 150 Arten weltweit. In Mitteleuropa eine Art (*Urnatella gracilis*), in Österreich und der Slowakei 1998 in der March nachgewiesen (Vranovský & Šporka 1998)

Wenigborstige Würmer (Oligochaeta)

Die meisten Arten der Wenigborster (Abb. 4.25), zu deren bekanntesten Vertretern der Regenwurm gehört, sind Landbewohner. Nur eine geringe Zahl lebt im Süßwasser (in Öster-

reich etwa 110 Arten). Die Nahrung besteht zumeist aus tierischem und pflanzlichem Detritus. Der Lebensraum reicht vom Sand- und Kiesbereich der Gletscherbäche bis zu stark eutrophierten Fließgewässern und Faulschlammzonen. Im Schlamm lebende Tiere wohnen oft in Röhren. Während Kiesbewohner hakenförmig beborstet sind (Anpassung an die Strömung), weisen reine Schlammbewohner eine Beborstung mit langen Fadenborsten auf, die ein Einsinken in das Lockersubstrat verhindern. Der Besitz von Blutpigmenten befähigt einige Vertreter zu einer effektiveren Ausnutzung des vorhandenen Sauerstoffes. In gewissen aquatischen Lebensräumen mit Feinsediment-Ablagerungen (z. B. das Benthon stehender Gewässer, Seen, aber auch Flusstau) stellen die Würmer neben den Zuckmücken die wichtigste Nahrungsquelle für Fische dar.

Egel (Hirudinea)

Egel sind eine räuberisch oder (ekto)parasitisch lebende Klasse der Gürtelwürmer (Clitellata). Sie halten sich bevorzugt in pflanzenreichen, seichten Gewässern auf, besiedeln aber auch Bäche, Flüsse und Seen. Aus Österreich sind 30 Arten bekannt (ohne Krebsigel). Egel haben einen länglichen, gegliederten Körper mit streng fixiertem Bauplan von 34 Segmenten. Die Anzahl der sichtbaren Körpersegmente ist aber durch sekundäre, tertiäre oder gar quartäre Faltungen wesentlich größer (siehe Abb. 4.26). Typisch für den Bauplan von Egel sind die (zumeist) beiden Saugnäpfe, am vorderen und hinteren Körperende (Abb. 4.27).

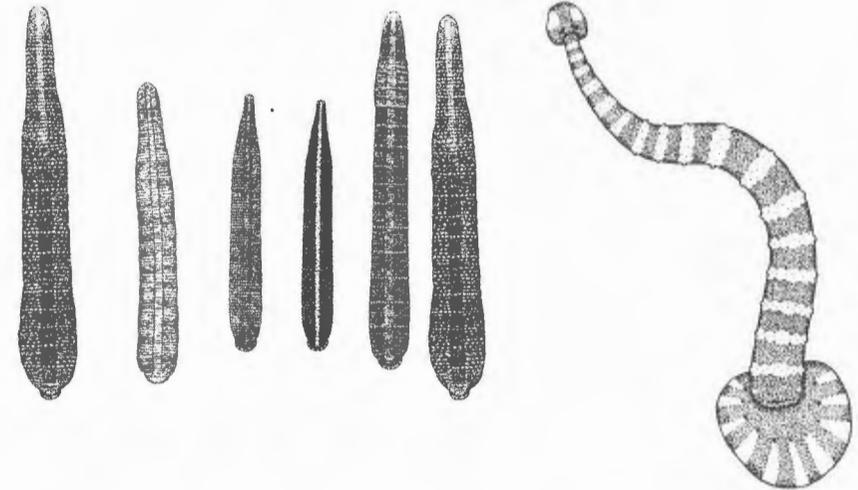


Abb. 4.26 Diverse Arten der Familie Erpobdellidae (Hunds- oder Rollegel, pinxit: H. Nese-mann)

Abb. 4.27 Fischegel *Cystrobranchus* (pinxit: H. Nese-mann)

Egel sind Zwitter und vermehren sich obligat geschlechtlich. Räuberisch lebende Vertreter verschlingen ihre Beutetiere zur Gänze, parasitisch lebende nehmen die Körperflüssigkeit ihrer Wirtsorganismen mit Hilfe spezieller Kiefer oder eines vorstreckbaren Rüssels auf. Diese parasitische Lebensweise ist vor allem bei Fischegeln ausgeprägt. Fischegel sind gewöhnlich langgestreckt und von zylindrischer Körperform. Auffallend sind die scheibenförmigen Saugnäpfe, die teilweise ein Vielfaches der Körperbreite ausmachen.

Nesemann & Neubert (1999) führen innerhalb der knapp über 90 europäischen Arten 14 Fischegel an, weisen aber auf den geringen Kenntnisstand über diese Parasitengruppe hin.

Durch Blutsaugen werden Fischegel ihren Wirtstieren kaum gefährlich. Nur bei übermäßig großem Befall tritt pathologische Anämie auf. Allerdings können im Fischblut lebende Cryptobien (Flagellaten) oder auch Nematoden (*Dracuncula*) übertragen werden. In reinen Gewässern sind Fischegel zumeist selten. Ein gehäuftes Auftreten kann mit Umweltstress verbunden sein und wird eher in künstlichen (Stau- oder Teichhaltungen) oder in organisch verschmutzten Gewässern (saprobielle Güteklasse II-III) beobachtet.

Neben ubiquitären Arten haben die Fischegel Vertreter, die in sehr kennzeichnender Weise längenzonal verbreitet sind. Während zum Beispiel *Cystobranchnus respirans* sommerkalt, sauerstoffreiche Rhithralgewässer der collinen Höhenstufe besiedelt, ist der obligate Welsparasit *Cystobranchnus fasciatus* in seinem Vorkommen auf potamale Tieflandflüsse (z. B. Thaya, March, Donau, Rhein) beschränkt (hinsichtlich weiterführender Literatur siehe Nesemann & Neubert 1999).

Krebsegel (Branchiobdellida)

Krebsegel leben symbiontisch (parasitisch) mit (auf) dem Flusskrebis (Koevolution, Abb. 4.28). Der Flusskrebis stellt daher nicht nur eine einzelne gefährdete Art dar, sondern repräsentiert zugleich ein Mikrohabitat zahlreicher anspruchsvoller Spezialisten. In Österreich sind zwei Gattungen von Krebsegel mit 6 Arten vertreten (siehe Flusskrebse).

Moostiere (Bryozoa)

Vorwiegend marine Tiergruppe mit über 5000 Arten; nur wenige Vertreter dieser seit 500 Millionen Jahren als Versteinerungen nachgewiesenen Gruppe besiedeln das Süßwasser. In Österreich 10 Arten, in Mitteleuropa 12 Arten.

Kennzeichnung: Koloniebildend, festsitzend, auf Unterlagern flach aufwachsend bis dreidimensional in Zentimeter- bis Dezimetergröße; Einzeltiere nur ein bis wenige Millimeter groß (Abb. 4.29). Mit wenigen Ausnahmen (z. B. *Fredericella sultana* auf Steinunterseiten, etwa in der Donau) in potamalen, weitgehend stehenden bis langsam fließenden Gewässern. Körper des Einzeltieres besteht aus Wohnröhre (Cystid) und beweglichem (rückziehbarem) Körperteil (Polypid). Aktive Filtrierer: Strudelapparat mit Tentakeln. Nahrung: zumeist Algen und Bakterien. Vermehrung: Zwitter, in der warmen Jahreszeit geschlechtliche Vermehrung (aktiv schwimmende Larven) oder Knospung. Überwinterung als ungeschlechtlich erzeugte Dauerstadien (Statoblasten); passive Verbreitungsfunktion.

Bärtierchen (Tardigrada)

Klein, meist nicht über 1 mm. Etwa 600 Arten weltweit; Artenzahl für Mitteleuropa nicht bekannt. Besiedeln aquatische oder zumindest feuchte Lebensräume (im Süßwasser: verrottendes Laub, auf Pflanzen, in Moospolstern, im Uferbereich). Vier Paar stummelförmiger Laufbeine ohne äußere Gliederung. Pflanzenstecher und Räuber (Beute: Rotatoria, Nematoda, Enchytraeidae). Zumeist getrenntgeschlechtlich, zum Teil auch Parthenogenese. Fähigkeit, ein sehr robustes Dauerstadium (Tönnchen) durch Anhydrobiose (Trockenstarre) zu bilden (Überlebensbereich: +96° bis -272 °C).

Spinnentiere (Chelicerata)

Wassermilben (Hydracarina)

Die Wassermilben, ursprünglich Landbewohner, besiedeln mit sehr vielen, schwer bestimmbareren Arten ein großes Spektrum von Gewässertypen. Kleine Arten (0,3–8 mm), Junglarven 6-beinig, spätere Stadien 8-beinig. Larven zumeist parasitisch, adulte Wassermilben ernähren sich räuberisch; die Beute besteht vorwiegend aus Kleinkrebsen und

weichhäutigen Insektenlarven. Die Milbenfauna vieler Länder ist, trotz des hohen Indikatorwertes dieser Gruppe, schlecht bearbeitet (Gerecke 1994; Gerecke et al. 1998)

Wasserspinnen (Araneae)

Eine Art, die Wasserspinn (*Argyroneta aquatica*, Abb. 4.30), verbringt ihr gesamtes Leben unter Wasser. Die zum Atmen benötigte Luft wird mit dem Hinterleib von der Wasseroberfläche aufgenommen und umgibt diesen – aufgrund zahlreicher kurzer Fiederhärchen – als silbrige Luftglocke. In fein gewebten Luftglocken wird die Atemluft unter Wasser gespeichert. Daneben gibt es Fress-, Wohn-, Häutungs- und Fortpflanzungsglocken. Lebensdauer: 2 Jahre. In pflanzenreichen stehenden Gewässern. Räuberisch und zugleich eine der giftigsten heimischen Spinnenarten, wenn auch ausgeprägte Krankheitssymptome oder gar Todesfälle nicht vorkommen.

Zahlreiche weitere Spinnen sind landlebend, jagen aber auch auf oder unter der Wasseroberfläche: z. B. die Gattungen *Dolomedes* (Listspinn, Abb. 4.31) und *Piratra* (Piratenspinn).

Krebstiere (Crustacea)

Blattfußkrebse (Branchiopoda)

Überwiegend Süßwasserbewohner ephemerer Binnengewässer. In Österreich extrem gefährdet, da sie Tümpel, Gräben und überschwemmte Wiesen im Hochwasserabflussbereich zumeist großer Flüsse bewohnen. Diese Lebensräume wurden durch Hochwasserschutzanlagen aber häufig vernichtet oder funktionell degradiert.

- Anostraca (Kiemenfüßer): Weltweit 185 Arten. Typus „Salinenkrebsechen“ (*Artemia salina*). 4 Familien, 6 Gattungen, 8 Arten in Österreich.
- Spinicaudata: Weltweit etwa 180 Arten, in Österreich 4 Familien, 5 monospezifische Gattungen.
- Laevicaudata: Weltweit etwa 40 Arten, in Österreich nur *Lyncaeus brachyurus*.
- Notostraca: Weltweit 11 Arten, 2 Arten in Österreich: *Triops cancriformis* und *Lepidurus apus*.

Muschelkrebse (Ostracoda)

Meist ca. 1 mm lange, bodenbewohnende Krebse, deren Körper von einem zweiklappigen Kopfschild muschelförmig umschlossen ist. Detritusfresser, teilweise räuberische Ernährung. Meist getrenntgeschlechtlich, auch parthenogenetisch. Etwa 5000 Arten weltweit.

Fisch- oder Karpfenläuse (Branchiura)

Ausschließlich parasitische Gruppe. Weltweit über 50 Arten (Schäperclaus 1954). In EU nur durch die Gattung *Argulus* mit drei Arten vertreten: *Argulus foliaceus*, *A. coregoni* und *A. japonicus*. Körperlänge: 5–6 cm; extrem abgeflacht, blattförmig. Charakteristika: Körper wird am Rücken durch ein herzförmiges Schild bedeckt; Saugnäpfe durch Umbildung der ersten Kieferfüße; Saugrüssel mit Stachel (Giftdrüse); 2 Kieferfüße; 4 Paar Beine (Schwimmfüße). Lebensraum: Seen, Teiche, langsam fließende Gewässer, Metapotamon, Altarme. Lebensweise: freilebende Parasiten, nur vorübergehend an Fische angeheftet (Nahrungsaufnahme); gute Schwimmer. O₂ wird an zwei Atemfeldern (neben den Saugnäpfen) aufgenommen. Nahrung: Karpfenlaus sticht mit dem Stilet in die Fischhaut, mit Vorliebe an ungeschützten, gut durchbluteten Stellen (Flossengrund, Mundpartie). Blut wird in großen Mengen aufgenommen und in Blindsäcke des Darmes verteilt. Tier kann bis zu drei Wochen hungern. Entwicklung (etwa 8–10 Wochen): Begattung der Weibchen, wenn diese am Wirtsfisch haften; bis zu 250 Eier werden auf Wasserpflanzen, Steinen oder festen Unterlagern abgelegt. Nauplius und Metanaupliusstadien werden im Ei durchlaufen. Nach 3–4 (5) Wochen Schlupf als Copepodid; 6 Copepodidstadien. Wirtstiere: Karpfen, Hechte, Barsche, Aal, Stichlinge, Gründlinge,

diverse andere Cyprinidae, Reinanken, Forellen, Äschen, Zander, Aquarienfische (exotische Arten), Amphibien.

Malacostraca – Syncarida

Brunnenkrebse (Bathynellacea)

Kleine Tiere (1–2 mm Körperlänge, langgestreckt, schlank), leben im Lückensystem grundwasserführender Schotter und Sande. Der Carapax ist auf die Kopfreion beschränkt. Auf den Kopfteil (Cephalon) folgen acht freie Thoracomeren und 5 Pleomeren. Die Nahrung besteht aus Detritus, Bakterien und Beutetieren (z. B. Würmer). Etwa 160 Arten weltweit. Trotz wiederholter Funde in Höhlen oder im Grundwasser ist die Fauna Mitteleuropas nicht hinreichend bearbeitet.

Malacostraca – Eucarida, Decapoda

Süßwassergarnelen (Caridea, Atyidae)

Etwa zwei Zentimeter lange, fast durchsichtige Garnelen (*Atyaephyra desmaresti*) mit brauner Tüpfelzeichnung. Ursprünglich im Mittelmeer heimisch. Über Frankreich nach Deutschland und durch die Öffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals im September 1998 nach Österreich eingewandert. Lebt zwischen Wasserpflanzen und unter Steinen, in der Uferzone bzw. in lenitischen Bereichen. Die Tiere sind Detritus- und Algenfresser, teilweise räuberisch.

Edel-(Fluss-)Krebse (Decapoda)

Flusskrebse zählen aufgrund ihrer Größe und auffälligen Gestalt, wohl aber auch wegen ihres schmackhaften Fleisches und ihrer damit verbundenen wirtschaftlichen Nutzbarkeit zu den bekanntesten Benthostieren. Weltweit in mehreren hundert Arten vertreten, sind in Mitteleuropa nur wenige Edelkrebs-Spezies beheimatet. Einst in teilweise sehr großen Beständen vorkommend, wurden die europäischen Krebspopulationen durch einen vor etwa 150 Jahren aus Nordamerika nach Europa eingeschleppten Schlauchpilz – die Krebspest (*Aphanomyces astaci*) – beinahe ausgerottet. Die Krebsgemeinschaften haben sich bis heute nicht mehr erholt, wobei dies mehrere Umstände verhindern:

- Vernichtung, Veränderung und strukturelle Monotonie der Lebensräume
- Übermäßige Verschmutzung der Gewässer
- Weiterbestand der Krebspest
- Neubesatz durch nicht heimische Krebsarten aus Übersee verursacht Konkurrenzdruck und steten Neubefall durch die Krebspest
- Förderung von Fressfeinden (z. B. Aal, Reiher, Kormoran, Fischotter etc.)

Die Verschmutzung der Gewässer stellt diesbezüglich ein noch vergleichsweise geringes Problem dar. Edelkrebse sind nämlich nicht so sehr auf extrem sauberes Wasser angewiesen, wie oft argumentiert wird. Eine bayerische Studie von Bohl (1989) konnte belegen, dass der klassische Fluss- oder Edelkrebs *Astacus astacus* durchaus noch in Gewässern der saprobiellen Güteklasse II–III vitale Bestände ausbildet und teilweise bis in alpha-mesosaprobe Gewässer(zonen) vordringt. Sogar der empfindlichere Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) erträgt noch Güteklasse II–III. Im Sinne eines Managements von Krebsgewässern sind solche „Toleranzen“ jedoch, im Zusammenhang mit weiteren Stressfaktoren, zu relativieren (z. B. Strukturdefizite, Krankheiten, Parasiten). Als ideale Gewässergüteklassen sind für den Steinkrebs I–II und II und für den Edelkrebs II anzustreben, zumal eine gewisse Empfindlichkeit gegenüber dem Wasserchemismus und niedrigem Sauerstoffgehalt während der Häutungen (Butterkrebss stadium) gegeben ist. An dieser Stelle ist positiv anzumerken, dass zufolge großer Anstrengungen auf dem Sektor der Gewässerreinigung in den letzten 30

Jahren die Belastung von Fließgewässern durch fäulnisfähige Abwässer und Schadstoffe stark abgenommen hat. Der Verlust an geeigneten Lebensräumen konnte aber, trotz umfangreicher Verbesserungs- und Sanierungsmaßnahmen, noch nicht wettgemacht werden.

Wesentliche Ziele für ideale Krebsgewässer sind eine den standörtlichen Verhältnissen entsprechende Substratheterogenität, mit Vorliegen von Erosions- und Sedimentationsbereichen, sowie intakte Wasser-Land-Übergangszonen. Edelkrebse gelten als ideale Indikatoren für natürliche Uferbereiche mit guter Vernetzung der aquatischen und terrestrischen Zonen, da die Tiere gerade diese Ökotope bevorzugt besiedeln. Ausschlaggebend sind hier eine mosaikartige Heterogenität der Uferstrukturen und ausgeprägter Wechsel unterschiedlicher Uferneigungen und Kornfraktionen. Neben kleinräumigen Abfolgen flacher, steiler und unterspülter Bereiche ist die Erhaltung gesunder Ufervegetation eine unverzichtbare Grundlage für die Ausbildung guter Krebsbestände. Die Ufergehölze wirken als wichtige Lebensraum-Strukturen (z. B. Erlenwurzeln), als Refugialzone bei Hochwässern oder Stoßbelastungen und natürlich auch als Pufferzonen gegenüber Einträgen aus dem Umland.

Edelkrebse sind im Allgemeinen omnivor. Ihr Nahrungsspektrum umfasst abgestorbene und frische Pflanzenteile, diverse Kleinlebewesen wie Würmer, Egel, Insekten, Kleinkrebse, Schnecken, Muscheln etc., aber auch Wirbeltiere wie Fische, Frösche und sogar Wasserratten (Pöckl 1998a). Kannibalismus wird vor allem in Populationen mit einem hohen Erwachsenenanteil beobachtet. Magenuntersuchungen am Edelkrebs zeigen, dass im Frühjahr hauptsächlich verrottende Blätter, Wurzeln und Rinde, im Hochsommer grüne Pflanzen (*Ranunculus*, *Potamogeton*, *Myriophyllum* und diverse Grünalgen) den Hauptteil der Nahrung ausmachen (Abrahamsson 1966). Der Dohlenkrebs präferiert weiche Blätter von Laubgehölzen vor Wasserpflanzen (Reynolds 1979). Damit greifen Krebse durchaus in die Artzusammensetzung der Vegetation ein, beeinflussen deren Dichte und Struktur und sind überdies noch wesentlich an der Nahrungsaufbereitung für andere Organismengruppen beteiligt. Altersbedingte Ernährungsunterschiede zeigen sich in einem hohen Anteil tierischer Substanz bei juvenilen Stadien und vermehrter Aufnahme von Vegetation und Detritus im Falle geschlechtsreifer Krebse. Ein interessanter Aspekt der Ernährungstechnik ist das Filtrieren von feinen Nahrungspartikeln bei Jungkrebsen. Damit lassen sich gerade während der sensiblen Häutungsphasen riskante Ausflüge zur Nahrungsbeschaffung vermeiden (Budd et al. 1978).

In Mitteleuropa sind ursprünglich vier Edelkrebsarten heimisch: Der Flusskrebs oder Edelkrebs (*Astacus astacus*, Abb. 4.32), der Sumpfkrebs oder Galizier (*Astacus leptodactylus*) sowie die Steinkrebse der Gattung *Austropotamobius* mit zwei Arten, dem Steinkrebs (*A. torrentium*) und dem Dohlenkrebs (*A. pallipes*, Abb. 4.33). Edelkrebs und Steinkrebs zählen in Mitteleuropa zu den ehemals sehr häufigen Arten, wobei die Steinkrebse bevorzugt Quellgerinne und sommerkalte Bäche niedriger Ordnungszahl besiedeln und hier selbst austrocknende Gewässerläufe dauerhaft bewohnen. In unteren Oberläufen und Mittelläufen treten Mischpopulationen von Stein- und Edelkrebsen auf, auch Alpenseen werden besiedelt. Das Verbreitungsgebiet der Steinkrebse umfasst Frankreich, Luxemburg, die Schweiz, Deutschland, Österreich, die Slowakei, Ungarn, Slowenien, Kroatien und weitere Gebiete des ehemaligen Jugoslawien, Rumänien und Nord-Griechenland (Albrecht 1983; Bohl 1989; Eder & Hödl 1998; Pöckl 1998b; Troschel 1999).

Obwohl der über große Teile Europas verbreitete Fluss- oder Edelkrebs auch Seeufer und Teiche als Lebensraum annimmt, zählen sommerwarme Fließgewässer ab den Mittelläufen zu den typischen Wohngewässern.

Der Dohlenkrebs, eine weitgehend auf West- und Südeuropa konzentrierte Steinkrebs-Art, weist in Deutschland (Baden-Württemberg) und Österreich (Kärnten, Tirol) nur versprengte Vorkommen auf und nimmt in Südtirol und der Schweiz rezent stark ab (Füreder & Machino 1999; Mickasch 1999). Die Lebensräume gleichen jenen des Steinkrebse, aber auch Gewässer mit schlammigem Substrat werden besiedelt (Petutschnig 1998).

Der pontokaspische Sumpfkrebs ist vorwiegend in Kleinasien und Osteuropa verbreitet und erreicht im Donauebiet östlich von Wien und im österreichisch-ungarischen Grenzgebiet seine westliche Verbreitungsgrenze (Nesemann et al. 1995). Allerdings wurde der Galizier nach der Krebspest als „ungarischer Edelkrebs“ in Deutschland, Österreich und der Schweiz auch künstlich eingebracht.

Die kleinwüchsigen Steinkrebse und Dohlenkrebse haben kaum wirtschaftliche Bedeutung, gelten aber als sensible Zeiger für intakte Gewässerstrukturen. Die bis zu 370 Gramm schweren Flusskrebse gelten seit Menschengedenken als Delikatesse und willkommene Eiweißquelle. An dieser Stelle ist auch auf das „forum flusskrebse“ hinzuweisen, das im Jahr 2001 als Verein zur Förderung und zum Schutz der europäischen Flusskrebse und ihrer Lebensräume gegründet wurde (www.forum-flusskrebse.com).

Als Reaktion auf den durch die Krebspest verursachten Zusammenbruch der Edelkrebsbestände wurden bereits gegen Ende des 19. Jahrhunderts pestresistente nordamerikanische Kamberkrebse (*Orconectes limosus*) in Mitteleuropa eingesetzt. Diese Art gilt als aggressiv, breitet sich rasch aus und verdrängt die heimische Krebsfauna. Gegen 1960 kam der Besatz mit nordamerikanischen Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) in Mode. Genauso wie der Kamberkrebs ist auch der Signalkrebs ein latenter Dauerüberträger der Krebspest. Auf diese Weise werden die heimischen Bestände nicht nur durch Konkurrenz, sondern auch durch ständige Neuansteckung mit der Krebspest zusätzlich geschwächt. Eine dritte nordamerikanische Art, deren Neuaufreten zunehmend auch im Alpenraum beobachtet wird, ist der Rote amerikanische Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*). Diese aus dem Mississippidelta stammende, auffällige Art hat innerhalb weniger Jahre zahlreiche autochthone Krebsbestände in Portugal, Spanien und Frankreich vernichtet. *Procambarus* gilt als äußerst resistent und lässt sich in der Natur ohne Schaden für die anderen Lebewesen nicht mehr regulieren. Die Tatsache, dass trotz wissenschaftlich belegter Warnungen und gesetzlicher Verbote auch heute noch illegal gebietsfremde Krebse ausgesetzt werden, ist schärfstens zu kritisieren und zu bekämpfen.

Im Zuge der aktuellen Diskussionen um den Schutz von Edelkrebsen tritt zunehmend auch der Aspekt in den Vordergrund, dass Krebse nicht nur eo ipso Schonung verdienen, sondern dass diese großwüchsigen Organismen selbst Lebensraum – ein „Mikrohabitat“ – für zahlreiche andere Organismen darstellen. Neben bislang noch ungenügend untersuchten Einzellern und Ruderfußkrebsen stellt besonders die Symbiose von Edelkrebsen mit Krebssegeln (Branchiobdellida, Abb. 4.28) ein faszinierendes Kapitel der Biologie dar. Früher als „schädliche Parasiten“ in Krebszuchten bekämpft, ist heute bekannt, dass die Krebssegel – ähnlich den Putzerfischen – eine wichtige Rolle bei der Reinhaltung von Außenpanzer und Kiemen spielen. Krebssegel sind dabei wirtsspezifisch an bestimmte Flusskrebsarten und sogar Körperpartien gebunden. Dadurch leben obligat auf einer Krebsart mehrere Krebssegelarten. Über die Parameter Dichte und Vergesellschaftung epizoischer Krebssegel lassen sich mittels einer schonenden Untersuchung weniger Krebs-Exemplare wichtige Aussagen über die Natürlichkeit oder den Gesundheitszustand einer Krebspopulation treffen (Nesemann 1998).

Malacostraca – Peracarida

Schwebgarnelen (Mysidacea)

Die Mysidacea sind überwiegend Meeresbewohner, nur einige Arten drangen auch ins Süßwasser vor. Die Schwebgarnelen unterscheiden sich von den „echten“ decapoden Garnelen außer durch den Besitz eines für Peracarida typischen Brutbeutels dadurch, dass nur drei oder vier Peraeonsegmente mit dem Kopf-Brust-Teil (Carapax) verschmolzen sind und die Peraeopoden zwei etwa gleichlange Äste tragen. In Mitteleuropa sind drei Arten (Neozoa) bekannt:

Die oligohaline pontokaspische Art *Limnomysis benedeni* erreichte – vom Schwarzen Meer her sich ausbreitend – 1973 Österreich und 1994 Deutschland. Die maximal 2 cm großen Tiere bewohnen Stillwasserzonen (Augewässer) und lenitische Bereiche des Donaustromes und des Rheins (Tittizer et al. 2000) und halten sich bevorzugt in Ufernähe und in der Vegetation auf. Die Ernährungsweise ist filtrierend.

Die im Kaspischen, Asowschen und Schwarzen Meer heimische *Hemimysis anomala* gelangte, nach Besatz in der ehemaligen UdSSR, über Zuflüsse der Ostsee in Küstengewässer, wo sie vermutlich von Schiffen in die Bundeswasserstraßen verschleppt wurde. Mittlerweile ist diese Art aus Rhein, Main, Neckar und Donau nachgewiesen (Wittmann et al. 1999; Tittizer et al. 2000). Seit 2001 ist in Österreich als dritte pontokaspische Art auch *Katamysis warpachowsky* vertreten (Wittmann 2002).

Flohkrebse (Amphipoda)

Flohkrebse nehmen in Fließgewässern oftmals eine entscheidende Rolle im trophischen Gefüge ein. Ihre Nahrung besteht aus lebenden oder verwesenden Pflanzen, Blättern, Detritus und Aas. Gewisse Arten ernähren sich auch räuberisch. Die Bachflohkrebse stellen selbst wiederum eine wertvolle Nahrungsbasis für Fische dar.

Das Hauptverbreitungsareal der mehr als 6000 Flohkrebse-Arten liegt im Meer und im Brackwasser, nur Vertreter der Familie Gammaridae besiedeln ursprünglich auch Binnengewässer Mitteleuropas (exklusive der artenreichen, aber ungenügend belegten Grundwasser- und Höhlenkrebse). Durch Zuwanderung von Neozoen hat sich die Zahl der limnischen Amphipoden freilich deutlich erhöht. Gegenwärtig sind diese Zuwanderer aber zumeist auf die großen Wasserstraßen beschränkt.

Die meisten Amphipoda haben einen seitlich zusammengedrückten Körper mit Kopf-, Brust (Peraeon)- und Hinterleib (Pleon)-Abschnitt. Am Kopf befinden sich die beiden paarigen Antennen, die ungestielten Komplexaugen (Ausnahme: die blinden Höhlenflohkrebse der Gattungen *Crangonyx*, *Microniphargus*, *Niphargellus*, *Niphargopsis*, *Niphargus*) und die Mundwerkzeuge. Von den sieben Beinpaaren des Brustabschnittes (Peraeopoden) sind die ersten vier kopfwärts (drei fungieren meist als Mundwerkzeuge) und die letzten drei nach hinten gerichtet (Schwimmbeinfunktion). Die Beinpaare des in zwei Abschnitte geteilten Hinterleibes (Pleosom und Urosom) werden als Pleopoden (Schwimmbeinfunktion) und Uropoden bezeichnet (diverse Funktionen).

Durch die typische Rückenbedornung ist der Flussflohkrebs (*Gammarus roeselii*) die wohl auffallendste heimische Amphipodenart. Die südosteuropäische Art fehlt zwar in den nördlichen Ländern, ist jedoch in kontinentaleuropäischen Mittel- und Unterläufen von Flüssen weit verbreitet. Auch die früher oftmals verwechselten Arten Gemeiner Flohkrebse (*Gammarus pulex*) und Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*, Abb. 4.34) sind in europäischen Gewässern häufig. Der holarktisch und borealpin (boreomontan) verbreitete Seeflohkrebs (*Gammarus lacustris*) bewohnt Bergseen und zählt durch seine Körpergröße von 2,5 cm neben den Fischen zum Nekton.

Die relativ großen Arten der Gattung *Dikerogammarus* sind durch eine typische Urosombedornung erkennbar. Der Zweihöcker-Flohkrebs (*D. bispinosus*), der Große Höckerflohkrebs (*D. villosus*) und der Kleine Höckerflohkrebs (*D. haemobaphes*) haben in jüngster Zeit weite Gebiete Mitteleuropas kolonisiert und sind in den letzten Jahren auch in Deutschland eingewandert. Im Ungarischen Donau-Stromabschnitt ist *D. villosus* seit Anfang des 20. Jahrhunderts belegt (Dudich 1927). Ab 1991 wird die Art in Bayern oberhalb von Passau im Uferblockwurf gefunden (Nesemann et al. 1995), in den folgenden Jahren erfolgte eine starke Bestandszunahme. Die Einwanderung von *D. villosus* drängte *D. haemobaphes* stark zurück. Bis zur Einwanderung von *Obesogammarus obesus* war *D. villosus* der dominante und oft massenhaft vorkommende Flohkrebse.

Auch der Granataugen-Flohkrebs (*Echinogammarus ischnus*) entstammt dem Schwarzmeergebiet und ist im ungarischen Stromabschnitt seit Anfang des 20. Jahrhunderts nachweisbar (Dudich 1927). Die Art ist offensichtlich schon vor längerer Zeit, vermutlich in den achtziger Jahren, in die obere Donau eingedrungen (Tittizer & Banning pers. Mitt.). Schulte & Weinzierl (1990) konnten die Art lediglich durch Einzelfunde 1980 und 1994 am Jochenstein belegen. Im Wiener und Tullner Becken trat *E. ischnus* 1987 nach der Errichtung der Staustufe Greifenstein auf (Pöckl 1988). Außer in der Donau ist die Art auch in norddeutschen Schifffahrtsstrassen, im Rhein und in der Weichsel nachgewiesen.

Ein weiterer, erst vor wenigen Jahren ins bayerisch-österreichische Donaugebiet eingewanderte Flohkrebs, *Echinogammarus trichiatus*, kommt ursprünglich ebenfalls aus dem Schwarzen Meer. Die Art wurde erst ab 1996 um Passau gefunden (Weinzierl et al. 1997). Ihre Ausbreitung dürfte wahrscheinlich durch die Schifffahrt begünstigt worden sein und auf punktueller Einschleppung beruhen. *E. trichiatus* besiedelte ab Sommer 1998 auch die oberösterreichische Donau, seine Bestandsdichte nahm seither zu. Im gleichen Zeitraum wurde der Flohkrebs trotz intensiver Nachsuche bei Wien noch nicht belegt. Es ist daher ein noch unzusammenhängendes Verbreitungsmuster anzunehmen. Mit weiterer Ausbreitung ist zu rechnen.

Obesogammarus obesus ist ebenfalls eine pontokaspische Art, die in den Unterläufen einiger großer Zuflüsse des Schwarzen Meeres vorkommt (Carausu et al. 1955). *O. obesus* ist weniger weit flussaufwärts vorgedrungen als andere pontokaspische Flohkrebsarten und hat sich erst in jüngster Zeit stärker ausgebreitet. Früher war die Art nur aus der unteren Donau bekannt, mit obersten Fundstellen am Eisernen Tor (Dudich 1947; Karaman 1953). Bis etwa 1992 erreichte sie in der Donau den Budapester Raum (Nesemann et al. 1995) und breitete sich danach sehr schnell bis in die obere Donau aus. Fast zeitgleich wurde *O. obesus* in der Kleinen Ungarischen Tiefebene (1994, Csányi pers. Mitt.), bei Klosterneuburg (Winter 1994/95), bei Passau und unterhalb von Regensburg (Weinzierl et al. 1996) gefunden. Im Jahr 1998 war *O. obesus* in Augewässern in Klosterneuburg bei Wien (Geschirrwasser) vertreten. Im Hauptstrom der Donau entwickelte die Art bis 1999 sehr rasch individuenreiche Bestände und wurde stellenweise zum häufigsten Flohkrebs.

Der Schlickkrebs oder Süßwasser-Röhrenkrebs (*Corophium curvispinum*, Abb. 4.35) ist einer der mengenmäßig hervorstechendsten pontokaspischen Neozoen, erreicht die Art doch Dichten von über 500.000 Individuen pro Quadratmeter. Vom Schwarzmeergebiet nicht nur in das Donausystem aufsteigend, hat sich der Schlickkrebs über die Wolga, den Dnjepr und Schifffahrtskanäle bis hin in den Rhein (ab 1987) ausgebreitet. Seine Verbreitung wurde durch Schifffahrt, Stauhaltungen, Kanalbau und hohe Mobilität (aktive Wanderung) ermöglicht. Der Konkurrenzvorteil ergibt sich durch die Fähigkeit, schwer besiedelbare Substrate – etwa den Uferblockwurf – durch selbst gesponnene Wohnröhren zu kolonisieren (Janecek & Moog 1994). Die Schlickkrebsarten sind aktive Filtrierer, die auf Grund der „Rauheit“ ihrer Wohnröhren Feinsedimente aus der freien Welle zum Sedimentieren veranlassen. Schon von der potenziellen Menge her zählen Schlickkrebsarten zu den wichtigsten Fischnährtieren. Während die entlang der Donau eingewanderten Tiere sich auf den Hauptstrom, gewisse Auebereiche und die Mündungsbereiche großer Nebenflüsse beschränken, ist neuerdings eine Einwanderung von Schlickkrebsen in burgenländische und süd-oststeirische Flüsse festzustellen.

Bestimmungsschlüssel und Angaben zur Biologie und Ökologie der Amphipoden finden sich bei Pöckl (1988) und Eggers & Martens (2001).

Wasserasseln (Isopoda)

Die Wasserasseln sind eine hauptsächlich marine Tiergruppe, von der nur wenige Vertreter ins Süßwasser vordrangen. Die „klassische“ Wasserassel *Asellus aquaticus* stellt keine hohen Ansprüche an die Gewässergüte. Geringe Strömungsgeschwindigkeit und hoher Detritus-

anteil kennzeichnen ihren Lebensraum. Gemeinsam mit dem Rollegel ist die Wasserassel eine Charakterform der alpha-mesosaprobien Stufe.

Das Vorkommen der rheophilen pontokaspischen Assel *Jaera istri* (Abb. 4.36) ist auf große Wasserstraßen beschränkt. Die einzige im Süßwasser weit verbreitete Art der Gattung hat ihr ursprünglich streng pontokaspisches Areal innerhalb des letzten Jahrzehntes bedeutend nach Mitteleuropa hin erweitert. *Jaera istri* gehört zu einer fast ausschließlich marinen Familie der Meeresküsten und besiedelt dort bevorzugt Hartsubstrate und Spritzwasserzonen.

Insekten

Eintagsfliegen (Ephemeroptera)

Eintagsfliegen sind zwar nur eine kleine Insektengruppe, spielen aber durch ihre oftmals hohen Individuenzahlen eine bedeutende Rolle als Fischnährtiere. Darüber hinaus fungieren Eintagsfliegen als wichtige aquatische Umweltindikatoren, da viele Arten sehr sensitiv gegenüber Veränderungen ihrer Lebensräume reagieren.

Weltweit sind über 2500 Arten beschrieben (Hubbard 1990), für Zentraleuropa (Niederlande, Belgien, Luxemburg, Deutschland, Schweiz, Österreich, Tschechien, südwestliche Slowakei und Ungarn westlich der Donau) führen Bauernfeind & Humpesch (2001) 141 Arten an.

Künstliche Imitationen der Nymphen dieser Insektenordnung werden bevorzugt beim Fliegenfischen verwendet. Diese spezielle Art sich mit dieser Tiergruppe zu befassen hat zur Folge, dass auch in populärwissenschaftlichen Veröffentlichungen ausgezeichnete Informationen zu dieser Insektenordnung vorliegen. Reisinger et al. (2002) etwa bieten hervorragende Lebendaufnahmen vieler mitteleuropäischer Eintagsfliegen-Arten.

Die Eintagsfliegen(larven) lassen sich von anderen Insekten leicht unterscheiden: Sie haben Tracheenkiemen und drei (nur ausnahmsweise zwei) fadenförmige Schwanzanhänge am Hinterleib; die Beine haben nur einfache Tarsalklauen; gleichsam als Unikum im Insektenreich ist zwischen dem letzten Larvenstadium (der „Nymphe“) und dem geschlechtsreifen Adulttier ein geflügeltes Zwischenstadium – die Subimago – eingeschoben (Abb. 4.37). Die Lebensspanne einer Eintagsfliege, vom Ei über zahlreiche Larvenstadien zur erwachsenen Imago (Abb. 4.38), beträgt zwischen wenigen Monaten bis zu drei Jahren. Die überwiegende Mehrzahl der Arten hat eine Generation pro Jahr. Das Adultstadium ist, mit Ausnahme einer lebendgebärenden (ovoviviparen) Art (*Cloeon dipterum*), kurz (wenige Stunden) und dient nur noch der Fortpflanzung.

Eintagsfliegen sind zwar eine Charaktergruppe rhithraler Gewässer, besiedeln aber ein breites Spektrum von Gewässertypen, darunter auch Quellen, kleine Gräben, Tümpel, Teiche und die Ufer großer stehender Gewässer. In den großen Flüssen des Flachlandes treten zwar nur wenige, aber dafür sehr typische Charakterarten auf, die zu den synchron stattfindenden Schlüpfzeiten schon seit eh und je die Aufmerksamkeit auf sich zogen. Durch die anthropogene Überformung ihrer Lebensräume sind aber viele Arten in Mitteleuropa bereits verschollen oder hinsichtlich der Anzahl stark dezimiert. Die selten gewordenen Massen-Hochzeitschwärme der Eintagsfliegen sind heutzutage den Fernsehkanälen Berichte in der „primetime“ wert. Schleuter et al. (1989) berichten, dass zufolge des synchronen Massenschwärmens der noch vor 40 Jahren im Rhein für ausgestorben gehaltenen „Augustfliege“ (*Ephoron virgo*) in Bonn so starke Verkehrsbehinderungen auftraten, dass gewisse Rheinbrücken gesperrt werden mussten. Inzwischen besiedelt diese, auch respektlos als Uferasseln bezeichnete, Eintagsfliegenart große Teile des Mittel-, Ober- und Niederrheins, aber auch andere große Gewässer wie beispielsweise den Main und die Donau (Tittizer et al. 1989; Schöll 1993).

Die Larven ernähren sich von Algenaufwuchs, Detritus und Pflanzenteilen. Innerhalb der Ernährungstypen sind Weidegänger, Detritusfresser und Filtrierer vertreten.

Die Larven zeigen eine perfekte Anpassung an ihren Lebensraum. Es lassen sich fünf Lebensformtypen unterscheiden: schwimmende, klammernde, kriechende, kletternde und grabende Larven.

Schwimmertyp (z. B. Siphonuridae, Ameletidae, Baetidae): Die schwimmenden Lebensformtypen haben, ähnlich den rheophilen Fischen, einen stromlinienförmigen Körper (Abb. 4.39: *Baetis* sp.). Die drei reich behaarten Schwanzborsten fungieren dabei als sehr effektive Schwimm- und Steuervorrichtung, wobei dieser „Schlagschwanz“ durch Schläge des Hinterleibes funktioniert. Diese typischen Auf- und Abbewegungen des Abdomens werden übrigens von allen Ephemeropteren zur Lokomotion verwendet.

Klammertyp (z. B. Heptageniidae, Oligoneuriidae): Viele Vertreter des Klammertyps sind strömungsliebend (Abb. 4.40). Die Larven bleiben meist in direktem Kontakt mit der Unterlage und sind für diese Lebensweise mit einem abgeflachten Körper, Krallen und speziellen Kiemenkonstruktionen ausgestattet. Viele Gattungen haben unbewegliche Kiemen, deren Aufgabe neben der Sauerstoffversorgung darin besteht, den Larvenkörper gut gegen die Unterlage abzudichten. Auf diese Weise wird ein Unterspülen und „Ausheben“ durch die Strömung verhindert. Eine diesbezüglich ganz spezielle Anpassung an das Leben in starker Strömung stellt der „Kiemensaugnapf“ der Gattung *Rhithrogena* dar (z. B. Latzel 1984).

Kriechtyp (z. B. Leptophlebiidae, Potamanthidae, Caenidae): Die Larven halten sich auf Makrophyten, im Kieslückensystem, unter Steinen oder in lenitischen Zonen mit Feinsedimenten auf (Abb. 4.41).

Klettertyp (z. B. Ephemerellidae, einige Baetidae): Meist an die submerse Vegetation gebunden; oftmals stark behaart und durch die an den Haaren haftenden Schlammartikel getarnt.

Grabender Typ (z. B. Ephemeridae, Polymitarcidae, Palingeniidae): Die oftmals sehr großen Larven leben in Feinsedimenten der Sand-, Schlamm- oder Tonfraktion. Mit den Vorderbeinen und Mandibel-Fortsätzen (Abb. 4.42) werden Wohnröhren ins Sediment gegraben. Da diese Tiere oft in selbstgebauten Röhren und Gängen sitzen, verlaufen die fädig-büscheligen Tracheenkiemen seitlich am Rücken. Auf diese Weise werden sie bei der Fortbewegung im Lückensystem nicht verletzt und können in eleganten Fächerbewegungen Nahrung und Atemwasser durch die Wohnröhren filtrieren. Die grabenden Lebensformen zählen, mit Ausnahme gewisser *Ephemera*-Arten, zu den typischen Bewohnern des Potamals großer Flüsse wie Rhein, Donau, March und Theiß.

Die Fachliteratur für Deutschland (Haybach 1998), die Schweiz und Liechtenstein (Studemann et al. 1992), Österreich (Bauernfeind 1994, 1995), Tschechien und die Slowakei (Soldan et al. 1998) ist gut sortiert. Die aktuellste Zusammenstellung für Mitteleuropa geben Bauernfeind & Humpesch (2001).

Steinfliegen (Plecoptera)

Die Steinfliegen oder Plecoptera (vom griechischen plekein = falten, und pteron = Flügel; der große Hinterflügel wird in Ruhelage fächerförmig umgefaltet) sind mit Ausnahme der Antarktis weltweit verbreitet. Etwa 2000 Arten sind bisher bekannt, in Mitteleuropa kommen etwa 130 Arten vor. Aus Österreich sind bislang 124 Spezies belegt (Graf 1999, Graf et al. 2002a), eine ähnlich große Artenzahl ist aus Deutschland dokumentiert (Reusch & Weinzler 1999).

Die Steinfliegen bilden eine stammesgeschichtlich alte Insektenordnung, die bereits im Perm auftritt und deren urtümliche Gestalt sich seither kaum verändert hat. Die Imagines besitzen vielgliedrige Fühler, drei Stirn- und zwei Komplexaugen, vier häutige, stark geaderte Flügel, die in Ruhe flach über dem Hinterleib zusammengelegt werden, drei gleichartige Schreitbeinpaare und am Hinterleibsende zwei Cerci (Abb. 4.43 bis 4.46). Die meisten einheimischen Arten sind klein und unscheinbar (die kleinste Art, *Capnopsis schilleri*, erreicht etwa 5 mm Körperlänge), einige wenige Arten erreichen jedoch die beträchtli-

che Länge von bis zu 3 cm (z. B. *Perla grandis*). Die Larven der europäischen Steinfliegen entwickeln sich ausschließlich im Wasser (Abb. 4.47 und 4.48), wobei je nach Art und Geschlecht 10 bis 25 Häutungen durchgemacht werden. Das letzte Larvenstadium (oft als Nympe bezeichnet) ist an den dunkel gefärbten Flügelscheiden erkennbar, in denen die Flügel, aufgerollt und doch schon fertig entwickelt, liegen. Der Schlupf zum geschlechtsreifen Tier (hemimetabole Entwicklung) erfolgt an Land meist nachts bzw. in den frühen Morgenstunden, damit während der sensiblen Aushärtungsphase der Räuberdruck gering gehalten wird. Die leeren Larvenhäute (Exuvien) sind oft an Brücken bzw. an der Ufervegetation massenhaft zu finden (Abb. 4.49).

Die Adulttiere zeigen eine geringe Flugaktivität und führen insgesamt eine verborgene Lebensweise. Aufgrund ihres eingeschränkten Aktionsradius eignen sich die unterschiedlichen Arten unter den Wasserinsekten hervorragend für biogeographische Studien.

Adulte Steinfliegen halten sich meist auf Steinen bzw. in der Ufervegetation unweit der Wohngewässer der Larven auf. Die Paare finden sich, soweit bekannt, durch Klopfsignale beider Geschlechtspartner. Mit dem vibrierenden Hinterleib, der oftmals mit einer Bauchblase ausgestattet ist, werden Uferstrukturen betrommelt. Dabei schlägt jede Art ihren eigenen Rhythmus an, wobei das in der Regel aktivere Männchen vagabundierend die Gegend durchstreift und regelmäßig sein „Minnelied“ ertönen lässt. Kommt es in „Hördistanz“ eines Weibchens – die Schallschwingungen werden mit den Fußgliedern wahrgenommen – so antwortet dieses auf der Stelle verharrend in der gleichen Weise, allerdings in einer für Weibchen typischen Variante. Dieser Dialog wird so lange fortgesetzt, bis sich die Partner erstatten können.

Die Trommelsignale, die interessierte Naturbeobachter im Fall größerer Arten auch im Freiland hören können, lassen sich im Labor aufzeichnen und in Form von Oszillogrammen darstellen.

Langzeitig isolierte Populationen von Steinfliegen wurden von Ruppert (1997) hinsichtlich ihrer populationseigenen akustischen Signale untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass diese Isolate im Laufe der Zeit eigene „Dialekte“ entwickelt haben. Trotz morphologischer Identität können demnach die Geschlechter gewisser Vertreter des weitverbreiteten *Capnia bifrons*-Komplexes in Europa durch Trommelgeräusche nicht mehr zueinander finden und müssen daher als eigene Biospezies angesehen werden.

Die larvalen Stadien leben im und auf dem Gewässergrund. Shredder, wie die Vertreter der Familie Nemouridae (Abb. 4.47), sind wesentlich an der Aufarbeitung des im Herbst eingetragenen Laubes beteiligt. Typische Habitate sind Debris-dams, pools, Wasserpflanzenbestände und strömungsberuhigte Uferbereiche, wo individuenreiche Bestände vorliegen können. Die räuberischen Arten wie Perlodidae und Perlidae sind tagsüber häufig an der Unterseite großer Steine anzutreffen. Bei Einbruch der Dunkelheit jedoch verlassen sie ihre Verstecke und jagen auf der Bachsohle. Durch ihre Körpergröße sind sie neben den Fischen die Top-Prädatoren unserer Fließgewässer. Als einziger, sehr seltener, jedoch ausgesprochener Habitatspezialist sandiger Flüsse gilt die grabende Art *Isoptena serricornis*. Vertreter der Capniidae, Chloroperlidae und Leuctridae – letztere werden im englischen Sprachraum auch „needle flies“ (eingedeutscht als „Nadelschlanke“, Abb. 4.43) genannt – sind durch ihre schlanke Körperform befähigt, ins hyporheische Interstitial „abzutauchen“. Als Beispiel sei hier die Art *Leuctra major* angeführt, die mit Ausnahme der Schlupfphase ständig in größeren Tiefen des Schotterkörpers lebt. Solche Formen werden als Lebensraumtyp des Kieslückenschlänglers bezeichnet. Ihr verstärktes Auftreten gilt als Indikator für ein gut durchlüftetes Interstitial. Im Alluvial naturbelassener Flüsse der USA treten immer wieder in Brunnen massenhaft Adulte auf, und zwar in Distanzen von mehreren Kilometern vom oberflächlich wasserführenden Flussbett (Stanford & Ward 1988). Es ist dies ein guter Beleg für die Bedeutung des unterirdischen Lebensraumes als wichtiges Segment des aquatischen Gesamtsystems.

Entsprechend der gültigen Systematik innerhalb der mitteleuropäischen Steinfliegen werden zwei große Gruppen (Unterordnungen) unterschieden:

- Die Systellognatha: diese Unterordnung umfasst die – mehrheitlich räuberisch lebenden – Familien der Perlidae (Gattungen *Perla*, *Dinocras*, *Agnatina*, *Marthamea*), Perlodidae (Gattungen *Arcynopteryx*, *Dictyogenus*, *Diura*, *Isoperla*, *Isogenus*, *Perlodes*) und Chloroperlidae (Gattungen *Chloroperla*, *Isoptena*, *Siphonoperla* und *Xanthoperla*).
- Die Euholognatha: diese Unterordnung wird durch die vornehmlich pflanzliches Material fressenden Familien der Leuctridae (einzige Gattung *Leuctra*), Capniidae (Gattungen *Capnia*, *Capnopsis* und *Capnionera*) und Nemouridae (Gattungen *Nemoura*, *Amphinemura* – und *Protonemura*) repräsentiert.

Die überwiegende Mehrheit der Steinfliegenarten bewohnt sauerstoffreiche und kühle Rhithralgewässer, von denen Österreich mit seinem hohen Alpenanteil eine Vielzahl aufweist. Mit den Veränderungen der physiographischen Faktoren im Gewässerlängsverlauf (Verringerung des Gefälles und der Strömungsgeschwindigkeit bei gleichzeitiger Erhöhung der maximalen Wassertemperatur und des Feinsedimentanteiles) geht der Anteil der Steinfliegen an der aquatischen Lebensgemeinschaft naturgemäß deutlich zurück. In Stillgewässern selbst kommen nur wenige Arten vor. Gerade die stenöken Arten von Fließgewässern der Talböden sind mittlerweile mitteleuropaweit bedroht bzw. schon verschwollen, da ihre Lebensräume von den unterschiedlichsten anthropogen bedingten Veränderungen (Regulierungen, Längs- und Querbauwerke, Reduktion bzw. Veränderung der Ufervegetation, Gewässerverschmutzung unterschiedlichster Art) besonders stark betroffen sind.

Die ursprüngliche Plecopterenfauna großer mitteleuropäischer Flüsse und ihrer Nebenarmsysteme ist nur schwer rekonstruierbar. Typische Elemente der Donau, des Rheins und der Weichsel, wie *Marthamea vitripennis*, *Xanthoperla apicalis*, *Oemopteryx loewii*, *Brachyptera trifasciata*, *Taeniopteryx araneoides* und *Isogenus nubecula*, müssen etwa seit Mitte unseres Jahrhunderts als ausgestorben gelten. Obwohl ihr z. T. massenhaftes Schlüpfen so auffallend war, dass z. B. *Brachyptera braueri* aufgrund dieses Phänomens von der an der Moldau ansässigen Bevölkerung als „Pragfliege“ bezeichnet wurde (Landa et al. 1997), liegen rezente nur noch wenige Funde isolierter Restpopulationen vor (Graf 1997). Von *B. trifasciata* wird 1868 berichtet, dass in den italienischen Alpen Zweige unter dem Gewicht der Fliegen brachen (Ravizza & Zwick 1981). Rezente Nachweise der erstmals im Alpenrhein weit verbreiteten Art beschränken sich in Österreich auf den Alpenrhein in Vorarlberg (Graf et al. 2002b). Viele, vor allem kleinere und unauffällige Formen dürften schon vor ihrer „wissenschaftlichen“ Entdeckung aus den Flüssen verschwunden sein.

Die Gründe dafür sind vielfältig und umfassen einen Komplex von abiotischen Generalfaktoren, wie Substratverteilung, Strömungsgeschwindigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt des Gewässers, auf dessen Veränderung besonders die empfindliche Gruppe der Steinfliegen sensibel reagiert. *Isogenus nubecula* z. B. konnte noch bis in die 50er Jahre mitten in Wien gefunden werden. Nachweise von *Marthamea vitripennis*, *I. nubecula* und *Isoperla obscura* liegen von derselben Periode aus der slowakischen Donau vor (Brtek & Rothschein 1964).

Enge Strukturbindung und hohe Sensibilität gegenüber chemisch-physikalischen Parametern machen die Steinfliegen zu besonders wichtigen Bioindikatoren, die u. a. bei hydrobiologischen Fließgewässeruntersuchungen (ökologische Funktionsfähigkeit, saprobielle Gewässergüte) eine zentrale Rolle spielen. In letzter Zeit findet diese Gruppe auch verstärkt Berücksichtigung bei naturschutzfachlichen Fragestellungen.

Wasserwanzen (Heteroptera) und **Wasserzikaden** (Auchenorrhyncha)

Die Wasserwanzen werden gemeinsam mit den Blattflöhen, Blattläusen, Schildläusen und Zikaden in der Ordnung der Schnabelkerfe (Hemiptera) zusammengefasst. Dieser vorwiegend terrestrisch lebenden Insektenordnung ist vor allem der Bauplan der stechend-saugenden Mundwerkzeuge gemeinsam. Die Wanzen unterscheiden sich von anderen Insek-

tengruppen durch den vorne am Kopf ansetzenden Stechrüssel, mit dem die Beute ausgesaugt wird. Bei Blattläusen und Zikaden ist der Rüssel kehlseitig inseriert. Namensgebend (Heteroptera = Verschiedenflügler) sind die charakteristischen Vorderflügel, die nur im Basalteil lederartig chitinisiert sind, während der Endteil häutig ist. Im Gegensatz zu den dachförmig gefalteten Zikaden- und Blattlausflügeln werden die Wanzenflügel flach über dem Rücken getragen. Typisch für die Wanzen sind darüber hinaus der Besitz von Giftdrüsen, Stinkdrüsen und Stridulationsorganen zur Lauterzeugung.

Die an den Gewässerlebensraum assoziierten Wanzen lassen sich in zwei Gruppen unterteilen: die eher auf die Wasseroberfläche und den Uferbereich spezialisierten (semi-aquatischen) Wasserläufer mit 5 Familien und die wasserlebenden Wasserwanzen mit 4 Familien.

Während gewisse Wasserwanzen kaum Anpassungen an das nasse Milieu haben, zeigen andere wiederum hervorragende Anpassungen an ein breites Spektrum unterschiedlicher Gewässerlebensräume. Besonders zu nennen sind Schwimmbeine, zu Fangbeinen umgewandelte Vorderbeine sowie höchst spezialisierte Anpassungen zur Sauerstoffversorgung, die oft mit der Nahrungsaufnahme und der Bewegungsweise korrelieren.

Mit Ausnahme vieler Corixidae (Ruderwanzen) und Hebridae (Torf- oder Moorwasserläufer), die sich detritivor beziehungsweise als Pflanzensauger ernähren, sind die meisten Wanzen der Ernährungskategorie Beutegreifer zuzurechnen. Durch den Besitz von Giftdrüsen können sie auch größeren Beutetieren, wie Jungfischen, gefährlich werden.

Typische Fließwasserwanzen sind die zum Epineuston zählenden Wasserläufer (Gerriidae, Abb. 4.50) und die Bachläufer (Veliidae), die selbst in kleinsten Bergbächen die Wasseroberfläche nach geeigneter Nahrung absuchen. Mehr in der Wasser-Land-Übergangszone meta- bis hyporhithraler und epipotamaler Bäche oder in sehr ruhigen Buchten sind die gemächlich dahinstelzenden Teichwasserläufer (Hydrometridae) zu finden. Als geradezu klassische epipotamale Flusswanze ist die Grund- oder Bodenwanze (*Aphelocheirus aestivalis*) anzuführen, die als Muschel- und Eintagsfliegenlarven-Räuber in sandigen Sedimenten großer Flüsse und Seeausrinne lebt. Die Grundwanze ist die einzige heimische Wasserwanze, die nicht zum Atmen an die Wasseroberfläche auftauchen muss. Ein feiner Filz von nur wenigen Mikrometer langen, hydrophoben Haaren bildet um den Wanzenkörper eine Luftschicht (Plastron), die dem Gasaustausch dient.

Libellen (Odonata)

Die adulten Libellen sind sicher die auffallendsten aquatischen Insekten der mitteleuropäischen Fauna. Neben ihrer Farbenpracht bestechen sie durch ihre außergewöhnlichen Flugkünste (Abb. 4.51, Paarungsrad von Coenagrionidae). Auch die Libellen haben eine unvollständige Entwicklung. Das Lebensalter der Larven beträgt bis zu 5 Jahre, das der Adulte einige Wochen. Aus Österreich sind knapp 80 Arten bekannt, die in 2 Unterordnungen – Schlankjungfern oder Kleinlibellen und Drachenfliegen oder Großlibellen (Abb. 4.29) – unterteilt werden.

Das Hauptkennungsmerkmal der Larven ist die zur Fangmaske umgebildete Unterlippe (Labium). Im Lauf der Entwicklungsgeschichte hat sich aus dem mit dem Kopf verbundenen Postmentum sowie dem daran gelenkig ansetzenden Praementum, das die zu kräftigen Beißzangen entwickelten Labialpalpen trägt, ein sehr effektives Fangorgan entwickelt. Das in Bruchteilen von Sekunden vorschneidbare Greifwerkzeug der Großlibellen lässt sich, trotz Abwandlungen, zwei Typen zuordnen:

- Dem sogar Kaulquappen und Jungfischen gefährlich werdenden zangenförmigen Aeshnidae-Typ und
- dem als Fangkorb einsetzbaren, löffelförmigen Libellulidae-Typ.

Die Fangmasken der Kleinlibellen verkörpern diverse Zwischentypen (Chovanec 1992; Wichard et al. 1995).

Die Kleinlibellen bewerkstelligen die Sauerstoffaufnahme über Hautatmung bzw. über ihre Tracheenkiemen am Hinterleibsende. Die Großlibellen haben im Enddarm Rektalkiemen als respiratorisches Organ ausgebildet (Darmatmung).

Nicht nur die Ernährungsweise der Larven, auch die der Imagines ist räuberisch. Die Lebensräume der Libellen reichen von Hochgebirgstümpeln, Quellen, Mooren, Bach- und Flussrändern bis zu Seeufern. Zu den bekanntesten Quellbewohnern zählen die Quelljungfern (Gattung *Cordulegaster*). Die drei im Alpenraum vorkommenden Arten dieser Gattung sind überwiegend auf sauberes Wasser und intakte Quellbäche angewiesen. In kühlen Epithal- und Meta-Rhithralbächen sind ansonsten nur selten Libellen zu finden. Gegen das Hyporhithral zu ist die Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) eine Zeigerart für intakte Ufervegetation, da sich die Larven gerne in den Wurzelbärten von Ufergehölzen aufhalten. Im unteren Hyporhithral und Übergang zum Epipotamal wird sie nach und nach von der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*, Abb. 4.52) abgelöst. Typische Flussarten, vor allem bei sandigem Untergrund, sind die Vertreter der Flussjungfern (Gomphidae, Abb. 4.53, Imago von *Gomphus vulgatissimus*). Die meisten dieser stark behaarten Larven graben sich im Sand ein und betreiben Ansitzjagd. Obwohl die Larven durch die Fähigkeit zur Darmatmung auch niedrigere Sauerstoffgehalte tolerieren, sind Flusslibellen durch die morphologischen Defizite ihrer Lebensräume stark gefährdet. Vor allem durch Maßnahmen zum Hochwasserschutz, insbesondere Begradigung und Abflusertüchtigung, sind langsam überströmte, sandig-schlammige Flussabschnitte sehr selten geworden. In intakten Tieflandgewässern zählt mehr als ein Dutzend verschiedener Libellenarten zur ständigen Gewässerfauna.

Netzflügler-Artige (Neuropteroidea)

Schlammfliegen (Megaloptera)

Die vierflügeligen Schlammfliegen sind mit den echten Fliegen nicht näher verwandt, sondern den netzflügeligen Insekten zuzurechnen (Abb. 4.54). Die Larven zeichnen sich durch den Besitz von seitlichen, segmental angeordneten Kiemenschläuchen am Hinterleib aus. Die mit dolchartigen Mandibeln ausgestatteten Larven sind räuberisch und leben vorzugsweise im Schlamm. Aufgrund der Fähigkeit zu aktiven Atembewegungen können Gewässer mit niedrigem Sauerstoffgehalt besiedelt werden. Die aquatischen Stadien sind zweijährig, die Verpuppung erfolgt außerhalb des Wassers in Ufernähe. Die Partner finden einander durch akustische Signale mittels Vibrationen des Hinterleibes.

Altertümliche, artenarme Insektenordnung, weltweit etwa 250 Arten aus 2 Familien. In Mitteleuropa 1 Familie, 1 Gattung, 6 Arten. In den Tropen und Subtropen sehr große Exemplare (bis 15 cm Flügelspannweite), die als Larven oft die Rolle von Top-Prädatoren übernehmen.

Netzflügler (Neuroptera)

Bachhafte – Osmylidae: Weltweit etwa 100 Arten. In Österreich nur ein Vertreter: *Osmylyx fulvicephalus*. Große Netzflügler, bis 5 cm Spannweite. Die etwa 2 cm große Larve lebt am Ufer langsam fließender Bäche und Flüsse. Alle Stadien sind räuberisch.

Schwammfliegen – Sisyridae: Die Familie ist weltweit verbreitet (5 Gattungen mit derzeit 57 Arten, Hölzel et al. 2002). In Europa kommen 5 Arten vor. Die einzige in Österreich heimische Gattung *Sisyra* weist 3 Arten auf. Die Larven sind Parasiten an Süßwasserschwämmen und gelegentlich an Moostieren, die sie mittels nadelartig ausgezogener Mandibeln aussaugen. Die Imago ist dämmerungsaktiv (langsame und träge Tiere, „flugfaul“). Die Eier werden über dem Wasser an Zweigen oder Blättern abgelegt und mit einem Gespinst überzogen; die Larven schlüpfen in der Nacht, fallen ins Wasser und driften 24–168 Stunden frei bis zur Kolonisation frischer Schwämme. Das 3. Larvenstadium kriecht an Baumwurzeln

oder ins Wasser hängenden Zweigen empor oder klettert auf Schilf, Binsen oder Schachtelhalme und spinnst einen ovalen, weißen Kokkon, in dem die Verpuppung stattfindet. Lebensraum: stehende und langsam fließende Gewässer, Flüsse, Altwässer, (Fisch)teiche.

Hautflügler (Hymenoptera)

Wasserschlupfwespen (Familie: Agriotypidae). Typischer Vertreter: *Agriotypus armatus*. Adulttiere: kleine, dunkle Wespen; 5–8 mm Körperlänge; 9–12 mm Flügelspannweite; Körper schlank; 1. Hinterleibsegment stielförmig verlängert; Fühler beim Männchen mehr, beim Weibchen weniger als halbe Körperlänge. Im Frühjahr dichte Schwärme (Flussufer oder an/über Steinen); Weibchen taucht nach Paarung ab (kriecht dazu an Pflanzen oder Steinen nach unten; Atmung: feine Luftschicht über dem Körper). Weibliche Wespe sucht nach Steinköchern von Arten der Köcherfliegen-Gattungen *Odontocerum*, *Goera* und *Silo*. Auswahl von Köchern: die Wasserschlupfwespe überprüft durch mehrfaches Einstechen des Legebohrers den potentiellen Wirt (Köcherfliegen-Puppe oder verpuppungsreife Larve). Ablage des Eies ins Köcherinnere. Larve: 4 Stadien ektoparasitisch gemeinsam mit dem Wirt im Larvenköcher; das 5. Larvenstadium verzehrt Köcherfliegenpuppe bis auf unverzehrbare Überreste und überwintert im Köcher. Atmung des 5. Larvenstadiums erfolgt mit Atemband (Seidengewebe), das nach außen geschoben wird (10–30 mm Länge, 0,7–1 mm Breite). Dieses Gespinstband, mit Luft gefüllt, entzieht dem Wasser den gelösten O₂, der, dem Partialdruckgefälle folgend, in den Köcher gelangt.

Köcherfliegen (Trichoptera)

Neben den Fliegen und Mücken (Diptera) nehmen die Köcherfliegen bezüglich der Artenzahl eine hervorragende Stelle innerhalb der Süßwasserorganismen ein. Weltweit sind bislang 7000 Köcherfliegen bekannt, die tatsächliche Artenzahl dürfte jedoch weit höher liegen. Aus Österreich sind 305 (Malicky 1999; Graf & Hutter 2002), aus Deutschland 313 Arten (Robert 2001) nachgewiesen.

Die Insektenordnung der Köcherfliegen ist den Schmetterlingen nahe verwandt. Als namensgebendes Merkmal sind die Flügel der meisten Köcherfliegen mit Haaren versehen (griech. trix, trichos = Haar; pteron = Flügel). Statt eines Saugrüssels wie bei Schmetterlingen ist ein Sauglappen (Haustellum) ausgebildet. Die Länge der Tiere schwankt je nach Art von 2 mm bis etwa 3 cm. Bis auf wenige terrestrisch lebende Arten verläuft die Entwicklung der Larven und Puppen in Gewässern. Die Besiedlung aquatischer Biotopereicht dabei von Quellen und Hochgebirgsbächen bis zu großen Flüssen der Niederungen. Semi-terrestrische und hygropetrische Lebensräume werden ebenso wie unterschiedliche Augewässertypen in charakteristischer Artenzusammensetzung kolonisiert. Der deutsche Name Köcherfliegen bezieht sich auf die Fähigkeit mancher Arten, mit Hilfe von Seidenfäden röhrenförmige Bauten (Köcher) herzustellen (Abb. 4.57). Köcherlose Arten wiederum fertigen häufig ortsfeste Stellnetze an, die reusenartig organische Partikel bzw. Organismen aus der freien Welle herausfiltern (Abb. 4.71). Die Fähigkeit, Seidenfäden herzustellen, kann als Schlüsselfaktor für die Besiedlung sehr unterschiedlicher Habitats durch Köcherfliegen und insgesamt für die hohe Diversifikation dieser Gruppe angesehen werden. Durch die Konstruktion von Köchern der unterschiedlichsten Form werden u. a. folgende Funktionen erfüllt: köcherinterne Wasserzirkulation und damit bessere Ausnutzung des Sauerstoffes, Schutz, bzw. Tarnung vor Fressfeinden, Regulation des Auftriebs bei schwimmender Lebensweise und Optimierung des Strömungswiderstandes (Köcherquerschnitt und Form vs. Ballastmaterialien). Auch hinsichtlich der Erschließung von Nahrungsressourcen spielt der Spinnfaden eine herausragende Rolle: Zu den oben erwähnten Netzbauten ist noch zu erwähnen, dass die Maschenweite der Reusen je nach Strömungsgeschwindigkeit und zu filtrierender Partikelgröße variiert und sich dadurch im Gewässerquerschnitt die unterschiedlichen Nischen von verschiedenen Arten bzw. Familien/Gattungen ausnutzen lassen.

Klebrige Stellnetze von Stillwasserarten sind mit Stolperfäden versehen, auf deren Berührung (taktile Reizung) die räuberischen Organismen wie Spinnen reagieren. Auch köchertragende Formen haben sich die energiesparende Ernährungsweise des Filterns angeeignet, indem sie ihre bedornten Beine in die Strömung halten. Voraussetzung dafür ist erneut der Spinnfaden, mit dem der Köchervorderrand an Hartsubstrate angesponnen wird, um ein Abdriften zu verhindern.

Die Ordnung wird in drei Unterordnungen aufgespalten (Wiggins 1996), die in Österreich insgesamt 19 Familien umfassen:

Tab. 4.3 Unterordnungen und Familien der Trichoptera.

Unterordnung	Familie	Abbildung
Spicipalpia	Rhyacophilidae Glossosomatidae Hydroptilidae	4.55
Annulipalpia Überfamilie Philopotamoidea Überfamilie Hydropsychoidea	Philopotamidae Hydropsychidae, Psychomyiidae, Polycentropodidae, Ecnomidae	4.56
Integripalpia Überfamilie Sericostomatoidea Überfamilie Leptoceroidea	Sericostomatidae, Beraeidae Leptoceridae, Odontoceridae, Molannidae	4.57, 4.58
Überfamilie Phryganoidea Überfamilie Limnephiloidea	Phryganeidae Apataniidae, Limnephilidae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae	4.59 bis 4.61

Vereinfachend können die Integripalpia – neben anderen Merkmalen – als die köchertragenden, die Spicipalpia und Annulipalpia als die köcherlosen systematischen Einheiten zusammengefasst werden.

Die geschlechtsreifen Tiere (Imagines) dienen der Reproduktion und Verbreitung im Gewässersystem. Die Geschlechter finden einander durch artspezifische Duftstoffe (Pheromone), aber auch akustische Signale und Schwarmbildungen (Hochzeitsflüge) wurden beobachtet. Die Eier werden in Form von Gallert- oder Kittlauch bzw. einzeln abgelegt, wobei die Weibchen gewisser Gattungen den Gewässergrund tauchend aufsuchen und auch Puppenwiegen herstellen. Speziell angepasste Arten von perennierenden Gewässertypen legen ihre Eier in austrocknungsresistenten Gallerten an überhängenden Pflanzenteilen ab. Die schon in der Gallerte mit der Entwicklung beginnenden Erstlarven werden bei Regen ins Gewässersystem gespült. Die mehrheitlich in der Dämmerung und in der Nacht aktiven Tiere orientieren sich optisch. Sie können mittels Lichtfallen angelockt und damit detaillierten Untersuchungen zugänglich gemacht werden.

Die Larvenentwicklung umfasst meist 5 Stadien, wobei sich das letzte Stadium verpuppt (holometabole Entwicklung). Dabei verschließen die köchertragenden Larven das Vorder- und Hinterende des Köchers mit siebartigen Membranen aus Spinnseide, um einerseits den Wasserstrom und damit die Sauerstoffversorgung zu gewährleisten und andererseits das Eindringen von Räubern oder Parasiten zu verhindern. Die köcherlosen Larven (Abb. 4.56) hingegen bauen elliptische und kuppelartige Puppenwiegen. Nach etwa dreiwöchiger Puppenruhe, während der die Metamorphose erfolgt, schlüpft die Puppe. Diese muss nun vom

Verpuppungsort zur Gewässeroberfläche aufsteigen. Für diese kurzzeitige schwimmende Phase weist die Puppe eine einzigartige morphologische Anpassung auf: Die Mittelbeine sind als Schwimmbeine mit einem oberflächenvergrößernden Randsaum aus dichten Haaren ausgebildet. Da schlüpfende Puppen von Köcherfliegen zu einer wesentlichen Beute für Fische zählen, sind entsprechende Puppenimitationen zentraler Gegenstand der Fliegenfischerei (sog. Emerging-Pupa, Poly Pupa, Last Emerger, Running Caddis etc.; vgl. Reisinger et al. 2002). An Land bzw. an der Wasseroberfläche angelangt, häutet sich die Puppe zum flugfähigen und geschlechtsreifen Insekt (Imago). Die in der Regel unscheinbar und dunkel gefärbten Adulttiere leben meist in unmittelbarer Nähe ihrer Brutgewässer und nehmen nur noch wenig Nahrung in Form von Pflanzensäften auf.

Köcherfliegenlarven stellen hinsichtlich der Arten- und Individuenzahlen ein wesentliches Element der Benthoszönose dar. Aufgrund der z. T. engen ökologischen Einnischung der Arten bezüglich Ernährungsweise, Habitat- bzw. Substratpräferenz sowie ihrer Sensibilität hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes und der Azidität weisen die Köcherfliegenarten bzw. -zönosen ein überaus hohes Indikatorpotential hinsichtlich biotischer und abiotischer Umweltfaktoren auf.

Während in Gebirgsbachabschnitten mit jeweils etwa 30 bis 40 Arten zu rechnen ist, kann sich das Arteninventar in naturnahen Potamalabschnitten, entsprechend der vergrößerten Habitatvielfalt in lateraler Dimension (Stillgewässer, temporäre Gewässertypen), auf 60 bis 100 Arten erhöhen. Die ökologische Bewertung der heute gefährdeten und hochsensiblen Auenbereiche mittels Köcherfliegenarten wurde erst in letzter Zeit Gegenstand wissenschaftlicher Forschung (Waringer & Graf 2002).

Massenentwicklungen einzelner Arten, bei gleichzeitiger Reduktion der Gesamtartenzahl, lassen auf schwer gestörte ökologische Verhältnisse schließen. Als klassisches Beispiel lässt sich der Rhein anführen. Anfang des 20. Jahrhunderts waren noch 34 Arten belegt, davon 6 Vertreter der netzspinnenden Gattung *Hydropsyche* (Becker 1987). Nach dem Sandoz-Unfall trat nur noch eine einzige Trichopterenart, nämlich *Hydropsyche contubernalis*, auf, die daraufhin eine Massenentwicklung mit Populationsdichten bis zu 10.000 Individuen/m² zeigte.

Bestandesgefährdende Faktoren sind vor allem Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensräume, Veränderungen der hydrologischen Situation (Trockenlegung, Ausleitung – Restwasser, Gewässeraufstau, Gewässerbegradigung), Zufuhr von toxischen Verbindungen und Nährstoffen (industrielle, landwirtschaftliche und kommunale Abwässer) sowie Degradationen des Umlandes (u. a. Veränderung, bzw. Vernichtung der Ufervegetation), wobei häufig Überlagerungen der besprochenen Problemkreise stattfinden.

Schmetterlinge (Lepidoptera)

Vornehmlich die Larven und teilweise die Weibchen der Wasserzünsler (Pylalidae) sind an ein Leben in Stillgewässern angepasst. Die Sauerstoffaufnahme erfolgt bei jüngeren Larven über die Haut, ältere Larven zapfen (wie im Fall des Teichlinsenzünlers *Cataclysta lemnata*) das Luftsystem ihrer Nahrungspflanzen an. Der Sauerstoff wird dabei über hydrophobe Strukturen in den luftgerüllten Köcher transportiert und gelangt dort über die Stigmen zu den Organen. Kiemenfäden sind nur bei der Art *Paraponyx stratiotatum* ausgebildet. Die pflanzenfressenden Larven können sich mittels Spinnfäden etui- oder röhrenartige Köcher aus 2 zurechtgeschnittenen Pflanzenblättern herstellen.

In Mitteleuropa sind etwa 6 Arten aus den Gattungen *Acentria*, *Cataclysta*, *Paraponyx*, *Elophila* und *Nymphula* vertreten.

Wasserkäfer (Coleoptera)

Die Käfer, mit weltweit fast 400.000 Arten die größte Gruppe der Insekten, sind vorwiegend Landbewohner. Dennoch erfolgte, unabhängig voneinander, von vielen Käferfamili-

en oder auch einzelnen Vertretern eine Eroberung der Gewässerlebensräume. Aus europäischen Gewässern sind weit über 1000 Käfer-Arten nachgewiesen.

Die Käfer zählen zu den holometabolen Insekten. Jedes Stadium ist art- bzw. familien-spezifisch unterschiedlich eng ans Wasser gebunden. Die meisten Käferarten bewohnen Stillgewässer. Vertreter der Taumelkäfer (Gyrinidae), Hakenkäfer (Elmidae, Abb. 4.62), Langtaster-Wasserkäfer (Hydraenidae; Gattung *Hydraena*), gewisse Schwimmkäfergattungen (Dytiscidae; *Platambus*, *Oreodytes*) und Wassertreter (Haliplidae) leben vorwiegend in stärker strömenden Bächen. Larven und auch Adulttiere sind mittels ihrer hakenförmigen Fußenden und der Stromlinienform hervorragend an die Strömung angepasst.

Die Lebensdauer einer Generation überstreicht wenige Monate bis einige Jahre. Die Nahrung besteht entweder aus Algen, Pflanzenstückchen und Detritus oder aus Beutetieren.

Während Schwimmkäfer und Wasserkäfer im engeren Sinn direkte Luftatmer sind, bedienen sich die Vertreter der Hakenkäfer (Elmidae) des Phänomens der „physikalischen Kieme“ (inkompressible Gaskiem; Plastron) zur Sauerstoffversorgung.

Hakenkäfer oder Krallenkäfer (Elmidae)

Nach Jäch (1998) sind weltweit derzeit mehr als 1200 Arten aus 130 Gattungen beschrieben, wovon acht zu den regelmäßigen Gewässerbewohnern Mitteleuropas zählen: *Elmis*, *Esolus*, *Limnius*, *Macronychus*, *Normandia*, *Potamophilus*, *Riolus* und *Stenelmis*.

Die namensgebenden Krallen stellen eine sehr wichtige und charakteristische Anpassung an das Leben in der Strömung dar, da die Tiere kaum schwimmen können. Hakenkäfer besiedeln Fließgewässer von der Quellzone (Eukrenal) bis in die Brachsenregion (Metapotamal). Die meisten Arten zählen zur typischen Steinfaua, zwei Arten sind Holzbewohner (*Macronychus quadrituberculatus*, Abb. 4.63 und *Potamophilus acuminatus*). Das Larvenstadium währt sechs bis 36 Monate, die Lebensdauer der Adulti wird von Jäch (1998) mit mehr als 10 Jahren angegeben.

Langtaster-Wasserkäfer oder Zwerg-Wasserkäfer (Hydraenidae)

Weltweit sind etwa 1200 Arten beschrieben, die in 40 Gattungen zusammengefasst sind (Jäch et al. 2000). In Mitteleuropa zählen drei Gattungen zu den wichtigsten Vertretern: *Hydraena*, *Limnebius* und *Ochthebius*. Hydraenidae besiedeln eine weite Palette an Gewässern bzw. Habitaten, darunter auch stehende Gewässer mit deutlicher Litoralausprägung (z. B. Weiher). Die Adulti sind obligate Wasserbewohner, die Larven leben offenbar im Interstitial der Uferzonen und werden nur gelegentlich in Routineproben nachgewiesen.

Fliegen und Mücken (Diptera)

Die wasserbewohnenden Dipteren (Zweiflügler) sind eine besonders artenreiche Tiergruppe. Für Europa sind über 5000 Arten anzunehmen. Systematisch werden Fliegen und Mücken unterschieden. Innerhalb der **Fliegen** (Unterordnung Brachycera) bewohnen Vertreter folgender wichtiger Familien die Gewässer:

Bremsen (Tabanidae)

Nur wenige Bremsen sind echte Wassertiere. Diese sind räuberische Formen, die zumeist seichte Stillgewässer bewohnen.

Waffenfliegen (Stratiomyidae)

Die Larven leben in Quellbecken, Tümpeln, Weihern und auf überronnenen Felsen (hygro-petrische Stellen). Die Luftaufnahme erfolgt über das atemrohrartig verlängerte letzte Hinterleibsegment. Zur Nahrungsaufnahme werden Algen abgeweidet oder mit den Kiefern Partikel zur Mundöffnung gestrudelt.

Schwebfliegen (Syrphidae)

Bei dieser vorwiegend terrestrischen Fliegenfamilie leben nur gewisse Arten der Unterfamilie Eristalinae als Larven im Wasser. Bevorzugt werden hocheutrophe oder extrem verschmutzte Stillgewässer, ja sogar Jauche- und Kloakengruben (deutscher Name: Mistbienen, Abb. 4.64). Die Tiere durchsieben den Bodenschlamm mit einem Schlundfiltermechanismus. Die Atmung über das atemrohrartig verlängerte letzte Hinterleibsegment („Rattenschwanzlarve“) ermöglicht den Aufenthalt in fast sauerstofffreien Gewässern.

Salzseefliegen (Ephyridae)

Die Vertreter der Gattung *Ephydra* sind durch ihre fast unglaubliche Widerstandskraft gegenüber ungünstigen Lebensbedingungen bekannt. Die Tiere bewohnen seichte Gewässer bis hin zu Thermen und Salzseen und überstehen dabei Trockenperioden. Die Nahrung besteht aus Algen. Die Atmung erfolgt über eine Atemröhre am Hinterleib.

Schnepfenfliegen, Ibisfliegen (Rhagionidae)

Die etwa 2 cm langen, strömungsliebenden Larven der Schnepfenfliegen kommen mit 5 Arten in Mitteleuropa vor und zählen zur typischen Bachfauna (Abb. 4.65). Die Tiere sind durch (1) fadenförmige seitliche Anhänge an den Segmenten 6–11, (2) 7 Paar abdominaler Fußstummel und (3) zwei typische Anhänge an den letzten Segmenten leicht erkennbar. Sie ernähren sich räuberisch. Aufmerksamkeit erregen die oftmals Ballgröße einnehmenden Eihäufen, die von zahlreichen Muttertieren an über das Gewässer ragenden Ästen befestigt werden. Dabei kleben sich auch die Weibchen am Eiklumpen fest und dienen auf diese Weise als Schutzhülle für die Gelege und als erste Junglarvennahrung. Die Junglarven schlüpfen bald nach der Eiablage und lassen sich nach kurzer Zeit ins Gewässer fallen. Nach 1–2 Jahren aquatischer Lebensweise verpuppt sich das 5. Larvenstadium an Land.

Tanzfliegen (Empididae)

Häufig im Feinsediment von Bächen. Aus österreichischen Gewässern sind Vertreter von 3 Unterfamilien bekannt.

Blumenfliegen (Anthomyiinae)

Strömungsliebende Fliegenlarven. Leben in Algenpolstern, in denen sie sich mit Hilfe am Hinterende befindlicher Widerhaken festhalten.

Innerhalb der Gruppe der **Mücken** (Unterordnung Nematocera) finden sich Vertreter folgender Familien:

Gnitzen (Ceratopogonidae)

Die Gnitzen sind hauptsächlich Landbewohner bzw. im Land-Wasser-Übergangsbereich beheimatet. Die Larven ernähren sich räuberisch.

Stechmücken (Culicidae)

Die Weibchen sind als unangenehme „Quälgeister“ bekannt. Die Larven bewohnen als Nahrungsstrudler die Unterseite des Oberflächenhäutchens stehender Gewässer (Hyponeuston). Aufgrund der direkten Luftaufnahme an der Wasseroberfläche können auch äußerst verschmutzte Gewässer besiedelt werden.

Kriebelmücken (Simuliidae)

Die Kriebelmücken sind weltweit verbreitete Zweiflügler und besitzen als blutsaugende Ektoparasiten von Wirbeltieren große medizinische und wirtschaftliche Bedeutung. Von

1.620 Arten weltweit sind in Mitteleuropa 55 nachgewiesen (Slowenien, Trentino, Südtirol: 38; Westkarpaten: 47; Deutschland: 52; Schweiz: 47; Österreich: 44; Italien: 70; Car mündl. Mitteilung).

Aus den wahllos oder in Gelegeform ins Wasser abgelegten Eiern schlüpfen nach 3–15 Tagen die Erstlarven. Die Hauptlebensphase der Kriebelmücken erstreckt sich als Larve im Gewässer. Simuliiden halten sich mittels eines Hakenkranzes am Hinterende und mittels selbstgesponnener Fäden an der Unterlage (Steine, Hölzer etc.) fest. Die Nahrung wird mit zwei Filtrierfächern am Vorderende (einer Bildung der Oberlippe) aus dem Wasser gesiebt (Abb. 4.66). Bevorzugt halten sich die Simuliiden im Bereich stärkerer Strömung auf. Artsspezifisch unterschiedlich wird ein breites Spektrum von Fließgewässern besiedelt, welches vom Gletscherbach bis zum Seeausrinn reicht. Die Puppen besitzen gattungsspezifisch geformte Kokons mit Atemfäden. Die Puppenruhe dauert 5–15 Tage, wobei Stellen mit niedriger Strömungsgeschwindigkeit aufgesucht werden. Die Adulttiere leben nur wenige Tage, wobei die Weibchen erst nach einer Blutmahlzeit (Blutsauger bei Wirbeltieren) die Eier zur Reife bringen können.

Die oftmals in ungeheuren Mengen auftretenden Simuliidenlarven bilden eine wichtige Nahrungsbasis für Fische. In seinem Buch „The Natural History of Blackflies“ gibt Crosskey (1990) zahlreiche Literaturhinweise zur Ernährung von *Salmo trutta*, *Onchorhynchus mykiss* und *Salmo salar* mit Simuliiden.

Tastermücken (Dixidae)

Die Larven der Tastermücken leben in dünnsten Wasserschichten und sind dem Ernährungstyp der Strudler zuzuordnen. Typischer Lebensraum sind hygropetrische Stellen, die einen intakten Land-Wasser-Übergang voraussetzen und dadurch wichtige Zeiger-Habitats sind.

Lidmücken (Blephariceridae)

In Österreich sind 3 Gattungen mit etwa 6 Arten dieser an extreme Strömung angepassten Mücken nachgewiesen (vgl. auch Kap. 4.4.1 und Abb. 4.67). Die Larven ernähren sich durch Abweiden des Algenaufwuchses überströmter Felsblöcke. 6 Saugnapfe an der Bauchseite erlauben ihnen, selbst sehr starken Strömungen zu widerstehen (Abb. 4.68).

Schnaken und Stelmücken (Tipulidae, Limoniidae)

Die Schnakenlarven sind, ebenso wie gewisse Stelmückenlarven, Schlammbewohner. Die aquatischen Larven sind noch ungenügend erforscht, bewohnen aber die unterschiedlichsten Fließgewässer in sehr hoher Artenzahl. Einige der Stelmücken sind wichtige Mitglieder der Kiesfauna von Bächen und Flüssen, wo sie räuberisch leben.

Zuckmücken (Chironomidae)

Unter den zahlreichen Insektengruppen mit aquatischen Larvenstadien nehmen die Zuckmücken wegen ihrer großen Artenfülle eine herausragende Stellung ein. Fast 21 % aller bisher in Europa nachgewiesenen aquatischen Insektenarten sind Chironomiden (1.500 Arten). Ihre Larven besiedeln weltweit alle nur denkbaren Gewässer und spielen dadurch qualitativ und quantitativ eine bedeutende Rolle. Während die Adulttiere nur wenige Tage leben, dauert die Larvenphase von einer Woche bis 7 Jahre (in der Arktis). In Fließgewässern Mitteleuropas entwickeln sich pro Jahr meistens zwei oder mehrere Generationen.

Der Besitz von Speicheldrüsen, die einen rasch härtenden Sekretfaden produzieren, gestattet es den Larven, aus anorganischen und organischen Partikeln Wohnröhren zu bauen. Diese sind entweder in die Sedimente der Wohngewässer eingebettet, an Hartsubstrate angeheftet (Abb. 4.72) oder werden, viel seltener, von frei beweglichen Larven als Köcher mitgeführt.

Unter den funktionellen Ernährungstypen nehmen die Chironomiden, teils artspezifisch unterschiedlich, die Rolle von Detritusfressern, Pflanzenfressern, Weidegängern, Aasfressern, Pflanzenminierern, Zerkleinerern, aber auch Räubern ein. Auch parasitische Arten sind bekannt.

Im Gegensatz zu den nahe verwandten Stechmücken haben die erwachsenen Chironomiden keinen Stechrüssel ausgebildet. Sie ernähren sich, wenn überhaupt, von Pflanzensekreten.

Zuckmückenlarven können fast jedes aquatische Milieu erfolgreich besiedeln, so auch extreme Habitats, wie Thermen, Salzseen, Meeresküsten, Gletschertore oder wassergefüllte Blattachsen etc. Gewisse Arten leben auch terrestrisch.

Schmetterlingsmücken (Psychodidae)

Die Larven atmen mit Hilfe eines kurzen Atemrohres atmosphärische Luft. Sie leben häufig in stark verunreinigten Gewässern und sind Allesfresser. Einige Arten sind Mitglieder der Biozönosen überronnener Felsen oder rasch strömender Bäche.

Faltenmücken (Ptychopteridae)

Die mit Atemrohr bis zu 7 cm langen Larven stecken im Bodenschlamm oder -sand von Tümpeln und Bächen. Die Atmung erfolgt über fadenförmige Kiemen oder über das Atemrohr.

4.3.3 Organismen der Wasseroberfläche (Neuston, Pleuston)

Gewisse Tiere und Pflanzen haben sich auf das Leben an der Wasseroberfläche spezialisiert. Die Lebensgemeinschaft der kleinstwüchsigen Bakterien, Pilze und Pflanzen wird als Neuston zusammengefasst, wobei zum Epineuston jene Organismen zählen, die sich auf der Wasseroberfläche aufhalten, während unter Hyponeuston die unter der Wasseroberfläche lebenden Formen subsummiert werden. Größere Pflanzen und Tiere, die an die Wasseroberfläche assoziiert sind, werden als Pleuston bezeichnet.

Zu den bekannten pflanzlichen Vertretern des Pleuston zählen die auf der Wasseroberfläche schwimmenden Wasserfarne (*Salvinia*) oder die zu den einkeimblättrigen Pflanzen zählenden Wasserlinsen (*Lemna*). In nährstoffreichen Altarmen können die Wasserlinsen große Teile der Wasseroberfläche bedecken und auf diese Weise das Lichtklima für die übrigen Wasserpflanzen entscheidend verändern (Abb. 4.69).

Für gewisse Bakterien-, Pilz-, Pflanzen- und Tierarten stellen die dichten Bestände des pflanzlichen Pleustons einen reich strukturierten Lebensraum dar. Bestimmte Arten treffen hier aber keinen Unterschied zu den – nicht zur Lebensgemeinschaft des Pleuston gehörenden – Schwimmblattpflanzen. In den wärmeren Regionen unseres Globus, wo die Schwimmblattpflanzen oft riesige Wasserflächen überwuchern, haben diese Pleuston-Bewohner selbst für Fische eine wichtige Schutz- und Nahrungsfunktion.

Die augenfälligsten tierischen Neustonbewohner sind die Vertreter jener Wanzenfamilien, die als Wasserläufer im weiteren Sinne bezeichnet werden. Besonders bei den über 2 cm großen Wasserläufern der Familie Gerridae ist bemerkens-

wert, dass diese nicht sinken, obwohl ihr spezifisches Gewicht über dem des Wassers liegt. Dieses Phänomen resultiert aus den Eigenschaften der Wasseroberfläche, die sich ähnlich einer elastischen Membran verhält. Über die Fähigkeit von Lebewesen, sich auf der Wasseroberfläche zu bewegen, entscheiden nach Guthrie (1989) das Körpergewicht, die Auftriebskraft, die Oberflächenspannung des Wassers, die Kontaktlänge (etwa der Fußglieder) mit der Wasseroberfläche und vor allem die Hydrophobie der Körperstruktur (Benetzungseffekt).

Soweit nicht auf Pflanzennahrung (z. B. Torfwasserläufer, Hebridae) oder Aas spezialisiert, ernähren sich die meisten tierischen Neustonformen räuberisch. Die Tiere nehmen mit Mechanorezeptoren feinste Bewegungen ihrer Beutetiere wahr. Die Bachwasserläufer (Veliidae) zählen zu den flinksten Neustonbewohnern, da sie mithilfe durch den Rüssel freigesetzter Netzmittel über das Wasser flitzen, indem sie sich der sehr raschen Ausbreitungsgeschwindigkeit der Tenside bedienen. Diese Besonderheit hat den Tieren auch den Namen Stoßwasserläufer eingebracht.

4.3.4 Organismen der Wasserwechselzone (des Wasser-Land-Überganges)

Im Zuge der jährlichen Abflussdynamik (vgl. Kap. 3.5) fallen mit dem Rhythmus steigender und sinkender Wasserstände unterschiedlich große Areale der Uferbereiche trocken. In den Bereichen des Wasser-Land-Überganges herrschen somit sehr unterschiedliche Bedingungen, die von häufigen Geschiebeumlagerungen angefangen, über wechselnden Überflutungsstatus bis hin zu Extremstandorten in Bezug auf Kälte, Hitze oder Trockenheit reichen. Die flächenmäßig größte Ausdehnung dieser Lebensräume ist bei furkierenden Gewässerstrecken gegeben, wo die Kies- und Schotterbänke oftmals ein Vielfaches der Wasserfläche ausmachen.

Die an die dynamischen Kiesbänke assoziierte Flora zeichnet sich dadurch aus, dass in den kurzen Perioden stabiler Ablagerungen nur Pionierpflanzen aufwachsen. Die an diese Lebensräume angepasste Fauna umfasst meist terrestrische Tiergruppen wie Spinnen, Heuschrecken und Laufkäfer. Im trophischen Gefüge nehmen die Spinnen und Laufkäfer die Rolle von Beutegreifern ein. Da sie auf der Wasseroberfläche oder im Wasser selbst leicht zur Beute werden, machen Vertreter dieser Gruppen auch eine wichtige Nahrungskomponente vieler Fischarten aus. Im Sinne einer umfassenden Gewässerbewertung kommt der sogenannten ripicolen Fauna, wie diese Ufergesellschaften genannt werden, eine sehr wichtige Zeigerwirkung für intakte Ufer- und Geschiebeverhältnisse zu.

Thaler (2002) schreibt, dass, obwohl Spinnen grundsätzlich der terrestrischen Fauna zuzurechnen sind, alle Spinnen Mitteleuropas mehr oder weniger an „Feuchte“ gebunden sind. Nur eine Art, die „Wasserspinnne“ *Argyroneta aquatica* (Abb. 4.30), lebt submers (Crome 1951). Zahlreiche weitere Spinnenarten sind aber so eng an aquatische Lebensräume gebunden, dass ein Fauneninventar ohne deren Berücksichtigung nicht der taxonomischen und ökologischen Vielfalt der Gewässersysteme gerecht würde.

Viele Spinnenarten besiedeln das unmittelbare Ufer, manche flüchten auf die freie Wasserfläche, viele vermögen unter Wasser Beute zu greifen. Im Beutespektrum der „Jagdspinnen“ (Gattung *Dolomedes*, Abb. 4.31) stehen auch kleine Wirbeltiere, z. B. Kaulquappen und Fische bis Stichlingsgröße. Neben den an freie Uferstreifen gebundenen Arten wurden in die Fauna Aquatica Austriaca auch mehr oder minder in der Ufervegetation bzw. an Nassstandorten konzentrierte Arten aufgenommen. Der Überblick über die „Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen“ (Hänggi et al. 1995) informiert über das Ausmaß der Habitatbindung vieler Arten. Im Sinne einer umfassenden Gewässerbeurteilung, welche die EU-Wasserrahmen-Richtlinie bindend vorgibt, gelten die Spinnen als wichtige Indikatoren insbesondere der Land-Wasser-Übergangsbereiche.

Innerhalb der Heuschreckenfauna zeigt nur ein geringer Anteil eine mehr oder minder strenge Bindung an Gewässerufer. Allerdings gelten sieben Arten als ripicol im engeren Sinne (Ingrisch & Köhler 1998a). Im Hinblick auf die Bewertung der „ökologischen Funktionsfähigkeit“ von Gewässern wurden von Berg & Bieringer (2002) Heuschreckenarten aufgelistet, die in typischer Weise an den Gewässerlebensraum assoziiert sind. Diese Liste orientiert sich an folgenden Kriterien: Arten, die in bestimmten Entwicklungsabschnitten ein ausgeprägtes Feuchtigkeitsbedürfnis aufweisen (hygrophile und hygrobionte Formen, vgl. Ingrisch & Köhler 1998a); Arten, die überwiegend von der Gewässerdynamik geprägt (Pionier-)Standorte wie Kiesbänke, Schlammufer, Überschwemmungswiesen u. a. besiedeln.

Die im Zuge der Gewässerbewertung zu berücksichtigenden Arten gelten aufgrund der massiven anthropogenen Eingriffe (v. a. Kraftwerke, Regulierungen, Kiesgewinnung, Ausleitungen) in ihre Lebensräume in Mitteleuropa fast durchwegs als gefährdet. Insbesondere viele ripicole Arten werden als hochgradig gefährdet bzw. regional verschollen eingestuft (vgl. Reich 1991a; Waldert 1991; Adlbauer & Kaltenbach 1994; Berg & Zuna-Kratky 1997; Ingrisch & Köhler 1998b).

4.3.5 Neozoen und Neophyten

Als Neozoa bzw. Neophyten werden nicht heimische Tier- oder Pflanzenarten definiert, die aufgrund menschlicher Aktivitäten seit 1492 (Beginn der Neuzeit; Entdeckung Amerikas) in neue, ihnen zuvor nicht zugängliche Gebiete gelangt sind und in diesen Gebieten reproduzieren (Doyle 1996; Gebhardt et al. 1996; Kinzelbach 2000; vgl. auch Kap. 5.2.1). Während das Phänomen der Neophyten in der Vegetationskunde, zufolge der bewussten Einfuhr fremder Nutzpflanzen, schon lange Gegenstand wissenschaftlicher Auseinandersetzung ist, wird im zoologisch-aquatischen Bereich erst seit etwa 20 Jahren auf die Neuzuwanderer eingegangen.

Als Agriophyten bezeichnet man neuheimische Pflanzen, die durch die Tätigkeit des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind, bereits fester Bestandteil der heutigen natürlichen Vegetation geworden sind und auch nach Ende des

menschlichen Einflusses Bestandteil der Vegetation bleiben. Demgegenüber stellen die Ergasiophyten Neubesiedler dar, die sich ohne Pflege überhaupt nicht in unserer Flora erhalten können. Ephemerophyten wiederum werden jene Neophyten genannt, die zwar anderswo gedeihen, sich aber nicht vermehren. Als Epökophyten werden kulturabhängige Einwanderer (wie viele Ackerunkräuter) bezeichnet, die nach dem Ende des menschlichen Einflusses wieder verschwinden würden (Schwabe & Kratochwil 1991; Kohler 1995).

Flussufer stellen für zahlreiche Neophyten besonders geeignete Einwanderungswege dar, da die durch regelmäßige Sedimentumlagerung offenen Kiesflächen wettbewerbsstarke Pionierpflanzen begünstigen. Unter den nicht einheimischen Bäumen etablieren sich die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und der Götterbaum (*Ailanthus maximus*) in den Ufergaleriegehölzen. Die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), das Drüsige Springkraut (*Impatiens balsamina*), der Japanische Knöterich (*Falopia japonica*) oder der Sachalin-Staudenknöterich (*Reynoutria sachalinensis*) werden stellenweise zu unerwünschten Massenformen der Hochstaudenfluren. Die meisten Neophyten stellen für die Fauna nur sehr wenig geeignete Futter- oder Wirtspflanzen dar.

Auslöser für die in den letzten 10 bis 15 Jahren stark gestiegene wissenschaftliche Beschäftigung und Publikationstätigkeit zum Thema Neozoen sind die auffällig gewordenen Massenvorkommen in großen Flusssystemen (Rhein, Main, Oder, Weser, Elbe und Donau). Während beispielsweise die im vorigen Jahrhundert erfolgte Einbürgerung von Regenbogenforelle und Bachsaibling bewusst vorgenommen wurde, existieren zum Teil widersprüchliche Auffassungen über die neu eingewanderten Faunenelemente der großen Flüsse. Zunehmend wird daher heutzutage der Begriff „**Biologische Invasion**“ gebraucht, der nicht zwischen natürlichen und anthropogenen Ursachen von Neuansiedlungen unterscheidet, expandierende autochthone Arten einschließt und sich überwiegend auf auffällige Fälle mit Schadensvermutung bezieht.

Grundsätzlich empfiehlt sich bei der Interpretation des Begriffes Neozoen Vorsicht, da die Art und Weise der Neubesiedlung eines Areals von zahlreichen und grundverschiedenen Ursachen abhängen kann. Die Kenntnis der Faunenverbreitung ist aber jedenfalls ein wichtiger Schritt zur Bewertung der Auswirkungen von Neozoen auf heimische Ökosysteme.

Neozoen können auf verschiedene Weise in ein Gebiet gelangen, wobei anthropogene Mechanismen von natürlichen Ursachen zu unterscheiden sind (Tab. 4.4).

Neozoa sind meist nur dort erfolgreich, wo einheimische Arten ausfallen oder durch andere Einwirkungen in Bedrängnis geraten (Kinzelbach 1993). Die seit einigen Jahrzehnten belegte, rasch fortschreitende Ausbreitung zahlreicher als Neozoa anzusprechender Krebstiere in der Donau war offensichtlich eine Folge der Gewässerverschmutzung, welche die ursprünglich heimischen Kleinkrebsbestände dezimierte (Schmidt-Kloiber et al. 2001). Hierdurch gelangten, wie in der Weser in weitaus deutlicherem Ausmaße dokumentiert (Bäthe 1992), salztolerante expansive Arten in Konkurrenzvorteil.

Tab. 4.4 Beispiel für das Auftreten von Neozoen

Etablierung durch	Anthropogene Ursachen	Natürliche Ursachen
Einwanderung	Begünstigung durch Stauhaltungen, Verbindung getrennter Einzugsgebiete durch Kanäle etc.	Stetiger natürlicher Prozess
Verschleppung	Ballastwasser (div. Amphipoda, Mysidacea) oder auf Schiffrümpfen (<i>Dreissena</i>)	Biovektoren (Vögel, Fische)
Aussetzung	durch Aquarianer (gefleckter Plattwurm), Fischer/Fischzuchten (Regenbogenforelle, Signalkrebs), Naturschutz (kanadischer Biber)	–
Einbürgerung	Gartenteiche	–
Flucht aus Gefangenschaft	Fischteiche	–
Unbewusste Einfuhr	z. B. mit Glochidien der chinesischen Teichmuschel befallene Silberkarpfen	–

Neben Eutrophierung, Versalzung und organisch abbaubaren Belastungen tragen der Flussbau (z. B. Uferblockwürfe mit standortfremdem Grobmaterial), monotone Stauhaltungen und Verschleppungen durch die Schifffahrt zur Ausbreitung bei. Wichtige Gründe der heutigen Verbreitung in Mitteleuropa sind der frühe Bau von Kanalverbindungen zur Überwindung trennender Wasserscheiden zwischen Flusssystemen (z. B. Rhein-Main-Donau-Kanal, Tittizer 1996; Mittellandkanal, Elbe-Havel-Kanal, Dreyer 1996).

Als wesentliche Gefahren für die natürliche Fauna eines Gewässers durch Neozoen gelten: (1) Änderung der Biodiversität bis hin zu Verdrängung und gänzlichem Ausfall indigener Spezies durch Konkurrenz; (2) Umgestaltung der Nahrungsketten und der Stoffflüsse innerhalb eines Ökosystems; (3) Einschleppung von neuen Krankheiten und Parasiten (z. B. Krebspest durch nordamerikanische Flusskrebse oder des Schwimmblasenwurmes durch Aale); (4) Eindringen genetisch nicht angepasster Populationen; (5) direkte wasserwirtschaftliche Schädigungen durch Neubesiedler ergeben sich z. B. bei Verlegung von Trinkwasserrohren durch die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*, Abb. 4.23).

Manche Autoren vermuten eine Begünstigung von Wanderbewegungen oder erfolgreiche Ansiedlung durch die globale Erwärmung (Irmeler & Wiese 1995). Kinzelbach (1989, 1993) steht in diesem Zusammenhang bewusst zur anthropozentrischen Sichtweise bzw. zum ökonomischen Nutzen mancher Neozoen. Er plädiert, den zunehmenden Einfluss des Menschen auf die Ökosysteme zu akzeptieren. Andere Autoren bringen in die Neozoen-Diskussion geologische Zeithorizonte ein. Sie argumentieren, dass auch viele bodenständige Arten erst nach der Eiszeit wieder eingewandert sind. Die Neozoenproblematik gilt mittlerweile welt-

weit als aktuelles Problem. Die Neueinwanderer finden daher zunehmend sowohl in Kreisen der theoretischen als auch der angewandten Limnologie Beachtung. Detailangaben zu ausgewählten Neozoen sind Kapitel 4.3.2 zu entnehmen. Zur Neozoenproblematik in Bezug auf die Ichthyofauna siehe Kapitel 5.2.1.

4.4 Anpassungen des Makrozoobenthos an das Leben in Fließgewässern

4.4.1 Strömung

Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Schlüsselfaktor für benthische Organismen ist unbestritten. Das strömende Medium Wasser ist gleichzeitig lebensbedrohlicher Stressfaktor und auch lebensspendende Umgebung. Interessant und faszinierend zugleich sind die Strategien, mit deren Hilfe sich Lebewesen dem „feuchten Element“ anpassen. Diese Anpassungen an das Leben in der Strömung umfassen die Bereiche der Körperform (Morphologie), der Physiologie und der Verhaltensweisen (Ethologie).

Innerhalb der morphologischen Anpassungen lassen sich zwei Strategien zur Überwindung des hydraulischen Stresses unterscheiden: Ausweichen oder Widerstand.

Die Strömung dauerhaft zu meiden ist nur für jene Organismen möglich, die innerhalb der Prantl'schen Grenzschicht leben (Kap. 3.4). Dazu gehören kleinstwüchsige Organismen sowie Eier und frühe Entwicklungsstadien von Tieren, die in der Grenzschicht vor der Strömung geschützt ihre ersten Lebensstage verbringen.

Die frühere Theorie, dass durch Abflachung der Körperform der selbe Effekt erzielt werden kann, wurde mittlerweile zum Beispiel durch Arbeiten von Stutzer & Holm (1982) widerlegt. Ab einer gewissen Körpergröße ragen auch abgeflachte Tiere über die Grenzschicht hinaus und sind mit relativ hohen Scherkräften konfrontiert.

Auffallend ist die Tatsache, dass in Fließgewässern viele robust gebaute Arten vorzufinden sind, deren gut entwickelte Muskulatur den Tieren hilft, hohen Scherkräften zu widerstehen (z. B. große Steinfliegenlarven). Allerdings reicht ein robuster Körperbau allein nicht aus, um das Leben im strömenden Medium erfolgreich zu meistern.

Viele Fließwasserarten haben deutlich ausgebildete Klauen und Haken an den Beinen oder am Hinterleib entwickelt, mit deren Hilfe sie sich am Substrat festhalten. Bei den Hakenkäfern (Elmidae) hat diese Form der Anpassung sogar zur deutschen Namensgebung dieser Käferfamilie geführt. Auch die strömungsliebenden Steinfliegen- und Eintagsfliegenlarven haben starke Tasakklauen entwickelt. Gewisse freilebende Köcherfliegen und Zuckmücken weisen zusätzlich noch am Hinterleib mit Klauen bewehrte Anhänge auf, die als Nachschieber oder

Beine dienen. Die Larven der Kriebelmücken (Simuliidae, Abb. 4.66) sind auch noch dieser Kategorie zuzuzählen, da sie sich mittels eines am Hinterende befindlichen Hakenkranzes in vorwiegend selbst gesponnenen Sekrettropfen oder Seidengespinsten auch in sehr starken Strömungen zu verankern vermögen.

Als sehr hohe Spezialisierung an das Leben in der Strömung ist die Bildung von Saugnäpfen anzusehen. Echte funktionelle Saugnäpfe haben beispielsweise die Larven der Lidmücken (Blephariceridae, Abb. 4.68) entwickelt. Die sechs, in der Mitte der Ventralseite gelegenen Saugnäpfe funktionieren nach dem Prinzip einer Vakuumpumpe. Der Unterdruck wird durch Anheben eines Kolbens erzeugt, als Antagonist der Kolbenmuskulatur dient der Hämolymphtdruck. Rietchel (1961) hat die Funktionsweise der bei Wichard et al. (1995) in aufschlussreichen rasterelektronenmikroskopischen Bildern ausführlich dargestellten Saugnäpfe beschrieben. Frutiger (1998, 2000) geht auf die verschiedenen Bewegungstechniken näher ein. Eine Körperdrehung der Lidmückenlarve wird etwa dadurch erreicht, dass die Saugnäpfe 1–4 gelöst und dann 1 und 2 seitlich fixiert werden. Dann erst können 5 und 6 von der Unterlage gelöst werden.

Egel haben gleichfalls echte Saugnäpfe entwickelt, die diesen Tieren auch den Aufenthalt in starker Strömung ermöglichen.

Von einem funktionellen Saugnäpf spricht man bei gewissen Eintagsfliegen-gattungen der Heptageniidae. Ausgehend von einem großen ersten Kiemenpaar bilden die restlichen, dachziegelartig übereinander gelegten Kiemen einen Ring, der den abgeflachten Tierkörper gut gegen die Unterlage anbindet und in dessen Innenraum durch Anheben der hinteren Segmente Unterdruck erzeugt wird.

Vielen Schnecken wird ein saugnäpfartiger Gebrauch des Fußes nachgesagt, weil sie die Kriechsohlen zentral anheben und auf diese Weise Unterdruck erzeugen (*Ancylus fluviatilis*). Auch die stromlinienförmige, „mützenartige“ Schalenform von *Ancylus* wird als Anpassung an das Leben in der Strömung angesehen. Grundsätzlich zählen Mollusken aber zu jenem Organismen-Typ, der sich mit klebriger Schleimsohle am Substrat befestigt, wie dies etwa auch die Turbellarien machen.

Eine weitere Strategie zum Leben in der Strömung haben jene Tiergruppen entwickelt, welche zur Erzeugung von Spinnfäden befähigt sind. In Fließgewässern zählen dazu vornehmlich die Köcherfliegen und die Zweiflügler, von denen hauptsächlich die Kriebelmücken und die Zuckmücken rheobionte Arten entwickelt haben. In Bezug auf das Festhaften in der Strömung verankern die Tiere sich oder ihre Wohngehäuse mit Fäden oder Gespinsten an den Unterlagen. Ein Beispiel dazu gibt Abb. 4.70, welche die meta/hyporhithralen Köcherfliegenlarven der Art *Oligoplectrum maculatum* zeigt. Diese Art spinnt ihren Köcher an die Hartunterlage an und hat auf diese Weise alle Extremitäten frei zum filtrierenden Nahrungserwerb. Die epipotamale Köcherfliegenlarve *Brachycentrus subnubilus* klebt ihren Köcher ebenfalls mit einem Seidenfaden an das Hartsubstrat des Untergrundes fest. Die beiden genannten Arten haben dicht behaarte und verlängerte Beinpaare, mit deren Hilfe Nahrungspartikel aus dem Wasser gefiltert werden.

Die Fähigkeit des Spinnens leitet bereits zu den verhaltensmäßigen Anpassungen an das Leben in der Strömung über. Viele passive Filtrierer – vor allem innerhalb der Köcherfliegen, der Eintagsfliegen (z. B. *Oligoneuriella rhenana*) und der Zuckmücken (z. B. *Rheotanytarsus* sp.) – nützen die Kraft der Strömung zum Nahrungserwerb. Entweder mit den eigenen Extremitäten oder mit teilweise sehr komplizierten Filtriernetzen wird die Nahrung aus der fließenden Welle gefiltert (Abb. 4.71). Die Larven von *Rheotanytarsus* befestigen ihre selbstgesponnenen Wohnköcher fix am Untergrund (Steine, Äste, Wasserpflanzen etc.). Diese röhrenförmigen Köcher haben longitudinale Versteifungsleisten, die um die Eingangsöffnung in radial nach außen weisende Arme übergehen, zwischen denen von den Larven klebrige Fangfäden befestigt werden. Diese wirken nach dem Prinzip der Leimruten und ermöglichen das Festkleben von im Wasser treibenden Nahrungspartikeln (Abb. 4.72).

Zu den an die Fähigkeit des Spinnens gebundenen Strömungsanpassungen ist auch die „Abseiltechnik“ der Kriebelmückenlarven zu zählen. Anstatt sich der Unsicherheit eines Driftvorganges (Kap. 4.4.4) auszusetzen, spinnen diese Larven einen einzelnen Faden, dessen Vorderende an der Unterlage verankert wird und an dem sie sich in Fließrichtung treiben lassen. Ist das neue Terrain geeignet, heften sich die Kriebelmücken fest. Erweist sich der Ort hingegen als ungeeignet, kriechen die Larven am eigenen Faden wieder zurück. Ein ähnliches Verhalten zeigen auch strömungsexponiert lebende Köcherfliegen, z. B. der Gattung *Rhyacophila*.

Viele Fließwasserorganismen minimieren die Kräfte, mit denen das strömende Wasser auf ihren Körper einwirkt, durch stromlinienförmige Körper. Da bei hohen Reynoldszahlen (Kap. 3.4) praktisch nur der „Frontwiderstand“ und weniger die Reibung (Scherkräfte) für den Gesamtwiderstand verantwortlich ist, weisen viele Organismen zumeist im Kopf/Stirn-Bereich kleine Angriffsflächen auf. Als Kompromiss zwischen der im Zuge der Larvenentwicklung geänderten Gestalt/Körpergröße und den daraus resultierenden Frontalwiderständen / Scherkräften gilt eine längliche Torpedoform mit rundem Körperquerschnitt. Viele Eintagsfliegenlarven, zum Beispiel die Vertreter der Gattung *Baetis* (Abb. 4.39), weisen solche strömungsoptimierte Körperformen auf, die es auch grazilen Tieren erlauben, Bereiche hoher Strömungsgeschwindigkeiten aufzusuchen. Diese Tiere sind zumeist auch sehr gewandte Schwimmer, die durch Auf- und Ab-Bewegen des Hinterleibes typische wellenförmige Schwimmbewegungen erzeugen. Die drei reich beborsteten Schwanzfäden unterstützten diese Bewegungsform und erlauben für kurze Strecken vergleichsweise rasche Fortbewegung.

Eine andere Technik, gegen die Wirkung der Strömung anzukämpfen, ist die Verwendung von Ballast. Dazu zählt sowohl das vor allem bei Schnecken gegebene Tragen einer „schweren“ Schale, als auch die Verhaltensweise mancher Köcherfliegenarten, die ihre Köcher mit Ballaststeinchen beschweren. Generell gilt, dass Fließwasserarten häufig schwerere Köcher aufweisen als Stillwasserformen. Zwar stehen der im Lithal lebenden Fauna eher schwere minerogene Substrate zum Köcherbau zur Verfügung; es ist aber regelmäßig zu beobachten, dass

Tiere der gleichen Art, deren Verhaltensweisen im Köcherbau nicht im Hinblick auf die Materialverwendung fixiert sind, in ruhigeren Gewässern eher auf leichte (Sandpartikel), teilweise sogar organogene Materialien (Blätter, Pflanzenteile) zurückgreifen. Bei schwimmenden Formen der Stillgewässer werden Köcher gar nur aus Seidengespinnst fabriziert. Die klassische Form der Verwendung von Ballaststeinen ist bei der Gattung *Silo* gegeben, die ihren Steinköcher noch zusätzlich mit großen Steinen beschwert und sich dadurch vor Abdriften schützt (Abb. 4.73). Allerdings wird bei einer Querschnittsvergrößerung auch die Angriffsfläche erhöht, wodurch sich wiederum eine vergrößerte Verdriftungsgefahr ergibt (Waringer 1993). Allein dieses Beispiel zeigt, dass viele der genannten Hypothesen noch zu erhärten sind.

Eine weitere Strategie zum Überleben in der Strömung, ohne spezielle Anpassung, ist die Vermeidung strömungsexponierter Räume. Strömungsmeidende Arten bevorzugen den Aufenthalt unter Steinen, in Spalten oder Hohlräumen des Gewässerbodens, im Algenbewuchs oder auf der Leeseite von Strömungshindernissen. Allerdings werden die meisten Fließgewässerarten im Laufe ihrer Entwicklung – zum Beispiel wenn sie Habitate wechseln – mit der Strömung konfrontiert.

Schmedtje (1995) definiert, aufbauend auf den gebräuchlichen Kategorien rheophil und limnophil, sieben Kategorien der Strömungspräferenz von Benthosorganismen. Da viele Fließgewässerorganismen einen vergleichsweise breiten Strömungsbereich tolerieren, fügt Schmedtje Zwischenkategorien ein (Tab. 4.5).

Tab. 4.5 Strömungskategorien zur Typisierung der Strömungspräferenz von Makrozoobenthosorganismen nach Schmedtje (1995).

Strömungskategorie	Beschreibung
Limnóbiont	An Stillwasser gebunden; nur im stehenden Wasser
Limnophil	Stillwasserart; strömungsmeidend, nur selten in träge fließenden Gewässern
Limno-rheophil	Stillwasserart, die häufig auch in trägen bis langsam fließenden Gewässern vorkommt
Rheo-limnophil	Vorwiegend in Fließgewässern; Präferenz für langsam bis träge fließende Gewässer bzw. ruhige Zonen in Fließgewässern; daneben auch in Stillgewässern
Rheophil	Fließgewässerart; strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern
Rheobiont	Fließgewässerart; an strömendes Wasser für Lebensweise und Vermehrung gebunden; Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern
Indifferent	Keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser

In den letzten Jahren wurde durch so genannte Einstufungslisten (Schmedtje 1995; Schmedtje & Colling 1996) ein Instrumentar entwickelt, mit dessen Hilfe die Strömungsansprüche einer Benthoszönose rechnerisch erfasst und ausgewer-

tet werden können. Analysen dieser Art stellen eine wichtige Grundlage zur Beantwortung von Fragestellungen der angewandten Hydrobiologie dar. Ein geradezu klassisches Beispiel gibt Schmedtje (1995) in den „ökologischen Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken“. Stellvertretend für die Vielzahl eingestufte Tiere zeigt Abb. 4.74 die ermittelten Strömungspräferenzen der Eintagsfliegenlarve *Baetis fuscatus*. Die Halbkugel-Nummer zeigt die Dichte der in aufsteigender Reihenfolge nummerierten Halbkugeln von 1015 (Kugel 1) bis 4284 kg/m^3 (Kugel 17) an, aus der die kritische Schubspannung an der Sohle abgeleitet werden kann (Statzner & Müller 1989; Statzner et al. 1991). Bezüglich der Abhängigkeit, Bevorzugung und Vermeidung von Strömung und strömungsabhängigen Größen der verschiedenen Fischarten/Entwicklungsstadien wird auf Kapitel 5 verwiesen.

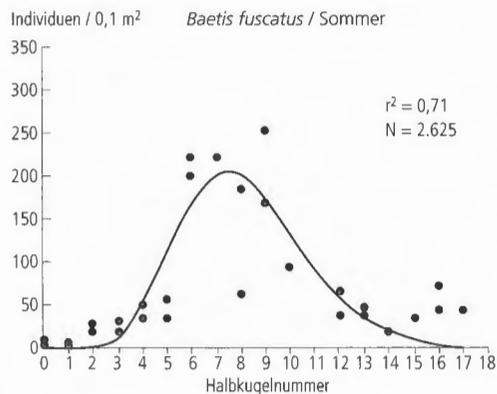


Abb. 4.74
Empirisch ermittelte Strömungspräferenz von *Baetis fuscatus*, nach Schmedtje (1995), verändert.

Zur Darstellung des Staueinflusses in Fließgewässerökosystemen lässt sich beispielsweise der Rheoindex nach Banning (1998), eine rechnerische Umlegung autökologischer Informationen (Illies 1978; Moog 1995b), die das Verhältnis von Fließgewässerorganismen zu Stillwasserarten einer Biozönose ausdrückt, als geeignetes Instrumentarium einsetzen. Eine Kombination aus Strömungspräferenz und Habitatbindung von Benthosorganismen stellen zwei erst kürzlich entwickelte Indices, der THI (Trichopteren-Habitat-Index, Waringer & Graf 2002) und der OHI (Odonaten-Habitat-Index, Chovanec & Waringer 2001) dar. Beide Verfahren dienen zur Evaluierung von potamalen Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung ihrer Augewässersysteme.

4.4.2 Atmung und Osmoregulation

Physiologische, morphologische, ethologische und andere Anpassungen hinsichtlich Atmung (Respiration) und Osmoregulation sind unverzichtbare Voraussetzungen für die erfolgreiche Besiedlung der Gewässerökosysteme.

Der Sauerstoffbedarf unter Wasser wird auf verschiedenste Weise gedeckt, wobei entweder Luft oder Wasser als Medium dienen. Tiere, die zumindest in einem länger dauernden Stadium (z. B. gewisse Insektenlarven) im Wasser leben, nehmen über direkte Hautatmung (ev. mit Flimmerepithelien), Lungen oder Kiemen Sauerstoff auf. Die Wasserinsekten transportieren den Sauerstoff entweder in einem offenen oder in einem geschlossenen Tracheensystem zu den Erfolgsorganen.

Das offene Tracheensystem steht mit der Luft in Verbindung. Dies wird von den wasserbewohnenden Stadien auf verschiedenste Weise bewerkstelligt: (1) direkter Luftkontakt durch Atemröhren (z. B. Rattenschwanz-Larven (*Eristalis*), Larven und Puppen der Stechmücken (Culicidae)); (2) aktives Pumpen der atmosphärischen Luft in Vorratskammern am Körper nach dem Durchstoßen des Oberflächenhäutchens (z. B. Wasserwanzen (Corixidae, Notonectidae) und Wasserkäfer (z. B. Dytiscidae)); (3) kompressible Gaskieme (physikalische Kieme), (z. B. Dytiscidae); (4) inkompressible Gaskieme (Plastronatmung), (z. B. Imagines der Elmidae, Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis*).

Tiere mit einem geschlossenen Tracheensystem verfügen über blättchenförmig, büschelig oder fadenförmig ausgebildete Kiemen. Die Kiemen sind von einem dichten Geflecht von Tracheen durchzogen, an deren Endzellen sich die dicht unter der Cuticula liegenden Tracheolen verzweigen. Tracheenkiemen finden sich vom Kopf über die Brust bis zum Hinterleib an den unterschiedlichsten Stellen des Insektenkörpers. Auch die unbeweglichen, oft in zahlreiche Schläuche aufgeteilten Anhänge mancher Steinfliegenlarven sind Tracheenkiemen. Gerade bei Plecoptera findet sich jedoch auch Hautatmung an äußerlich nicht besonders differenzierten Stellen der Beine oder des Rumpfes (Gattung *Nemoura*). Im Hinterdarm von z. B. *Nemoura* kommen dünnwandige „Blutkiemen“, d. h. nicht mit Tracheen versorgte, aber durchblutete Schläuche vor, die möglicherweise als zusätzliche Atmungsorgane dienen (Weber & Weidner 1974). Blutkiemen treten auch bei anderen Insekten auf.

Da die Körperflüssigkeit von Wassertieren eine etwa 100- bis 300fach höhere Osmolarität als das Umgebungswasser hat, strömt zufolge der Semipermeabilität der Körperhülle Wasser in den Körper hinein. Mechanismen, die das Eindringen des Wassers verhindern oder kontrollieren, werden als Osmoregulation bezeichnet. Dazu zählt etwa die Erzeugung eines Turgordruckes, welcher dem osmotischen Druck entgegenwirkt. Auch wasserabweisende Körperflächen wie z. B. eine starke Cuticula oder die Auflage von fettähnlichen Schichten erleichtern den Aufenthalt im feuchten Medium. Eine physiologisch sehr interessante Osmoregulation betreiben viele Insekten(stadien), die das in die Körperflüssigkeit (Haemolymphe) eindringende Wasser ständig über ein Exkretionssystem (durch aktiven Ionentransport erzeugter osmotischer Sog) in die sogenannten Malpighischen Gefäße ausscheiden. Der damit verbundene Verlust an wichtigen Ionen wird durch Rückresorption im Enddarm sowie ständigen Nachschub von außen, über Chloridzellen oder Analpapillen, wettgemacht.

4.4.3 Art der Nahrungsaufnahme und Ernährungstypen (Functional Feeding Groups)

Organismen, die sich von partikulärer organischer Substanz ernähren, haben zahlreiche Mechanismen für die Nahrungsaufnahme entwickelt. So schließen z. B. Protozoen ganze Nahrungspartikel in Vakuolen ihrer Zellen ein (Phagozytose). Viele höhere Organismen müssen jedoch ihre Nahrung vor der Aufnahme zerkleinern. Nach der Art der aufgenommenen Substanz (Nahrung) unterscheidet man herbivore (Pflanzenfresser), karnivore (Fleischfresser) und detritivore Organismen (Detritusfresser).

Die Grenzen sind allerdings vielfach fließend. So sind manche Organismen im Juvenilstadium herbivor, im Adultstadium jedoch karnivor. Andere sind fakultativ Pflanzen- oder Fleischfresser.

Unter den Fischen gibt es nur wenige Primärkonsumenten. Makrophyten- und/oder Algen (Aufwuchs-)fresser sind z. B. Rotaugen (*Rutilus rutilus*) oder Nasen (*Chondrostoma nasus*), weiters die in europäischen Gewässern eingesetzten Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*). Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*), ebenfalls Exoten, sind Filtrierer.

Bei Makrozoobenthos-Organismen und Fischen werden zusätzlich, nach der Art der Nahrungsaufnahme, verschiedene Ernährungstypen (functional feeding groups) differenziert:

Die Lebensgemeinschaften am Gewässerboden (Benthal) verkörpern einen wichtigen Teil der gesamten aquatischen Nahrungskette. Grundsätzlich werden im Benthal alle trophischen Niveaus abgedeckt. Wichtig für das Verständnis der Nahrungsketten ist die Tatsache, dass die Bodenorganismen im System die stationäre Lebensraumkomponente (das Benthal) besiedeln. Damit sind Stabilität und Konstanz sowie die katalytische Wirkung zum mobilen Freiwasser und dem Grundwasser gewährleistet, aber auch die Abhängigkeit vom umgebenden Wasserkörper und Umland ist gegeben.

Zwei gänzlich unterschiedliche Energiequellen stellen die Nahrungsbasis der Sekundärproduzenten im Benthal dar (vgl. Kap. 4.3): der allochthone Eintrag organischer Substanz vom Gewässerumland (Erosionsmaterial, Holz, Laub und andere Pflanzenteile) und die im Gewässer erfolgende, autochthone Primärproduktion (der Aufbau organischer Substanz durch Photosynthese von Algen, Moosen und untergetauchten Wasserpflanzen). Die Sekundärproduzenten der Gewässer-sole stehen in verschiedener Weise in Nahrungsbeziehung zueinander. Zum Verständnis der benthischen Nahrungsbeziehungen empfiehlt sich die Einteilung der Fauna in „funktionelle Ernährungstypen“ (Tab. 4.6).

Filtrierer fangen im Wasser suspendierte Partikel, wie z. B. Algen, Bakterien und Detritusteilchen auf, die sie konzentrieren. Voraussetzung für diese Art der Nahrungsaufnahme ist ein Wasserstrom, der entweder im System vorliegt (in Fließgewässern daher oft passive, sessile Filtrierer) oder von den Organismen selbst erzeugt wird (aktive Filtrierer, meist in stehenden Gewässern). Strudler sind aktive Filtrierer, die den Wasserstrom auch für die Respiration ausnutzen.

Tab. 4.6 Funktionelle Ernährungstypen

Ernährungstyp	Abkürzung	Nahrungsquelle
Weidegänger Raspler und Kratzer	WEI	Aufwuchsalgen, Biofilm, teilweise Detritus Endo-/epilithische Algen, lebendes Pflanzen- gewebe
Blattminierer Zellstecher	MIN	Wasserpflanzenblätter Algen- und Wasserpflanzenzellen
Holzfresser	HOL	Totholz
Zerkleinerer	ZKL	Fallaub, Pflanzengewebe, CPOM
Detritusfresser	DET	Sedimentiertes FPOM
aktive Filtrierer	AFIL	Schwebendes FPOM, CPOM, Beute. Herbeischaffen der Nahrung durch aktive Erzeugung eines Wasserstromes. Strudler: Schwebendes FPOM und Mikro- beute wird herbeigestrudelt
passive Filtrierer	PFIL	Schwebendes FPOM, CPOM, Beute. Strömendes Wasser wird filtriert
Räuber	RÄU	Beute
Parasiten	PAR	Wirt
Allesfresser		Keine Nahrungspräferenz
sonstige Ernährungstypen	SON	Nicht in dieses Schema einstuftbar

Filtrierer finden sich häufig unter den Ciliata, Rotatoria, Copepoda und Cladocera, aber auch bei manchen Insektenlarven (z. B. netzspinnende Köcherfliegenlarven, Abb. 4.71; Kriebelmückenlarven, Abb. 4.66). Unter den Fischen gehören Seesaibling und Coregonen zu den Filtrierern.

Weidegänger („grazer“) ernähren sich von Aufwuchsalgen, dem Biofilm (eine Mischung aus Bakterien, Pilzen und Makromolekülen) sowie von Mikrozoobenthos. Die Weidegänger sind dem benthischen Lebensraum angepasst und „weiden“ mit speziell dafür ausgebildeten Mundwerkzeugen die Rasen der Algen und Mikroorganismen ab. Nach Morphologie und Funktionsweise der Mundwerkzeuge lassen sich unterschiedliche Funktionsprinzipien in Gruppen zusammenfassen (Ahrens 1989): Bürste, Meißel, Baggerschaufel, Rechen und Raspel. Zu dieser Ernährungsgruppe gehören zahlreiche Insektenlarven, wie z. B. viele Eintagsfliegen oder Schnecken.

Zerkleinerer („shredder“) sind ebenfalls auf den benthischen Lebensraum spezialisiert. Zu ihnen gehören Bachflohkrebse und Wasserasseln, aber auch Insektenlarven wie Trichopteren, Dipteren und Plecopteren. Zerkleinerer spielen eine wichtige Rolle bei der Falllaubzersetzung, indem sie grobpartikuläres Material zerkleinern, das in weiterer Folge für die Sediment- und Detritusfresser zur Verfügung steht (*Gammarus* und *Asellus*; nehmen aber auch lebende Makrophyten auf).

Sedimentfresser und **Detritusfresser** sind schwer in Primär- und Sekundärkonsumenten differenzierbar, da sie kaum zwischen pflanzlichem und tierischem Material selektieren. Ein reiner Sedimentfresser ist der Schlammröhren-

wurm (*Tubifex tubifex*), der mit dem Vorderende im Sediment eingegraben ist und das Hinterende ins freie Wasser ragen lässt. Das Sediment wird in einigen Zentimetern Tiefe aufgenommen. Da die nicht verwertbaren Anteile an der Oberfläche wieder ausgeschieden werden, kommt es zu einer Umschichtung des Sediments (Bioturbation). Die Populationsdichte der Tubificiden steigt in Sedimenten mit zunehmendem Gehalt an organischem Material, weshalb diese Familie in eutrophen bzw. mit Abwässern belasteten Gewässern besonders häufig ist (hoher Indikatorwert).

Räuber sind Sekundär-, Tertiär- oder Endkonsumenten, die jene Energie aufnehmen (assimilieren), die bereits in anderen Konsumenten enthalten ist. Hierzu zählen sowohl räuberische Zooplankton- und Benthosarten als auch viele heimische Fisch-(Raubfisch-)arten.

Eine wichtige Rolle der Bodenfauna besteht darin, für die Mineralisationsprozesse durch Bakterien und Pilze geeignete Bedingungen zu schaffen. Gerade die Zerkleinerung organischer Materialien schafft jene großen Oberflächen, die den Abbau durch Reduzenten wesentlich erleichtern. Der auf diese Weise großflächig erzeugte Biofilm ist andererseits eine der wesentlichsten Nahrungsgrundlagen für viele Konsumenten.

Die Analyse der Ernährungstypen führt zu einem besseren Verständnis der ökologischen Zusammenhänge, da sich bei Betrachtung der Aufbau-, Umbau- und Mineralisationsprozesse eine übergreifende Sicht der funktionellen Zusammenhänge ergibt. Diese laufen bei ungestörten Verhältnissen in einem Fließgleichgewicht ab, das sich im Längsschnitt eines Gewässers durch das Verhältnis der Assimilation zur Respiration beschreiben lässt (Kap. 6.1, River Continuum Concept). Verschiebt sich das für bestimmte Fließgleichgewichte des Gewässers typische Verhältnis der einzelnen Ernährungstypen, liegt eine Störung des Fließgewässers vor (Kohmann et al. 1993; Schweder 1992; Moog 1995b).

Da diese Prozesse in Fließgewässern an der Sohlfläche, aber auch im Lückensystem stattfinden und daher methodisch schwer erfassbar sind, bietet die Diskussion der Verteilung der Ernährungstypen die Möglichkeit einer indirekten Beurteilung.

Die Berechnung der Ernährungstypen-Verteilung wird freilich insofern erschwert, als die überwiegende Mehrzahl der Benthostiere verschiedene Methoden der Nahrungsaufnahme beherrscht. Entweder wechseln sie in Abhängigkeit von Nahrungsquelle oder Lebensraum opportunistisch die Fress Techniken oder sie benutzen im Verlauf der Larvenentwicklung unterschiedliche Ernährungsweisen. Die Zuordnung von Ernährungstypen muss diesen Gewohnheiten Rechnung tragen, so dass moderne Einstufungslisten meist mehrere Ernährungskategorien berücksichtigen, die nach der durchschnittlichen Wahrscheinlichkeit der Ernährungsweise in der Ontogenie einer Art ausgerichtet sind. Diesbezüglich häufig gebrauchte Listen im deutschen Sprachraum sind die Fauna Aquatica Austriaca (Moog 1995b, 2002) und die Bayernliste (Schmedtje & Colling 1996). Die aktuellste Zusammenstellung für Europa enthält die AQEM Software (2002).

Tab. 4.7 Beispiele der Zuordnung nach Ernährungstypen (10-Punkte-System der Fauna Aquatica Austriaca), die Abkürzungen richten sich nach Tab. 4.6.

	ZKL	WEI	AFIL	PFIL	DET	MIN	HOL	RÄU	PAR	SON
Mützenschnecke	–	10	–	–	–	–	–	–	–	–
Teichmuschel	–	–	10	–	–	–	–	–	–	–
Schlammröhrenwurm	–	–	–	–	10	–	–	–	–	–
Fischegel	–	–	–	–	–	–	–	–	10	–
Rheinmücke	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Kaiserlibelle	–	–	–	–	–	–	–	10	–	–
Wasserzünsler	–	–	–	–	–	10	–	–	–	–
Tuberkel-Krallenkäfer	–	–	–	–	–	–	10	–	–	–
Wassergeistchen	2	–	–	5	–	–	–	3	–	–

Die Berechnung der Ernährungstypen-Verteilung ist eine wertvolle Hilfe zum Verständnis der benthischen Nahrungsbeziehungen und bei der Gewässerbewertung. Beispielsweise kann damit die Ist-Situation in einem Fließgewässer mit einer aus dem River Continuum Concept abgeleiteten Erwartungshaltung verglichen werden.

Die Berechnung der funktionellen Ernährungstypen wird am Beispiel des Anteils der Zerkleinerer an der Gesamtzönose wie folgt berechnet:

$$E_{ZKL} = \frac{\sum_{i=1}^n zkl_i \cdot A_i}{\sum_{i=1}^n A_i}$$

E_{ZKL} Zerkleinereranteil an der Gesamtzönose
 zkl_i Anteil der Zerkleinerer-Valenz des i-ten Taxons
 A_i Abundanz des i-ten Taxons
 n Anzahl der Taxa

Analog wird für alle anderen Anteile der Zönose verfahren.

Ein anderes Beispiel für die Anwendung der Ernährungstypenanalyse in der Praxis der Gewässerbewertung zeigt die Verteilung der aktiven und passiven Filtrierer entlang eines durch Stauhaltung ausgebildeten Stressgradienten (Abb. 4.75 und 4.76). In Abhängigkeit von der Abweichung der Strömungsgeschwindigkeit und der Substratstruktur werden im Sinne der Klassifizierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie fünf unterschiedliche ökologische Zustandsklassen von „sehr gut“ bis „schlecht“ gekennzeichnet.

Mit abnehmender Strömung wird den „passiven Filtrierern“ die Möglichkeit des Nahrungs- und Sauerstoff-Erwerbs entzogen (Abb. 4.75). Ab den Zustandsklassen 4 und 5 sind kaum noch Vertreter dieser Ernährungsgilde vertreten. Die Fähigkeit der „aktiven Filtrierer“ ermöglicht gerade unter diesen Bedingungen einen großen Wettbewerbsvorteil, der sich in einer signifikanten Zunahme in den schlechteren Zustandsklassen manifestiert (Abb. 4.76).

Obwohl der Faktor Ernährung schon frühzeitig als biologische Steuergröße erkannt wurde, ging die Bewertung des Ernährungstypen-Gefüges erst sehr spät in

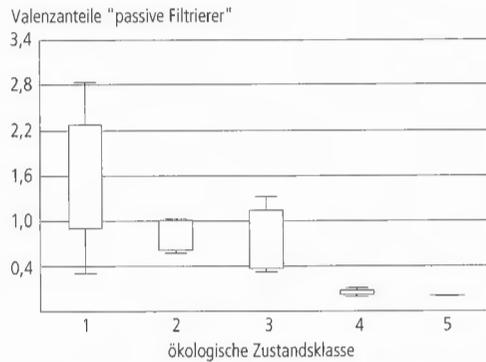


Abb. 4.75 Veränderung der Valenzanteile der passiven Filtrierer in der Bioregion Granit- und Gneisgebiet (Österreich) unter Stau einfluss; Kasten gibt den Interquartilbereich an.

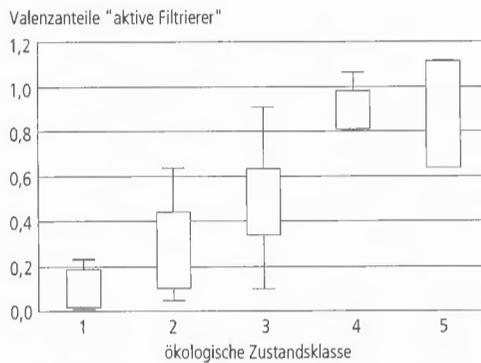


Abb. 4.76 Veränderung der Valenzanteile der aktiven Filtrierer in der Bioregion Granit- und Gneisgebiet (Österreich) unter Stau einfluss; Kasten gibt den Interquartilbereich an.

die ökologische Bewertung ein. Nach anfänglich teilweise sehr umständlichen Beschreibungen der „Fresstypen“-Verhältnisse definiert Schweder (1992) am Beispiel von Bergbächen des Niederbergischen Mittelgebirges (Deutschland) zwei summarische Indices, die bereits in kurzer Zeit zu sehr aussagekräftigen Maßzahlen avancieren: in Anlehnung an den längenzonal geprägten Aufbau des RCC (Kap. 6.1) wird für rhithrale Gewässer der Rhithron-Ernährungs-Typen-Index RETI und für potamale Gewässer der Potamon-Ernährungs-Typen-Index PETI entwickelt. In die Berechnung dieser Indices gehen nur die vier wichtigsten Primärkonsumenten-Typen ein: Zerkleinerer, Weidegänger, Filtrierer und Detritus(Sediment-)fresser. Räuber, Parasiten und weitere Typen werden nicht

berücksichtigt. Die Indexwerte liegen zwischen 0 und 1 und werden sehr einfach berechnet.

RETI, Rhithron-Ernährungstypen-Index

$$RETI = \frac{E_{WEI} + E_{ZKL}}{E_{WEI} + E_{ZKL} + E_{FIL} + E_{DET}}$$

E_{WEI}	Weidegängeranteil an der Gesamtzönose
E_{ZKL}	Zerkleinereranteil an der Gesamtzönose
E_{FIL}	Filtriereranteil an der Gesamtzönose
E_{DET}	Detritusfresseranteil an der Gesamtzönose

PETI, Potamon-Ernährungstypen-Index

$$PETI = \frac{E_{FIL} + E_{DET}}{E_{WEI} + E_{ZKL} + E_{FIL} + E_{DET}}$$

$E_{WEI}, E_{ZKL}, E_{FIL}, E_{DET}$: s. oben

RETI-Werte von 0,5 indizieren nach Schweder (1992) in rhithralen Gewässern weitgehend natürliche Ernährungsbeziehungen. Mit Hilfe des RETI wird es möglich, eine Erwartungshaltung (threshold value) für unbelastete Gewässer zu formulieren und auf Basis dieser Referenzsituation die Schwere eines Eingriffes zu bewerten. Am Beispiel eines Datensatzes aus dem oberösterreichischen Landesmessnetz (Abb. 4.77) lässt sich die prinzipielle Eignung dieser Maßzahl für die praktische Gewässerbewertung gut aufzeigen.

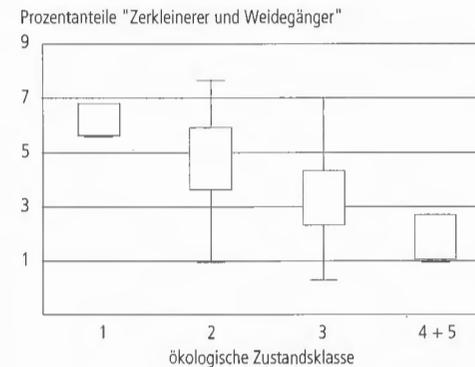


Abb. 4.77 Dimensionen des RETI in unterschiedlich stark beeinflussten Gewässerstrecken in Oberösterreich

Die Gewässerabschnitte mit Referenzcharakter (ökologische Zustandsklasse 1) weisen ausnahmslos Rhithron-Ernährungs-Typen-Indices über 5 auf. Mit zunehmender Belastung der Gewässer indiziert die Benthosfauna abnehmende Index-Werte, die auf eine Entfernung der Fresstypenverteilung vom Leitbild hinweisen.

4.4.4 Besiedlungsmuster, Besiedlungsdichte, Wanderung, Zonierung

Neben Strömung, Temperatur und Nahrung sind die Habitate – auch als Choriotope oder Teillebensräume bezeichnet – von entscheidender Bedeutung für Zusammensetzung und Menge der Fließgewässerfauna (Thorup 1966; Bretschko 1995a). Das Makrozoobenthos besiedelt den Gewässergrund in räumlich und zeitlich sehr variablen Verteilungen und Abundanzen. Diese ausgeprägte Heterogenität wird beispielsweise durch das Patch-Dynamik-Konzept (Pringle et al. 1988; Townsend 1989) beschrieben. Die Kernaussage dieser auf die Ebene der Bettsedimente und Sohlhabitate bezogenen Konzeption basiert darauf, dass das Grundverständnis der Funktion lotischer Ökosysteme auf jener Information aufbaut, welche die Zusammensetzung, Verteilung und Dynamik der Sohlstruktur in sich trägt. Die Verteilung der Habitate – der „Patches“ – wird bestimmt durch: Substratbedingungen, Topographie, Strömungsverteilung, Organismen (die ihrerseits Strukturen bilden) und Störungen (Disturbances). Patches lassen sich hinsichtlich der Funktionalität im System und ihrer Eignung als Lebensraum durch folgende Eigenschaften charakterisieren: Größe, Größenverteilung und Lage zueinander sowie Lebensdauer. Die Trennlinien der einzelnen Mosaik sind dreidimensional zu verstehen und je nach Umstand als Grenze oder als Ökoton aufzufassen.

Choriotopspezifische Besiedlung

Die Ausweisung strukturbildender Substrate in der angewandten Gewässeranalyse (z. B. als Choriotope in der ÖNORM M 6232 1997) trägt dem Umstand Rechnung, dass die genannten Habitate von jeweils typischen Zönoselementen besiedelt werden. Tab. 4.8 gibt einen kurzen Überblick über den Zusammenhang zwischen Habitat und habitatspezifischer Zönose. Die Definitionen der Choriotope sowie Korngrößenangaben sind Kapitel 3, Tab. 3.3 zu entnehmen.

Für zahlreiche Fließgewässerarten ist eine äußerst enge Habitatbindung nachgewiesen. Manche Arten ändern ihre Habitatansprüche im Zuge ihrer Entwicklung und suchen aktiv unterschiedliche Lebensräume auf. Solche Arten können daher nur innerhalb eines Sets bestimmter Habitate überleben, wobei deren Mosaikstruktur diesen Ansprüchen entgegen kommt. Als Beispiel für eine solche Habitat-Abhängigkeit sei die Köcherfliegenart *Allogamus auricollis* angeführt (Graf et al. 1992; Waringer 1989). Die Larven leben im ersten Stadium unter oder rund um große Blöcke. Hier ernähren sie sich detritivor oder aufwuchsweidend. Die weiteren Stadien bevorzugen sandige Flächen, wo sie Blätter und grobes organisches Material (CPOM) fressen, aber auch Nahrungsstoffe aus der freien Welle filtrieren. Die Larven des 4. und vor allem 5. Stadiums gehen wieder zur Steinfraction über, die den Tieren als geeigneter Schlüpfort dient. Ohne ein in Bezug auf Zusammensetzung, Größe und Lage passendes Set an Habitaten können die meisten der diesbezüglich hochangepassten Benthosarten nicht überleben.

Trotz der aufgezeigten Heterogenität bezüglich Zeit und Raum sind gewisse Gesetzmäßigkeiten festzustellen, die eine Prognose von Individuendichten bzw. Biomassewerten zulassen. Vorhersagen dieser Art haben zunächst den Zeitpunkt

Tab. 4.8 Beziehung von Habitaten und Faunenelementen.

Habitat (Choriotop nach ÖNORM)	Typische Faunenelemente
Megalithal	Typische Megalithalbewohner sind während des Großteils ihres aquatischen Lebenszyklus nicht auf die Verbindung zum Interstitial angewiesen. Oft sind typische morphologische oder verhaltensmäßige Anpassungen an das Leben in der Strömung entwickelt (z. B. Saugnäpfe, semisessile Lebensweise)
Megalithal, glatte Oberflächen, nur flächiger Algenaufwuchs	Lidmückenlarven und -puppen (Blephariceridae), bestimmte Kriebelmückenlarven und -puppen (Simuliidae)
Megalithal mit Fadenalgen-Aufwuchs	Gemeinschaft von Fadenalgen- und <i>Hydrurus</i> bewohnen (z. B. <i>Diamasa</i> spp., <i>Orthocladius</i> spp.)
Makrolithal	Typische Steinfauna mit Vertretern größerer räuberischer Organismen, die nur im Makrolithal ihre Strukturansprüche erfüllt finden (z. B. Arealgröße, Refugialräume). Zusätzlich zu Megalithalformen auch Vertreter der typischen Steinfauna: große Perlidae, große Perlodidae
Mesolithal	Typische Steinfauna
Mikrolithal	Kleinwüchsige Arten und Jugendstadien der Steinfauna sowie Kieslückenbewohner
Akal	Typische Kieslückenbewohner
Psammal	Typische Sandfauna
im Meta-Hypo-Rhithral	Prodiamesinae, <i>Margaritifera margaritifera</i> (begrenzte Verbreitung), <i>Unio crassus</i> (Unterarten!)
im Potamal	Grabende Eintagsfliegen (ausgenommen <i>Ephemera danica</i> , <i>Potamanthus luteus</i>), Unionidae (ausgenommen <i>M. margaritifera</i> und <i>Unio crassus</i>)
Pelal	Feinsedimentbewohner, typische Chironomidae und Oligochaeta, Unionidae (ausgenommen <i>M. margaritifera</i> und <i>Unio crassus</i>)
Argillal	Tonzönose, z. B. grabende Eintagsfliegen

im hydrologischen Jahresverlauf zu berücksichtigen, da Hochwässer und Austrocknung die wirksamsten Steuergrößen quantifizierbarer Verteilungen von Benthostieren sind.

Folgen von Hochwässern auf die Benthosfauna

Am Beispiel der gut untersuchten Wagrainner Ache im Salzburger Pongau werden die Auswirkungen von Hochwässern auf die Bodenfauna verdeutlicht. Neben den Kies- und Schotterfraktionen ist die Habitatstruktur von der Goldalge *Hydrurus foetidus* geprägt. Die algenbedeckten Steine stellen in Ober- und Mittelläufen (Rhithral) der montanen und submontanen Zone einen mengenmäßig be-

deutenden Lebensraumtyp dar. Die typische Makrofauna solcher Algen-Steine setzt sich aus den Larven der Eintagsfliege *Baetis alpinus*, einigen Arten der Zuckmückengattungen *Diamesa* und *Orthocladius* sowie vereinzelt Steinfliegenlarven der Gattung *Protonemura* und der Köcherfliegen-Gattung *Rhyacophila* zusammen (Moog & Janecek 1991). Die *Hydrurus*-Dichte ist ein wesentlicher Raumgeber und damit ein Schlüsselfaktor für die Faunenmenge: Untersuchungen der Block- und Steinfraktion belegten eine sehr deutliche Abhängigkeit der Makrozoobenthos-Biomasse von der *Hydrurus*-Menge.

Auftreten und Menge der Goldalge werden vom Nährstoffgehalt, der Temperatur (16 °C gelten als Obergrenze) und der Strömung gesteuert. Da letztere in Bezug auf die jahreszeitliche Dynamik sehr stark vom Abflussgeschehen geprägt wird, lässt sich eine sehr deutliche Beziehung zwischen der Abflussmenge (hier in m³/s) und der *Hydrurus*-bedeckung (in % Deckungsgrad) herstellen. Hochwässer dezimieren in sehr beträchtlichem Ausmaß den *Hydrurus*-bestand und damit dessen biotische Besiedlung (Abb. 4.78).

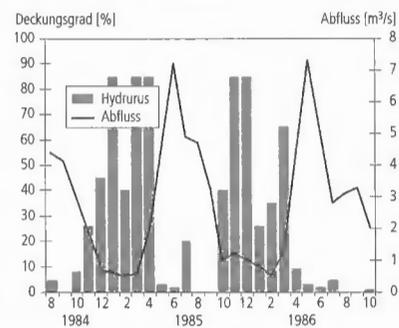


Abb. 4.78 *Hydrurus*-Deckungsgrad und mittlerer Monatsabfluss (Wagrainer Ache 1984–1986), nach Moog & Janecek (1991)

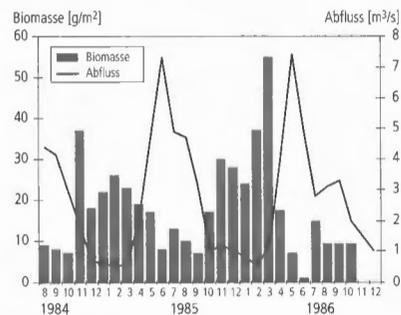


Abb. 4.79 Benthos-Biomasse und mittlerer Monatsabfluss (Wagrainer Ache 1984–1986), nach Moog & Janecek (1991)

Wird die Abflusskurve mit der Biomasse des Makrozoobenthos verglichen (Abb. 4.79), ist ebenfalls eine sehr klare Beeinträchtigung festzustellen. Zu Hochwasserzeiten sinkt das Makrozoobenthos auf nur noch 5 % der Ausgangsmenge, wobei verschiedene Ursachen dafür in Frage kommen: (1) Ausdünnung durch direkte Abschwemmung; (2) Dezimierung durch Abschwemmen der Aufwuchsalgen (z. B. *Hydrurus*); (3) freiwilliges Verlassen der Sohle durch Katastrophen-drift; (4) Flucht in die Lückenräume der Bettsedimente oder der Uferzonen; (5) entwicklungsbedingtes Verlassen des aquatischen Lebensraumes (Adultschlupf).

Der Umstand, dass ein Hochwasser bis zu 98 % des Floren- und Faunenbestandes vernichtet, ist ein systemimmanentes Merkmal (Hütte 1987, 2000). Der großen populationsdynamischen Bedeutung solcher Störungen (Saisonalität, In-

teraktion, Konkurrenz) wird durch die Disturbance-Theorie Rechnung getragen (Resh et al. 1988; Lampert & Sommer 1993). Fasst man die gängigsten Disturbance-Modelle zusammen, werden durch diese Störungen wettbewerbsstarke, zu meist artenarme Klimaxgesellschaften unterdrückt und vor allem Pionierarten und Lebensraumspezialisten gefördert. Auf diese Weise gewährleisten Störungen die Koexistenz eines relativ breiten Arteninventares bei gleichzeitig hoher Stabilität der Biozönose im Fließgewässer. Diese hohe Biodiversität wird auch als Fundament der hohen ökologischen Elastizität (der Resilienz) dieser Systeme gedeutet.

Biomasseverteilung von Benthostieren unter stabilen Verhältnissen

Unter stabilen Abflussverhältnissen, die eine Dezimierung der Bodenfauna durch Hochwasserdurchgänge oder extreme Niederwasserperioden ausschließen, lassen sich auf Basis der Art, Zusammensetzung, Verteilung und Mobilität der Bettsedimente wichtige Rückschlüsse auf die zu erwartende Faunenmenge (Abundanz) ziehen.

Mobile Sande, die ständig umgelagert werden (z. B. bei Schwallbetrieb oder Entsanderspülungen), weisen nur sehr geringe Benthosbiomassen auf. Einsele (1960) bezeichnet die Kornfraktion des Psammals aus Sicht der Fischerei als äußerst unproduktiv. Stabile Sandbänke wiederum, wie sie beispielsweise im Potamal großer Flüsse vorliegen, werden teilweise von einer „schwergewichtigen“ Fauna besiedelt. In solchen Zonen können neben Würmern, Zuckmücken und Bewohnern des Sandlückensystems vor allem Großmuscheln (z. B. Gattungen *Unio* und *Anodonta*) die höchsten Biomassen erreichen. Ebenfalls gering ist die Faundichte am anderen Ende der Korngrößenskala. Anstehender Fels oder große Felsblöcke (Megalthal) bieten wenigen Spezialisten Lebensraum. Selbst wenn diese an den Hartsubstraten in größeren Individuenzahlen vorkommen – z. B. Larven und Puppen der Kriebelmücken (Simuliidae) oder Lidmücken (Blephariceridae) – bleibt die Biomasse, zufolge des Fehlens der dritten Dimension, gering.

Innerhalb der minerogenen Bettsedimente weist die Stein- und Schotterfauna (Makro- und Mesolithal) die höchsten Individuenabundanzen und Biomassen auf. Zu stabilen Abflussperioden, das heißt etwa vier bis sechs Wochen nach dem letzten Hochwasserdurchgang, lassen sich hier gewisse Gesetzmäßigkeiten beschreiben. So ist am Beispiel von elf niederösterreichischen Bächen eine klare Beziehung zwischen abnehmender Biomasse der Benthosfauna und steigender Seehöhe dokumentiert (Jungwirth et al. 1980). Als Erklärung werden die mit zunehmender Seehöhe sinkenden Nährstoffbedingungen und Einträge von organischem Material (CPOM, Laub) angesehen. Diese empirisch festgestellte Beziehung wird auch von Schönborn (1992) bestätigt, der „eine generelle Zunahme der Invertebratenproduktion flussabwärts zu“ konstatiert.

Eine Studie von Dückelmann (2001) konnte anhand eines sehr umfangreichen Datenmaterials diese Seehöhen-Biomassebeziehung in eindrucksvoller Weise bestätigen. Dückelmann verwendet Datensätze von Flüssen ohne vorherigen Hochwasserdurchgang aus Südtirol, Österreich, Liechtenstein, der Schweiz und dem deutschen Alpenraum. Sie bezieht nur Stellen des sehr guten und des guten öko-

logischen Zustandes mit Schottersubstraten von 6 bis 40 cm Korndurchmesser in die Analysen ein und schließt Sonderstandorte aus. Die Biomassewerte (Angaben in Gramm Formalin-Frischgewicht pro Quadratmeter) reichen von wenigen Milligramm bis 60 Gramm, wobei unterhalb von 800 m Seehöhe die Biomassen mit abnehmender Seehöhe sehr deutlich steigen (Abb. 4.80).

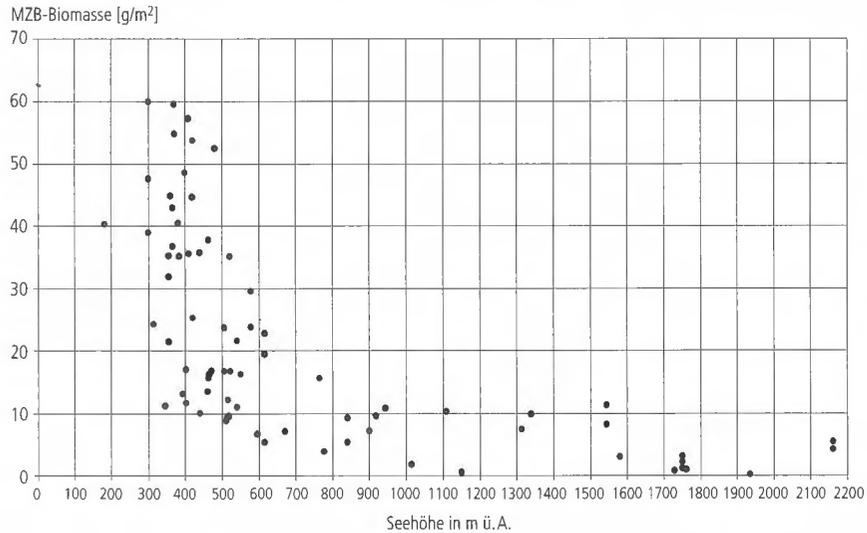


Abb. 4.80 Makrozoobenthos-Biomassen in Abhängigkeit von der Seehöhe (nach Dückelmann 2001)

Organische Substrate stellen zumeist einen sehr dicht von Makrozoobenthos besiedelten Lebensraum dar. Zu solchen Substraten zählen organisch angeereicherte Feinsedimente (Schlamm), in das Gewässer reichende Wurzeln von Uferbäumen und vor allem Fadenalgen, Moose und Unterwasserpflanzen (Makrophyten). Im Vergleich zu benachbarten mineralischen Standorten wird in den organischen Substraten zwei- bis fünfmal mehr Biomasse pro Bezugsfläche nachgewiesen. Neben dem reichen Nahrungsangebot organischer Substrate ist meist auch deren vielfältiges Struktur- und damit Lebensraumangebot für die Ausbildung einer reichhaltigen Fauna ausschlaggebend.

Seearinne stellen ebenfalls überdurchschnittlich reich besiedelte Gewässerstrecken dar, deren Benthosbiomassen um das etwa Zwei- bis Dreifache über dem Normalwert liegen. Als Ursachen werden die höheren Sommertemperaturen (Ablauf epilimnischen Wassers), die vergleichmäßigte Abflussdynamik und vor allem die als zusätzliche Nahrungsquelle zur Verfügung stehende Ausdrift von Planktonorganismen angesehen.

In Bezug auf fischereiwirtschaftliche Belange hat Huet (1954) eine Tabelle zur Beschreibung der Fischnährtier-Bonität erstellt, die von 0 bis 70 Gramm Frisch-

gewicht reicht (Tab. 4.9). Damit definierte Huet bereits sehr früh einen Mengenbereich, der für den Alpenraum sehr gut bestätigt werden konnte (Abb. 4.80).

Tab. 4.9 Schema zu Bewertung der Nährtiermenge in Flüssen (nach Huet 1954)

	Bonitätsstufen	Biomasse in g/m ²
nahrungsarm	I	0–3
	II	3–6
	III	6–10
mittel	IV	10–20
	V	20–30
	VI	30–40
nahrungsreich	VII	40–50
	VIII	50–60
	IX	60–70
	X	über 70

Wanderungen, Besiedlungsmechanismen und Drift

Fließgewässer werden von makrozoobenthischen Organismen über vier Mechanismen besiedelt: Drift, Aufwärtswanderungen, Wanderungen aus dem Substrat oder von den Ufern sowie Kolonisation über die Luft (z. B. Eiablage durch geflügelte Stadien).

Die Tatsache, dass Wasserorganismen in der freien Welle driften, wurde von Needham (1928) eher zufällig entdeckt, als er das Schicksal ins Wasser geratener Landinsekten näher verfolgte und „the downstream transport of aquatic insects in the current“ feststellte. Das Phänomen der Drift ist allerdings für das Verständnis der Wechselwirkungen zwischen Fischen und Nährtieren unverzichtbar. Unter Drift versteht man die gezielt herbeigeführte oder unfreiwillige Fortbewegung mit der freien Welle. Drift ist somit eine Verhaltensweise, mit der die Bodenfauna sozusagen „bewusst“ die gewohnte Umgebung verlässt und die Transportkraft des Wassers zur eigenen Ortsveränderung ausnützt. Mit gezielten Steuerbewegungen bestimmen die driftenden Organismen Länge und Richtung der Driftstrecke. Drift kann allerdings auch durch Störungen von außen herbeigeführt werden. In diesem Fall spricht man von Katastrophendrift. Bekannte Auslöser der Katastrophendrift sind Wasserschwälle, stoßweise chemische Belastungen und physikalische Störungen, wie Aufwirbelung von Bettsedimenten bei Bachdurchquerungen.

Viele Fischarten des Rhithrals (z. B. Bachforelle und Äsche) nutzen die Drift als bevorzugte Nahrungsquelle, da während des Drifttransportes viele Nährtiere schutzlos in der Strömung treiben. Um den optisch orientierten Beutefängern zu entgehen, haben zahlreiche Arten der Bodenfauna ihre Driftaktivität auf die Abendstunden beschränkt. Besonders ausgeprägt sind die Muster der Driftaktivität mit Driftspitzen in der Nacht und zu den Dämmerungszeiten. Abb. 4.81 zeigt ein typisches abendliches Driftmaximum von Eintagsfliegenlarven im Melkfluss (Niederösterreich). Ganz anders verteilt sich der auf den Tag konzentrierte Drift-

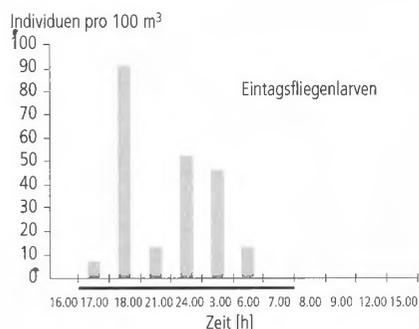


Abb. 4.81
Nächtliche Driftaktivität von Eintagsfliegenlarven mit Dämmerungsspitze an der Melk (Individuen pro 100 m³) (nach Würz 2001)

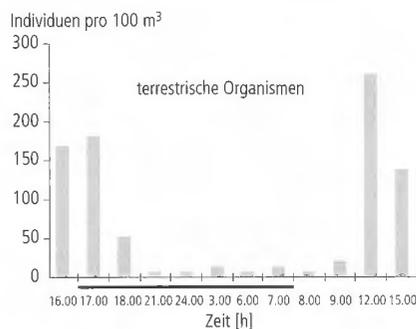


Abb. 4.82
Drift von Landinsekten mit ausgeprägter Tagaktivität an der Melk (Individuen pro 100 m³) (nach Würz 2001)

verlauf von zufällig ins Wasser geratenen Landtieren am gleichen Melkabschnitt (Abb. 4.82).

Nach Elliott (1967) werden neue Habitate zu 60 % über Driftvorgänge besiedelt. Townsend & Hildrew (1976) quantifizieren den Anteil der Drift an den gesamten Bewegungsvorgängen der Bachfauna mit 82 %.

Während Bishop & Hynes (1969) den Anteil der Aufwärtswanderung bei Wiederbesiedelungen mit weniger als 10 % angeben und Brusven (1970) ihr bloß geringe Bedeutung zur Rekolonisation von Fließstrecken zuspricht, finden Williams & Hynes (1976), dass 20 % einwandernder Benthostiere durch stromaufwärtige Migrationen in einem Flussabschnitt eintreffen.

Durch vertikale Wanderungen können neue (frisch umgelagerte) Habitate zu etwa 20 % besiedelt werden (Williams & Hynes 1976). Die Kolonisation über den Luftweg ist durch Müller (1954, 1974) sowie Bird & Hynes (1981) gut belegt.

Die Wiederbesiedelung von Bachsubstraten gleicht im Wesentlichen der von McArthur & Wilson (1963, 1967) beschriebenen Insel-Kolonisation (Minshall & Petersen 1985; Gore 1985): Einer Phase maximaler Individuendichte folgt eine Periode zumeist konkurrenz-, raum- oder nahrungsbedingter Populationschwankungen. Im Anschluss daran stabilisiert sich die Biozönose, wird artenreich und mannigfaltig, seltenere Arten kommen hinzu. Der Abschluss der (Wieder-)Besiedelungsphase ist nach erfolgreicher Reproduktion der einzelnen Arten der Gemeinschaft anzusetzen. Die Besiedelungskurve hat einen sigmoiden Verlauf: Sie ist zu Beginn steil, wird im weiteren Verlauf flacher und nähert sich schließlich asymptotisch dem Sättigungswert. Die stabile Phase benthischer Neubesiedelung nach natürlichen Katastrophen ist erfahrungsgemäß nach etwa vier bis sechs Wochen zu erwarten.

Minshall & Petersen (1985) zitieren fünf Arbeiten, die in Abhängigkeit von der Substratheterogenität, dem individuellen Flusscharakter und der Jahreszeit eine

Zeitspanne von 3–60 Tagen angeben. Herricks & Cairns (1975) geben nach kurzzeitigen Stresssituationen einen Erholungs-Zeitraum von zwei bis vier Wochen an.

Bis zum Erreichen maximaler Individuendichten nach größeren Eingriffen werden Zeitspannen von 70 bis 150 Tagen von Cairns et al. (1971), Williams & Hynes (1977), Cherry et al. (1979) und Gore (1979) genannt. Der Zeitpunkt des Erreichens maximaler Dichten ist jedoch nicht unbedingt mit dem Zeitpunkt erreichter Stabilität gleichzusetzen. Gore (1982) gibt 300–500 Tage, Minshall et al. (1983) geben 650 Tage, Gore (1985) 600–800 Tage bis zum (Wieder-)Erreichen einer stabilen benthischen Gemeinschaft an. Starnes (1985) dokumentiert für die endgültige Wiederbesiedelung eines Flusses durch aquatische Gemeinschaften nach dem Auflassen von Kohlengruben einen Zeitraum von 24 Jahren. Fuchs (1988) belegt im revitalisierten Gießbach bei Karlsruhe nach vier Jahren einen Anstieg von 64 auf lediglich 110 Taxa, obwohl mit etwa 350–500 Taxa zu rechnen ist. Tittizer et al. (1989) beobachten, dass die Wiederbesiedelung eines Mainabschnittes nach drei Jahren noch nicht abgeschlossen ist.

An einem durch Abwässer von Papierfabriken sehr stark verschmutzten Voralpenfluss (Traun, Oberösterreich) belegten Moog & Römer (1999), dass erst fünf Jahre nach Kläranlagenerrichtung die komplette Artengarnitur der vormals ausgelöschten Eintagsfliegenfauna wieder gefunden wurde. Dieser Befund überrascht insofern, als die saprobielle Gewässergüte dieses Flussabschnittes bereits nach einem halben Jahr saniert schien.

Uhlmann (1977) vertritt die Meinung, dass bis zur Einstellung eines neuen Gleichgewichtszustandes für eine bestimmte Art etwa der fünffache Betrag der Verdopplungszeit bzw. der Generationsdauer benötigt wird. Während bei Algen innerhalb einer Woche ein Gleichgewichtszustand erreicht wird, ergibt sich diesbezüglich für die Flussperlmuschel (Generationsdauer 20 Jahre) ein Zeitbedarf von 100 Jahren.

Längenzonation

Das Phänomen, dass im Längsverlauf einer Fließstrecke jeweils typische Zönosen einander ablösen, ist seit langem bekannt. Die Einteilung von Fließgewässern in Fischregionen erfolgt seit mindestens 130 Jahren (Fritsch 1872) (vgl. Kap. 5.1.4).

Aus der Erkenntnis, dass die Fischfauna durch Bewirtschaftungsmaßnahmen verändert werden kann und typische Leitfischarten aus verbreitungsgeographischen, biologischen und anderen Gründen (z. B. Verschmutzung, Regulierung, Stauhaltung) in den entsprechenden Fließgewässerzonen unter Umständen fehlen, wurde zur Mitte des vorigen Jahrhunderts der Fischregionen-Ansatz durch das Konzept der biozönotischen Regionen erweitert. Dieses auch Rhithron-Potamon-Konzept genannte System bezieht neben Fischen auch das Benthos und Umweltvariable mit ein und unterteilt die längenzonalen Verbreitungsschwerpunkte von Fließgewässer-Arten nach biozönotischen Regionen (Illies & Botosaneanu 1963). Am Beginn dieses Schemas steht die Quellregion (das Krenal), gefolgt vom Quellbach, dem Hypokrenal. Die klassische Einteilung der Ober- und Mittelläufe ist bekannt und umfasst die obere und untere Forellenregion sowie

die Äschenregion (das Epi-, Meta- und Hyporhithral). Mittelläufe und Unterläufe weisen die charakteristischen, unterscheidbaren Zonen des Epi-, Meta- und Hypopotamals (Barben-, Brachsen- und Flunder- bzw. Brackwasserregion) auf.

Um das gesamte Spektrum aquatischer Lebensräume abzudecken, wurden als zusätzliche Zönosen die Gemeinschaften des Litorals und des Profundals in das Konzept mit aufgenommen (Moog 1992a). Als Litoral im weiteren Sinne sind die eigentlichen Ufer sowie all jene stagnierenden Gewässer oder Gewässerzonen aufzufassen, deren limnologisches Geschehen vom Benthos dominiert wird. Dies bedeutet, dass neben der Tierwelt der Fluss- und Seeufer auch jene der Tümpel, Teiche, Altarme und Weiher zum Litoral zählt. Zur Profundalzönose werden die eigentlichen Seebodenbewohner zusammengefasst, deren (benthaler) Lebensraum aus limnologischer Sicht maßgeblich durch Prozesse im Pelagial beeinflusst wird. Tab. 4.10 beinhaltet die erweiterte Einteilung des Rhithral-Potamal-Konzeptes.

Die Erweiterung von Fischregionen auf biozönotische Regionen entspricht der integrativen Sicht der Wasserrahmenrichtlinie, die auf der Zusammenschau mehrerer ökologischer Qualitätskomponenten aufbaut (vgl. Kap. 9). In der Praxis erbringt die Zuordnung einer Gewässerstrecke zu einer Fischregion/biozönotischen Region ein übereinstimmendes Ergebnis. Der Terminus biozönotische Region ist vorzuziehen, wenn die Aussage in einem über die Fischfauna hinausgehenden Kontext zu sehen ist.

Tab. 4.10 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

Im Sinne der Qualitätssicherung gewässerökologischer Untersuchungen hat zum Beispiel in Österreich das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft eine diesbezügliche Einstufung der aquatischen Organismen Österreichs in Auftrag gegeben und publiziert (Moog 1995b und 2. Auflage 2002). Die längenzonale Einstufung der deutschen Makrobenthos-Fauna ist Schmedtje & Colling (1996) zu entnehmen.

Da sich die biozönotischen Regionen im Hinblick auf Breiten- / Gefälls-Verhältnisse (Huet 1949), Temperaturamplituden (Moog & Wimmer 1994) und Fischzönosen (Jungwirth 1995) zumindest deskriptiv eingrenzen lassen, eignet sich der längenzonale Ansatz gut für eine leitbildbezogene Betrachtungsweise. Die quantifizierende Anwendung der biozönotischen Regionen unter Zuhilfenahme der wirbellosen Bodenfauna erlaubt den Schritt über das rein deskriptive Niveau hinaus. Moog (1992a, 1993) geht davon aus, dass die meisten Arten zwar gehäuft in gewissen Regionen auftreten, aber auch in benachbarten Zonen präsent sind (vgl. Fischregionsindex, Kap. 5.1). Um diese Auftretswahrscheinlichkeiten numerisch darzustellen, wird ein 10-Punkte-Verfahren nach dem in Abb. 4.83 gezeigten Schema angewendet. Die im linken Teil der Graphik dargestellte Verteilung einer Art zeigt ein epirhithrales Vorkommensmaximum, toleriert aber auch die Umweltbedingungen im Quellbach bzw. im Metarhithral. Die zahlenmäßige Umlegung dieses Verteilungsschemas erbringt je 2 Punkte für das Vorkommen in den Randzonen und 6 Punkte im Hauptverbreitungssektor. Tritt eine Art in allen Zonen in gleicher Frequenz auf, wird ihr pro Zone die Valenzzahl 1 zugeordnet. Eine Art, die ausschließlich am Seegrund lebt, hätte alle 10 Valenzpunkte im Profundal (rechte Kurve).

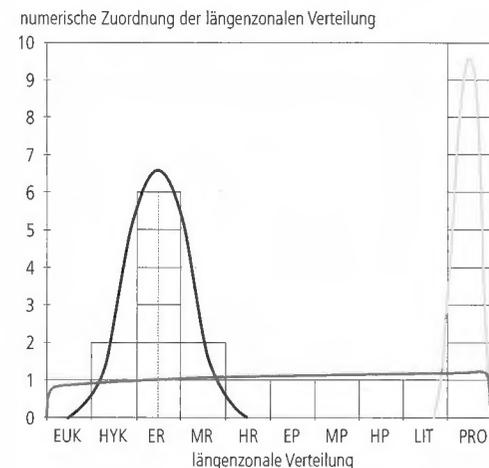


Abb. 4.83 Beispiele für die numerische Umlegung längenzonaler Verteilungsmuster von drei verschiedenen Makrozoobenthos-Arten nach dem 10-Punkte System.

Als Beispiel für eine diesbezügliche Einstufungsliste wird in Tab. 4.11 die Gattung *Rhithrogena* der Eintagsfliegen vorgestellt. Die einzelnen Arten dieser Gattung besiedeln einen sehr breiten längenzonalen Vorkommensbereich von der Quellregion bis in das Potamal, unterscheiden sich aber sowohl hinsichtlich der Lage der Optima als auch der Ausdehnung ihrer Vorkommen deutlich voneinander. Die Kenntnis dieser artbezogenen Einnischungen im Längsverlauf einer Fließstrecke ermöglicht Fachleuten die genaue Bewertung der limnologischen Verhältnisse einer Fließgewässerstrecke.

Tab. 4.11 Punkteverteilung der Arten der Gattung *Rhithrogena* im Hinblick auf die längenzonale Verteilung

Rhithrogena	EUK	HYK	ER	MR	HR	EP
<i>R. taurisca</i>	1	6	3	-	-	-
<i>R. loyolaea</i>	1	5	4	-	-	-
<i>R. nivata</i>	1	3	6	-	-	-
<i>R. alpestris</i>	-	3	7	+	-	-
<i>R. degrangei</i>	-	2	5	3	-	-
<i>R. rolandi</i>	-	1	7	2	-	-
<i>R. hybrida</i>	-	1	6	3	-	-
<i>R. endenensis</i>	-	1	5	4	+	-
<i>R. picteti</i>	-	+	7	3	-	-
<i>R. puytoraci</i>	-	+	5	5	-	-
<i>R. austriaca</i>	-	-	5	5	-	-
<i>R. puthzi</i>	-	-	5	5	-	-
<i>R. carpatoalpina</i>	-	+	4	5	1	-
<i>R. allobrogica</i>	-	-	4	5	1	-
<i>R. circumtrica</i>	-	-	2	5	3	-
<i>R. podhalensis</i>	-	-	2	4	4	-
<i>R. zelinkai</i>	-	-	4	4	2	-
<i>R. beskidensis</i>	-	+	+	2	5	3
<i>R. landai</i>	-	-	3	4	3	+
<i>R. savoiensis</i>	-	-	3	4	3	+
<i>R. vaillanti</i>	-	-	1	5	4	-
<i>R. gratianopolitana</i>	-	-	1	3	5	1
<i>R. iridina</i>	-	-	1	4	4	1
<i>R. semicolorata</i>	-	+	1	3	4	2
<i>R. hercynia</i>	-	-	+	4	4	2
<i>R. germanica</i>	-	-	-	2	5	3

Die in den Einstufungskatalogen getroffenen numerischen Zuordnungen bieten die Möglichkeit zur rechnerischen Auswertung dieser auf Artniveau festgelegten Information. Dabei lässt sich die gesamte Organismengemeinschaft einer makrozoobenthischen Zönose unter Berücksichtigung der Häufigkeiten der einzelnen Organismen an der Untersuchungsstelle zu einer Gesamtaussage verwenden.

Als Beispiel einer makrozoobenthos-zönotischen Analyse gibt Abb. 4.84 das typische Verteilungsbild eines Gebirgs oberlaufes der Zentralalpen wieder (Landeckbach, Osttirol). Die Auswertung der 27 zum Beprobungstermin vorkommenden Arten dieses auf etwa 2163 m Seehöhe beprobten Kristallingewässers zeigt einen deutlichen hypokrenalen Schwerpunkt und weist den Landeckbach – dem Leitbild entsprechend – als Quellbach aus.

Ebenfalls in Übereinstimmung mit den Umweltbedingungen, aber mit wesentlich anderen Verteilungsschwerpunkten, erweist sich die aus 78 Arten zusammengesetzte Fauna eines Tieflandflusses mit hohen potamalen Anteilen (untere Thaya vor der Mündung in die March; Abb. 4.85).

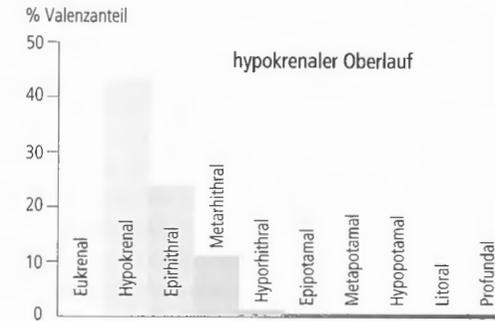


Abb. 4.84 Längenzonale Verteilung des Makrozoobenthos im hypokrenalen Landeckbach, Osttirol

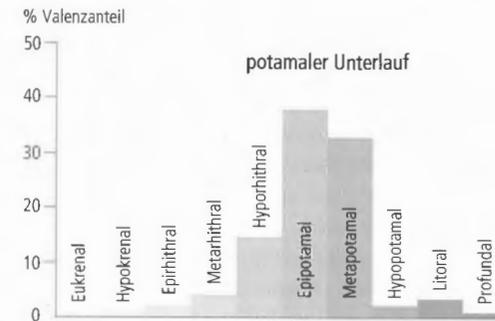


Abb. 4.85 Längenzonale Verteilung des Makrozoobenthos im potamalen Unterlauf der Thaya, Niederösterreich.

Auf diese Weise lässt sich die Verteilung der Bodenfauna im Vergleich zu den aktuellen Milieufaktoren bzw. einem Leitbild diskutieren. Abweichungen von der natürlichen Beschaffenheit/dem sehr guten ökologischen Zustand (Funktionsfähigkeit) werden mit dieser Methode quantitativ und nachvollziehbar aufgezeigt (Chovanec et al. 1994). Die Methode zur Auswertung der längenzonalen Verteilungsmuster nach biozönotischen Regionen im Rahmen des Gewässermontoring ist in der Fauna Aquatica Austriaca ausgeführt und wurde im von den Europäischen Union finanzierten Projekt „AQEM“ als für die Gewässerbewertung im Sinne der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie relevanter Parameter in die frei erhältliche Software eingebaut (www.aqem.de). AQEM steht als Acronym für „The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates“ (Contract No. EVK1-CT-1999-00027).

4.5 Bio-Indikatoren

Bioindikatoren sind Lebewesen, die Auskunft über die Qualität der Umwelt geben. Indem sie auf Umwelteinflüsse mit Veränderungen ihrer Verteilung, Lebensfunktionen und/oder ihrer chemischen Zusammensetzung reagieren, ermöglichen sie Rückschlüsse auf den Zustand ihrer Umwelt.

Untersuchungen von Bioindikatoren sind in vielen Fällen rein technischen Analysen (z. B. Stoffflussberechnungen, Messung/Berechnung von Einzelparametern) überlegen, weil die Reaktionsnormen von Lebewesen häufig über eine simple Addition von Einzelwerten hinausgehen. Der praktische Einsatz erfolgt in der Bioindikation, einem biologischen Verfahren zur qualitativen und quantitativen Ermittlung von anthropogenen und natürlichen Umwelteinflüssen mit Hilfe geeigneter Indikatororganismen. Grundsätzlich wird zwischen Reaktions- und Akkumulationsindikatoren unterschieden, die wiederum drei verschiedenen Gruppen zuzuordnen sind: (1) Zeigerorganismen oder ökologische Indikatoren machen Aussagen über den Zustand ganzer Ökosysteme; (2) Testorganismen werden in hoch standardisierten Laborverfahren eingesetzt; (3) Monitororganismen dienen der qualitativen und quantitativen Überwachung von Schadstoffen in der Umwelt und dem Nachweis von Immissionswirkungen. Monitororganismen können entweder bereits im Ökosystem vorhanden sein (passives Monitoring) oder in standardisierter Form in das Ökosystem eingebracht werden (aktives Monitoring).

In der EU-Wasserrahmenrichtlinie werden Wasserpflanzen (Aufwuchsalgen, Phytoplankton und Makrophyten), planktische und benthische Wirbellose sowie Fische als Indikatoren (biologische Qualitätskomponenten des ökologischen Zustandes von Gewässern) vorgeschlagen. Auf diese Weise lassen sich die Vorzüge der einzelnen Indikatorgruppen in idealer Weise verknüpfen. Die pflanzlichen Komponenten werden zur Aufklärung trophischer Probleme herangezogen. Der Schwerpunkt des Makrozoobenthos liegt in einer Indikation des Gewässergütezustandes im Hinblick auf Versauerung und organische Belastung sowie dem Aufzeigen quantitativer Schadeinflüsse (z. B. Dezimierung der Fauna durch Wasser-schwalle). Die Analyse der Fischfauna bietet wertvolle Rückschlüsse auf hydrologische und strukturelle Defizite sowie Fragen der Vernetzung und Durchgängigkeit.

Weltweit betrachtet stellen für aquatische Beweissicherungen und Gutachten makrozoobenthische Organismen die am häufigsten verwendete Indikatorengruppe dar, da ihre Anwendung mit zahlreichen Vorteilen verknüpft ist (Danecker 1986; Moog 1991, 1993; Rosenberg & Resh 1993): (1) Benthostiere sind „unbestechliche“ Indikatoren. Das Ergebnis einer Benthosaufnahme ist nicht durch Bewirtschaftung (Ernte, Besatz) beeinflussbar. Die Menge und Zusammensetzung der Benthosfauna kann – mit Ausnahme von Flusskrebsen und ev. Großmuscheln – nicht manipuliert werden. Hingegen können selbst verschiedene Arten oder Größenklassen von Fischen in ausreichender Menge zu jeder Zeit relativ mühelos besetzt werden, um auf diese Weise ökologische Schäden zu beschönigen; (2) die Vertreter des Makrozoobenthos besiedeln alle nur denkba-

ren aquatischen Lebensräume und sind damit Umwelthanzeiger vieler unterschiedlicher Gewässertypen bzw. aquatischer Teillebensräume; (3) die benthischen Evertebraten sind zwar zur Eigenbewegung fähig und können damit ehemals beeinträchtigte Gewässerabschnitte rasch wiederbesiedeln; im Regelfall sind sie aber zu ortsgebunden, um Schadeinflüssen ausweichen zu können; (4) die benthische Makrofauna tritt zumeist in sehr hohen Artenzahlen von mehreren Hundert Spezies pro Fließgewässerabschnitt auf und überstreicht eine große Vielfalt systematischer Gruppen mit jeweils sehr unterschiedlichen Ansprüchen an ihre Umwelt. Auf diese Weise ist ein breites Spektrum an Reaktionen auf Umweltstress gegeben; (5) das Makrozoobenthos integriert die Reaktion der Mikroorganismen auf Umweltbelastungen, da Bakterien, Pilze und Algen für das Makrozoobenthos wichtige Umweltkomponenten darstellen; (6) die relativ langen Lebenszyklen befähigen das Makrozoobenthos generell zur Bioindikation zeitlich schwankender Umweltsituationen. Im Speziellen lässt sich die arttypische Entwicklungsdauer, die von wenigen Tagen bis zu vielen Jahren reicht, für die Analyse länger zurückliegender Einflüsse heranziehen. Andererseits sind die Entwicklungszyklen so kurz, dass in überschaubarer Zeit Änderungen messbar sind (Erfolgskontrolle); (7) die qualitative Beprobung ist einfach und mit kostengünstiger Ausrüstung zu bewerkstelligen; (8) Methoden zur Frühwarnung wurden entwickelt (Modul I der Richtlinie Saprobologie; Moog et al. 1999); (9) quantitative Erhebungen sind möglich. Erprobte Sammelgeräte und Entnahmestrategien führen im Vergleich zu anderen Organismengruppen zu relativ guter Reproduzierbarkeit quantitativer Ergebnisse; (10) eine ausreichende Zahl geschulter Fachleute steht zur Verfügung; (11) ein teilweise hoher taxonomischer Kenntnisstand und moderne Bestimmungsliteratur ermöglichen verlässliche Determinationen; (12) zahlreiche Veröffentlichungen enthalten faunistisch und ökologisch auswertbares Grundlagenmaterial, welches beispielsweise als Basis für biozönotische Leitbilder dienen kann.

Makrozoobenthische Indikatoren haben aber auch Nachteile: (1) Das Makrozoobenthos ist nicht geeignet, alle Umwelteinflüsse anzuzeigen. Die Verteilung und Zusammensetzung des Makrozoobenthos wird von vielen natürlichen Faktorenkomplexen bestimmt. Für die Analyse von Umwelteinflüssen sollten die Auswirkungen dieser Faktoren absehbar sein; (2) die geklumpfte Verteilung des Makrozoobenthos macht bei quantitativer Arbeitsweise eine große Zahl von Parallelproben erforderlich; (3) die sorgfältige Zählung, Wägung und vor allem Bestimmung des Makrozoobenthos erfordert viel Zeit und ist dementsprechend kostenintensiv. Die biozönotische Auswertung erfordert die fehlerlose Bestimmung aller nach dem Stand der Wissenschaften determinierbaren Organismen bis zum Artniveau. Ohne Kenntnis der Arten ist vielfach kein relevanter Bezug zu den Umweltfaktoren herstellbar; (4) die saisonale Variation von Vorkommen und Häufigkeit des Makrozoobenthos erfordert oft mehrmalige Besammlungen pro Jahr und Wissen um die Lebenszyklen; (5) gewisse Gruppen des Makrozoobenthos sind schwierig zu bestimmen; (6) eine praxisbezogene Sichtung und Zusammenfassung der Fachliteratur existiert nur für wenige Gruppen, bzw. ist erst in Ausarbeitung.

Die Beispiele in Kapitel 4 vorliegenden Buches konzentrieren sich auf das Makrozoobenthos als Zeigerorganismen. Am Beispiel der wirbellosen Bodenfauna wird schwerpunktmäßig auf Aspekte der Beurteilung der Gewässergüte im weiteren Sinn eingegangen. Weiterführende Literatur über Bioindikation und Bio-monitoring geben Arndt et al. (1987), Cairns et al. (1993), Zechmeister (1994), Chovanec (1998), Chovanec & Koller-Kreimel (1998) und Breure et al. (2002).

4.5.1 Biologische Selbstreinigung

Die Fähigkeit eines Gewässers zur Selbstreinigung ist schon lange bekannt. Die Wissenschaft versteht unter Selbstreinigung die „Gesamtheit aller Vorgänge in einem Gewässer, durch die organische Wasserinhaltsstoffe und anorganische Nährstoffe in den natürlichen Kreislauf einbezogen, abgebaut, mineralisiert und langfristig auch aus diesem ausgeschieden werden“ (ÖNORM M 6232 1997).

Die Selbstreinigungskapazität ist ein Summenparameter, der von den geökologischen und chemisch-physikalischen Gegebenheiten des Gewässers, von der Art, Zahl und Stoffwechselleistung der vorhandenen Organismen (Mikroorganismen, Tiere, Pflanzen) und von möglicherweise vorhandenen Schadstoffen abhängt. Die jeweiligen Populationen etablieren sich in Abhängigkeit vom jeweiligen Nährstoff- bzw. Schadstoffeintrag.

Die eigentliche Abbauleistung in einem Gewässer ist im Wesentlichen von der Anzahl und Aktivität von Bakterien und Pilzen abhängig, wobei zuerst Kohlenhydrate, dann Eiweiß abgebaut und später, bei ausreichender Belüftung, nitrifiziert werden. Diese Prozesse sind räumlich und zeitlich getrennt. Der Grad der Selbstreinigung lässt sich auch mit dem Quotienten Nitrat-N/Ammonium-N ausdrücken (Schönborn 1992). Die jeweilige Biomasse und Produktion der Mikroorganismen stehen an jedem Ort des Fließgewässers in Gleichgewicht mit der jeweiligen Nährstoffsituation. Die Selbstreinigungsgeschwindigkeit ist proportional zur vorhandenen Biomasse und zur Eliminationsfähigkeit (Kummert & Stumm 1992).

Der Anteil des Makrozoobenthos an der Selbstreinigung ist, in quantitativen Termini ausgedrückt, relativ gering. Die eigentliche Rolle der „Makro“-Zönosen besteht in der Aufbereitung großer Oberflächen für die Mikroorganismen durch Zerkleinerung der organischen Substanzen. Die Bedeutung heterotropher Mikroorganismen in aquatischen Ökosystemen, ihre Wichtigkeit und Abundanz, wurden lange Zeit unterschätzt. Durch die Fähigkeit, gelöstes und partikuläres organisches Material mit Hilfe extrazellulärer Enzyme aufzuspalten und nachfolgend aufzunehmen, spielen die Mikroorganismen eine bedeutende Rolle in Abbauprozessen und im Kreislauf der Nährstoffe in aquatischen Ökosystemen. Diese Tatsache führte zur Formulierung der „Microbial loop“ Hypothese. Da mit einer Mineralisation organischer Produkte fast augenblicklich eine Neubildung organischer Substanz einhergeht, ist als Selbstreinigung – im Sinne einer Entfernung von Stoffsubstanzen aus dem Gewässer – eigentlich nur jener Anteil zu be-

zeichnen, der in Form von CO₂ an die Atmosphäre abgegeben wird. Vielfach wird auch die messbare Entfernung organischer Substanz aus dem System, sei es durch Sedimentation, sei es durch Abschwemmung in die Unterliegerstrecke, unter dem Begriff der Selbstreinigung subsummiert. Diese Elimination von organischen Substanzen entspricht jedoch nicht wirklich der Selbstreinigung (vergleiche auch Fürhacker et al. 1997).

4.5.2 Gewässergüte

Die gesicherte Versorgung mit Wasser ausreichender Qualität ist ein Grundbedürfnis der menschlichen Gesellschaft. Die zunehmende Beanspruchung von Wasser durch den Menschen und Eingriffe in den Wasserhaushalt der Natur führten schon sehr früh zu unliebsamen Erscheinungen, die über Geruchsbelästigungen, Hunger und Krankheiten bis hin zu Streit und Kriegen führte. Um volksgesundheitliche Schäden oder Konflikte durch konkurrierende Nutzungsansprüche hintan zu halten, traten schon im Altertum Rechtsformen und Organisationsstrukturen auf, die mit wasserwirtschaftlichen Aufgaben befasst waren. Die Nilometer, Pegelstellen am Nil, die neben der Hochwasserprognose vor allem zur Bemessung der Steuerbelastung dienten, seien hier stellvertretend angeführt.

Interessant ist die historische Entwicklung der Verantwortung für das Lebensmittel Wasser. Kohl (2002) recherchierte, dass es bereits ab dem Spätmittelalter für Brunnen und die in Siedlungen genutzten Bäche Schutzbestimmungen gab, bei deren Nicht-Einhaltung Strafen verhängt wurden. Waren anfangs auch die Bäche durch Regelungen geschützt, trat nach dem Aufblühen des Wasserleitungs- und Brunnenbaues das Bewusstsein für den Gewässerschutz wieder zurück. Im Gegenteil, Fließgewässer wurden per Verordnung für den Abtransport von Abfällen aller Art herangezogen. Erst als die übermäßige Verschmutzung der Oberflächengewässer auch auf die Qualität des Grundwassers rückwirkte und Europa um 1850 von schweren Choleraepidemien heimgesucht wurde, entdeckte man diese Zusammenhänge neu (Hassal 1950; Cohn 1953).

Als maßgebende Basis für die Bewertung von Fließgewässern diente lange Zeit der Sauerstoffgehalt, der in Form der Saprobie (definiert als die Intensität des heterotrophen Stoffumsatzes; Knöpp 1955; Liebmann 1962) die Güteermittlung der letzten 100 Jahre in Europa prägte. Unter biologischer Gewässergüte wurde und wird im deutschen Sprachgebrauch die (saprobielle) Belastung eines Gewässers mit organisch leicht abbaubaren Inhaltsstoffen verstanden. Erst im Zuge der integrierten Gewässerbetrachtung nach Einführung der ökologischen Funktionsfähigkeit (Kap. 9.2) gewann der Gütebegriff eine breitere Bedeutung, die letztendlich in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu einem verbindlichen Güteziel ausgearbeitet wurde (Kap. 9.5).

Zufolge der langen Tradition in Mitteleuropa wird nachstehend näher auf das Saprobien-system eingegangen.

4.5.2.1 Das Saprobiensystem

Das Saprobiensystem beruht auf der Tatsache, dass sich als Folge organischer, biologisch abbaubarer Verunreinigungen des Wassers die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft (Biozönose) entlang einer Fließstrecke (Selbstreinigungsstrecke) ändert. Dem von Zehrungsprozessen beeinflussten Sauerstoffhaushalt kommt hierbei eine Schlüsselfunktion zu. In der Regel zeigt die organismische Besiedlung in der Selbstreinigungsstrecke charakteristische räumliche Abfolgen, die eine gewisse Zonierung aufweisen.

Die Zusammenhänge zwischen bestimmten Verschmutzungssituationen und dem Auftreten bzw. Verschwinden einzelner Indikatoren wurden bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts beschrieben. Das auch heute noch angewendete Saprobiensystem geht im Wesentlichen auf Arbeiten zurück, die knapp nach der Jahrhundertwende von Kolkwitz & Marsson (1902, 1908, 1909) veröffentlicht wurden. Grundsätzlich wurde hierbei aus den Leitorganismen der vorgefundenen Lebensgemeinschaft die Gewässerbelastung, abgestuft in vier Saprobienstufen, bewertet.

Die wichtigsten Erweiterungen des Kolkwitz-Marsson-Systems gehen u. a. auf folgende Autoren zurück: Liebmann (1951) setzte die Saprobienstufen mit den vier Gewässergüteklassen gleich, nahm chemische und mikrobiologische Parameter in die Beschreibung der Güteklassen auf und führte die graphische Darstellung durch Signalfarben ein. Pantle und Buck (1955) entwickelten den in seiner Grundkonzeption bis in die Gegenwart unveränderten Saprobienindex, in den die Saprobienwerte der einzelnen Indikatorarten und deren Abundanzen am Standort als Rechengrößen eingehen. Zelinka und Marvan (1961) erweiterten den Saprobienindex um das Indikationsgewicht und führten die Diskussion der saprobiellen Valenzen ein. Sladeček (1973) kompilierte den aktuellen Wissensstand und stellte das Saprobiensystem in einen breiteren wissenschaftlichen Rahmen. Trotz des relativ einfachen methodischen Ansatzes entwickelte in den letzten Jahrzehnten fast jede Arbeitsgruppe eigene Vorgangsweisen hinsichtlich Feld-, Labor- und Auswertetätigkeit. Insbesondere die uneinheitliche Definition der Güteklassen, die große Zahl von saprobiellen Indikatorlisten und unterschiedliche taxonomische Arbeitsniveaus erschwerten die vergleichende Zusammenschau.

In weiterer Folge wurden die Saprobienlisten diverser Länder auf den aktuellsten Stand gebracht, wobei für Deutschland die sogenannte Bayernliste (Schmedtje & Colling 1996) und die in Ausarbeitung befindliche neue DIN-Liste (DIN 38410, 2002), für Österreich die Fauna Aquatica Austriaca (Moog 1995b, 2002) zu nennen sind.

4.5.2.2 Der Saprobienindex

Der Forderung nach einem nachvollziehbaren Ergebnis bei Gewässeruntersuchungen folgend, entwickelten Pantle & Buck (1955) in Anlehnung an chemische Systeme auch für biologische Untersuchungen die Möglichkeit, Zahlenwer-

te als Ergebnis anzugeben. Sie schufen mit dem Saprobienindex die Möglichkeit einer numerischen Interpretation der Artenlisten, die aus einer Untersuchung resultieren. Auch die Abundanz einer Art an der jeweiligen Untersuchungsstelle findet Eingang in die Berechnung des Saprobienindex. Als zweite Kenngröße werden „Saprobiegrade“ der jeweiligen Indikatorarten verrechnet. Diese Saprobiewerte sind Zahlen von 1 bis 4, die je nach dem Vorkommen der (Indikator-) Arten in einer Saprobienstufe (oligosaprob bis polysaprob) festgelegt sind. Die Formel zur Berechnung des Saprobienindex ist in ihrem Grundkonzept noch bis heute unverändert.

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \times h_i}{\sum_{i=1}^n h_i}$$

Berechnung des Saprobienindex
nach Pantle & Buck (1955)

SI	Saprobienindex der Zönose
s_i	Saprobiewert des i-ten Taxons
h_i	Häufigkeit des i-ten Taxons

In den Folgejahren wurde erkannt, dass die meisten Arten zwar den Schwerpunkt ihres Vorkommens in einer Saprobienstufe aufweisen, aber auch in benachbarten Saprobienstufen vorkommen. Zelinka & Marvan (1961) entwickelten das System der saprobiellen Valenzen (10-Punkte Methode), das diese Erkenntnisse einbezieht. Die Autoren erweiterten den Saprobienindex bzw. die saprobiellen Valenzen um das Indikationsgewicht und berücksichtigten damit die unterschiedliche saprobielle Aussagekraft der einzelnen Arten.

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \times h_i \times g_i}{\sum_{i=1}^n h_i \times g_i}$$

Berechnung des Saprobienindex
nach Zelinka & Marvan

SI	Saprobienindex der Zönose
s_i	Saprobiewert des i-ten Taxons
h_i	Häufigkeit des i-ten Taxons
g_i	Indikationsgewicht des i-ten Taxons

Sladeček (1964) stellte feste Regeln zur Ermittlung des Indikationsgewichtes auf. Die Zuteilung des Indikationsgewichtes (g_i) basiert auf der Verteilung der 10 Punkte in den einzelnen Valenzbereichen. Ein eng begrenztes Vorkommen kennzeichnet einen guten saprobiellen Indikator, dem ein hohes Indikationsgewicht zugeordnet wird. Bei weniger konzentrierter Punkteverteilung auf mehrere Saprobienstufen wird ein geringes Indikationsgewicht vergeben.

Tab. 4.12 Zuteilung des Indikationsgewichtes anhand der Verteilung der saprobiellen Valenzen.

Indikationsgewicht g_i	Punkteverteilung in den Valenzbereichen
5	10:0, 9:1
4	8:2, 7:3, 1:8:1
3	6:4, 5:5, 7:2:1, 6:3:1,
2	1:5:4, 2:5:3; 2:4:4, 3:4:3, 1:7:1:1, 1:6:2:1
1	1:2:5:2, 1:1:5:3, 1:2:4:3, 1:4:4:1, 1:3:3:3, 1:2:3:2:2,
-	1:2:4:2:1, 1:2:5:1:1

Analog zur Formel von Zelinka & Marvan (1961) werden die einzelnen saprobiellen Teil-Valenzen berechnet. Der Anteil der saprobiellen Valenz (V_x) in der xenosaprobien Stufe errechnet sich folgendermaßen:

$$V_x = \frac{\sum_{i=1}^n x_i \times h_i \times g_i}{\sum_{i=1}^n h_i \times g_i}$$

wobei x_i den Anteil der speziellen saprobiellen Valenz des i -ten Taxons in der Gütestufe xenosaprob, h_i die Häufigkeit des i -ten Taxons und g_i das Indikationsgewicht des i -ten Taxons darstellt. Nach demselben Schema wird für die übrigen Saprobienstufen verfahren. Das Ergebnis kann somit als Histogramm dargestellt werden, was im Vergleich zum Einzelwert des Saprobienindex zu einer anschaulicheren Darstellung beiträgt. Die Summe aller Valenz-Teilbereiche muss wiederum 10 ergeben.

Für Österreich sind zur Berechnung des Saprobienindex die Einstufungen (Saprobiewerte der einzelnen Valenz-Teilbereiche, Saprobienindex der einzelnen Arten und Indikationsgewicht) der Fauna Aquatica Austriaca (Moog 1995b, 2002) heranzuziehen. Die deutsche DIN-Liste (u. a. Friedrich 1990, 1999) verwendet ein System mit 20 Valenzpunkten und einer anderen Gewichtung als oben darstellt.

In Deutschland beschäftigt sich seit 1997 der DIN Ausschuss (DIN-NAW AA1 UA9) mit der Revision der deutschen Norm für biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen (DIN 38 410 Teil 2) von 1991. Ziel der neu aufbereiteten Norm ist die Erweiterung der künftig auch flexibel aktualisierbaren Taxaliste von 148 auf über 600 Taxa und eine Erweiterung und Revision der Einstufungen, wobei auch lokale Aspekte berücksichtigt werden sollen (DIN 38410, 2002).

In der ÖNORM M 6232 (1997) ist die Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte als ein Teilbereich der Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern im Sinne des Wasserrechtsgesetzes 1959 festgelegt. Das Ziel dieser Richtlinie besteht darin, das Element der Erhebung der saprobiologischen Gewässergüte vom Gesamtumfang der Untersuchung der ökologischen Funktionsfähigkeit abzugrenzen und detaillierte Anleitungen zur Vorgangsweise zu geben, weil in einigen Aufgabenbereichen (z. B. Wassergütererhebung in Österreich) nach wie vor die Frage der Erfassung der saprobiologischen Gewässergüte im Vordergrund steht.

4.5.2.3 Die Gewässergüteklassen

Da in den meisten Fließgewässern Vertreter mehrerer Saprobitätsklassen zugleich anwesend sind, ging man dazu über, den Saprobitätsgrad einer Untersuchungsstelle aus dem Mittelwert aller biologischen Einzelbewertungen – dem Saprobitätsindex – abzuleiten. Bei schematischer Vorgangsweise wird der berechnete Saprobitätsindex direkt einer Güteklasse zugeordnet. Auf Basis einer allgemein verständlichen und akzeptierten verbalen Definition der Güteklassen lässt sich die oftmals beklagte Überbewertung mathematischer Indizes überwinden.

Eine wertvolle Hilfe im Zuge der Gütebeurteilung und der Erhebung des Ortsbefundes ist die verbale Güteklassenbeschreibung (ÖNORM M 6232 1997).

Güteklasse I (oligosaprob)

Xenosaprobe Stufe; unbelastet

Kartierungsfarbe: blau

Reines, klares und gut sauerstoffgesättigtes, fast nährstoffreies Wasser; frei von Laub, Humus, Detritus oder anderen natürlichen organischen Stoffen. Das Substrat ist spärlich von Algen, Moosen und 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 unbelastete Gütestufe wird rechnerisch berücksichtigt, geht bei der Bewertung jedoch in die oligosaprobe Güteklasse ein.

Oligosaprobe Stufe

Belastungsstufe: sehr gering belastet

Kartierungsfarbe: blau

Reines, klares, stets annähernd sauerstoffgesättigtes und nährstoffarmes Wasser. Nur geringe Mengen suspendierter organischer Substanz und geringer Bakteriengehalt. Keine Reduktionsphänomene. Besiedlung meist artenreich, aber individuenarm; vorwiegend Algen, Moose, Strudelwürmer und Insektenlarven. Algenaufwuchs ist fast ausschließlich in Form von „Vegetationsfärbung“ sichtbar. Fädige Grünalgen fallen nicht auf. 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

Kartierungsfarbe: blau/grün

Geringer anorganischer und organischer Nährstoffgehalt und klares Wasser mit hohem Sauerstoffgehalt. Feine Substrate sind in allen Schichten braun oder hell gefärbt, unter Steinen sind nirgends schwarze Reduktionsfärbungen sichtbar. Besiedlung dichter und in großer Vielfalt: Algen, Moose, Strudelwürmer, Steinfliegen-, Eintagsfliegen- und Köcherfliegenlarven sowie Wasserkäfer und Zweiflüglerlarven.

Güteklasse II (beta-mesosaprob)

Belastungsstufe: mäßig belastet

Kartierungsfarbe: grün

Mäßige organische Belastung, erhöhter Nährstoffgehalt und noch gute Sauerstoffversorgung. Das Sediment ist hell oder dunkel, aber nicht schwarz, oft glitschig durch Algenwuchs, Steinunterseiten nicht durch Reduktionsflecken verfärbt. Abbauvorgänge vollziehen sich im aeroben Bereich. Eine sehr große Artenvielfalt und Individuendichte von Algen (alle Gruppen) und anderen Wasserpflanzen und fast allen Tiergruppen (Makrozoobenthos-Großgruppen) tritt auf. Grünalgen treten meist noch nicht massenhaft in Erscheinung. Diese Gewässer sind ertragreiche Fischgewässer mit verschiedenen Fischarten.

Güteklasse II–III (beta-meso bis alpha-mesosaprob)**Belastungsstufe: kritisch belastet****Kartierungsfarbe: grün/gelb**

Belastung mit eutrophierenden Nährstoffen sowie organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen deutlich erkennbar. Wasser u. U. leicht getrübt. Örtlich, unter großen Steinen, 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. Bei empfindlichen Arten oder Altersstadien Fischsterben aufgrund von starken Schwankungen des Sauerstoffhaushaltes möglich. Die Artenzahl der Makroorganismen geht bisweilen zurück, gewisse Arten neigen unregelmäßig zur Massentwicklung. Makrozoobenthische Besiedlung durch Schwämme, Moostierchen, Krebse, Schnecken, Muscheln und Insektenlarven. Der Egelanteil nimmt deutlich zu. Fadenalgen und Makrophyten bilden häufig größere flächendeckende Bestände. Abwasserbakterien sind ev. mit freiem Auge als Zotten sichtbar. Größter Artenreichtum der Wimpertierchen. Zumeist handelt es sich noch um ertragreiche Fischgewässer.

Güteklasse III (alpha-mesosaprob)**Belastungsstufe: stark verschmutzt****Kartierungsfarbe: gelb**

Starke organische, sauerstoffzehrende Verschmutzung und meist starke Sauerstoffdefizite. Wasser ist durch Abwasserschwebstoffe zeitweise erkennbar gefärbt und/oder getrübt. Steinig-kiesig-sandiger Untergrund weist meist durch Eisensulfid geschwärzte Flecken auf. An Stellen geringer Wasserbewegung können fast alle Steinunterseiten markant schwarz gefärbt sein. 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 Wasserasseln kommen bisweilen massenhaft vor. Bemerkenswert sind mit freiem Auge sichtbare Kolonien von sessilen Wimpertierchen sowie deutlich aufwachsende fadenförmige Abwasserbakterien und -pilze auf Hartsubstraten und lebenden Benthosorganismen. Abwassertolerante Makrophyten sind noch zu Massenbewuchs fähig.

Güteklasse III–IV (alpha-meso- bis polysaprob)**Belastungsstufe: sehr stark verschmutzt****Kartierungsfarbe: gelb/rot**

Weitgehend eingeschränkte Lebensbedingungen durch sehr starke Verschmutzung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen. Zeitweilig kann Sauerstoffschwund herrschen, das Wasser ist durch Abwassereinleitungen oftmals verfärbt, durch Abwasserschwebstoffe und „Pilztreiben“ stark getrübt, die Sohle meist verschlamm (Faulschlamm). An Stellen geringer Wasserbewegung sind fast alle Steinunterseiten flächendeckend schwarz gefärbt. Die meist ausgedehnten Faulschlammablagerungen im lenitischen Bereich werden durch „rote“ Zuckmückenlarven und Abwasserwürmer besiedelt. Der Algenaufwuchs ist gegenüber Güteklasse III qualitativ und quantitativ reduziert. In der Strömung zeigen fadenförmige Abwasserbakterien eine Massentwicklung (typische „Abwasserpilz“-Entwicklung), Schwefelbakterien können bereits makroskopisch auffallende Lager ausbilden.

Güteklasse IV (polysaprob)**Belastungsstufe: übermäßig verschmutzt****Kartierungsfarbe: rot**

Übermäßige 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. Fäulnisprozesse herrschen vor, in vielen Fällen weist das Gewässer einen Geruch nach Wasserstoffsulfid auf. Sauerstoff kann auf sehr niedrige



Abb. 4.2 Flechtenaufwuchs auf Ast; Foto: O. Moog.



Abb. 4.3 Quellmoos *Fontinalis antipyretica*; Foto: K. Pall, Archiv Systema GmbH, Wien.



Abb. 4.4 Schwarze Krusten-„Algenspritzer“ der Blaualge *Chamaesiphon geitleri* sowie Überzug der Goldalge *Phaeodermatium* auf Kalkstein; Foto: O. Moog.



Abb. 4.5 Pustelförmige Aufwüchse der Blaualge *Schizothrix fasciculata*; Foto: O. Moog.



Abb. 4.6 Perlenschnurartiger Habitus der Froschlaichalge; Foto: O. Moog.



Abb. 4.7 Rotalge *Lemanea fluviatilis*; Foto: O. Moog.



Abb. 4.8 Zellschläuche von *Vaucheria*; Foto: W. Graf.



Abb. 4.9 Aufwuchs von *Hydrurus foetidus*; Foto: O. Moog.



Abb. 4.11 Mikroskopische Aufnahme der Kieselalge *Navicula* sp.; Foto: W. Graf.



Abb. 4.14 Die Armleuchteralge *Chara tomentosa*; Foto: K. Pall, Archiv Systema GmbH Wien.

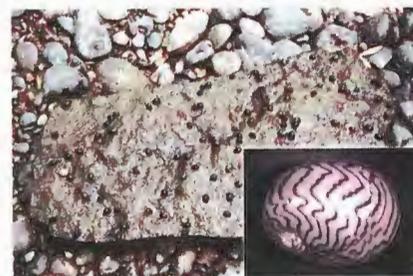


Abb. 4.20 *Theodoxus danubialis* (Donau-Kahnschnecke); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.22 Flussperlmuschel, Detail: Kieme einer Bachforelle mit encystierten Glochidien; Fotos: T. Ofenböck.



Abb. 4.12 Grünalge *Cladophora glomerata*; Foto: O. Moog.



Abb. 4.19 Geweihschwamm *Spongilla* sp.; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.21 verschiedene Arten der Familie Unionidae (Flussmuscheln); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.23 *Dreissena polymorpha* (Wandermuschel); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.24 Dorsoventral abgeflachter Strudelwurm; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.25 Oligochaeta (Wenigborster); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.28 Krebssegel und Eier auf einem Steinkrebs; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.29 Bryozoa (Moostiere) mit Großlibellenlarve; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.30 *Argyroneta aquatica* (Wasserspinnne); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.

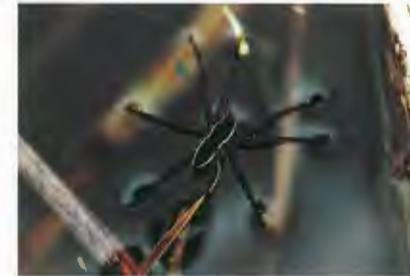


Abb. 4.31 *Dolomedes fimbriata* (Listspinnne); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.32 *Astacus astacus* (Edelkrebs); Foto: L. Füreder.



Abb. 4.33 *Austropotamobius pallipes* (Dohlenkreb); Foto: L. Füreder.



Abb. 4.34 *Gammarus fossarum* (Bachflohkrebs); Foto: H. Schuhmacher.



Abb. 4.35 *Corophium curvispinum* (Schlickkrebs); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.36 *Jaera istri*, eine pontokaspische Assel; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.37 *Ecdyonurus* sp., Subimago; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.38 *Ecdyonurus* sp., Imago; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.39 Larve von *Baetis* sp., Schwimmtyp; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.40 *Heptagenia* sp., strömungsangepasste Larve; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.41 Larve von *Habroleptoides confusa*, Kieslückenschlängler; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.42 Kopf von *Palingenia longicauda*; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.43 Imagines von *Leuctra inermis* („needle fly“); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.44 *Taeniopteryx kuehntreiberi* (Imago) auf Schnee; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.45 Kurzflügelige Steinfliege *Arcynopteryx compacta* (Imago); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.46 *Isoperla tripartita* (Imago); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.47 *Protonemoura* sp. (Larve); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.48 *Dictyogenus* sp. (Larve); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.49 Exuvie von *Perla* sp.; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.50 *Gerridae* (Wasserläufer);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.51 Kleinlibellen, Paarungsrade;
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.52 *Calopteryx splendens* (Gebänderte
Prachtlibelle, Imago); Foto: W. Graf/A.
Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.53 *Gomphus vulgatissimus* (Gemeine
Keiljungfer, Imago); Foto: W. Graf/A.
Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.54 *Sialis lutaria* (Schlammfliege,
Imago); Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.55 *Stactobia eatoniella* (Imago);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.56 *Plectrocnemia conspersa* (Larve);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.57 *Odontocerum albicorne* (Larve);
Foto: J. Waringer.



Abb. 4.58 *Adicella filicornis* (Imago);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.59 *Potamophylax cingulatus* (Imago);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.60 *Anisogamus difformis* (Imago);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.61 *Annitella oscurata* (Imago);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.62 Hakenkäfer *Elmis* sp. (links) und
Limnius sp. (rechts); Foto: Graf/
Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.63 Holzbewohnender Hakenkäfer
Macronychus quadrituberculatus; Foto: Graf/
Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.64 Larve der Mistbiene *Eristalis* sp.;
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.65 *Atherix* sp. (Schneppenfliegen);
Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.66 Simuliidae (Kriebelmücken) in der Strömung; Detail: Filterorgan; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.68 Saugnapf von *Hapalothrix lugubris*; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.70 Filtrierende Larven von *Oligoneurum maculatum* in der Strömung; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.72 Gehäuse der Zuckmückenlarve *Rheotanytarsus* sp.; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.67 Lidmückenlarve *Hapalothrix lugubris*; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.69 Von Wasserlinsen bedeckter Teich; Foto: O. Moog.



Abb. 4.71 Netz der Köcherfliegenlarve *Hydropsyche* sp.; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.73 Köcher von Goeridae, seitliche „Beschwerungssteine“; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.

Konzentrationen absinken oder zeitweise ganz fehlen. Die Besiedlung erfolgt vorwiegend durch Bakterien, Geißeltierchen und bakterienfressende Wimpertierchen, die oft Massentwicklung zeigen. Die fadenförmigen Abwasserbakterien sind weniger häufig als in der vorigen Stufe. Schwefelbakterien erreichen ihr Maximum und bilden deutlich sichtbare Rasen. Der Algenaufwuchs ist reduziert. Die Makrofauna ist neben wenigen Abwasserzuckmücken und -würmern nur noch durch luftatmende Formen vertreten.

Wie schon weiter oben aufgezeigt, werden die Biozönosen und somit auch der ermittelbare „Gütezustand“ eines unbelasteten Gewässers weitgehend vom Gewässertyp geprägt: die geographische Lage, der geologische Untergrund sowie topographische, geochemische und hydrologische Eigenschaften führen, auch ohne saprobielle Belastung, zu deutlichen natürlichen Besiedlungsunterschieden. Kleinräumig bestimmen Strömung, Choriotopverteilung, Sauerstoffgehalt, Temperaturverhältnisse, Nahrungssituation (z. B. partikuläres organisches Material, Kohlenstoff:Stickstoff:Phosphor-Verhältnisse) etc. die arten- und mengenmäßige Zusammensetzung von Biozönosen und damit den saprobiologischen Aspekt unterschiedlicher Bachtypen.

Die biologischen Gewässergüteklassen I, I-II, II und teilweise II-(III) entsprechen den natürlich vorkommenden Belastungssituationen, wobei mit zunehmender Flusslänge der Belastungsgrad zunimmt (Moog 1995a). Während Hochgebirgsgewässer oberhalb der Baumgrenze kaum zehrende Substanzen mit sich führen, können Unterläufe von Natur aus eutroph und mäßig belastet sein. Entscheidend für den Stoffhaushalt natürlicher Gewässer ist, dass aufbauende Prozesse mit Abbauvorgängen im Gleichgewicht stehen. Schlechtere Gütesituationen, die etwa den Verhältnissen der Güteklassen III, III-IV und IV entsprechen, treten in unbeeinflusster Natur nur im Mikromilieu auf. Großflächig finden sich Gütebereiche dieser starken Belastungsstufen nur in anthropogen beeinflussten Gewässern. Hier überwiegen Abbauprozesse, die zu Sauerstoffschwund oder gar Fäulnis führen. Bedingt durch die Vielfalt von Fließgewässern ist jede starre Ausrichtung auf eine vom Gewässertyp unabhängig vorgeschriebene biologische Güteklasse zu hinterfragen. Während die messbare Güteklasse II für einen Gebirgsbach eine außerordentliche hohe und unerwünschte Belastung darstellt, kann ein von Natur aus mit reichlich organisch leicht abbaubaren Materialien ausgestattetes Tieflandgewässer, selbst ohne anthropogene Belastung, diese Gewässergüte mitunter schwer erreichen.

Diesen Tatsachen Rechnung tragend, orientiert sich – im Gegensatz zur traditionellen, starr definierten vierstufigen Bewertungsskala der saprobiellen Gewässergüte – künftig die Gewässerbewertung an einem Referenzbedingungs-Prinzip. Obwohl die WRRL von einer integrativen Gewässerbewertung ausgeht, die weit über die Aspekte der organischen Belastung hinaus reicht, erscheint aus Gründen der Vergleichbarkeit mit früheren Daten eine Eingliederung des seit etwa 40 Jahren erfolgreich angewendeten Saprobien-systems in den WRRL-Ansatz sinnvoll und für die Kontinuität des biologischen Gewässermonitorings als unverzichtbar. Eine leitbildbezogene Bewertung des Makrozoobenthos nach dem Saprobien-system in ein künftiges fünfstufiges Bewertungsschema der WRRL er-



Abb. 4.66 Simuliidae (Kriebelmücken) in der Strömung; Detail: Filterorgan; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.68 Saugnapf von *Hapalothrix lugubris*; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.70 Filtrierende Larven von *Oligoneurum maculatum* in der Strömung; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.72 Gehäuse der Zuckmückenlarve *Rheotanytarsus* sp.; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.67 Lidmückenlarve *Hapalothrix lugubris*; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.69 Von Wasserlinsen bedeckter Teich; Foto: O. Moog.



Abb. 4.71 Netz der Köcherfliegenlarve *Hydropsyche* sp.; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.



Abb. 4.73 Köcher von Goeridae, seitliche „Beschwerungssteine“; Foto: W. Graf/A. Schmidt-Kloiber.

Konzentrationen absinken oder zeitweise ganz fehlen. Die Besiedlung erfolgt vorwiegend durch Bakterien, Geißeltierchen und bakterienfressende Wimpertierchen, die oft Massentwicklung zeigen. Die fadenförmigen Abwasserbakterien sind weniger häufig als in der vorigen Stufe. Schwefelbakterien erreichen ihr Maximum und bilden deutlich sichtbare Rasen. Der Algenaufwuchs ist reduziert. Die Makrofauna ist neben wenigen Abwasserzuckmücken und -würmern nur noch durch luftatmende Formen vertreten.

Wie schon weiter oben aufgezeigt, werden die Biozönosen und somit auch der ermittelbare „Gütezustand“ eines unbelasteten Gewässers weitgehend vom Gewässertyp geprägt: die geographische Lage, der geologische Untergrund sowie topographische, geochemische und hydrologische Eigenschaften führen, auch ohne saprobielle Belastung, zu deutlichen natürlichen Besiedlungsunterschieden. Kleinräumig bestimmen Strömung, Choriotopverteilung, Sauerstoffgehalt, Temperaturverhältnisse, Nahrungssituation (z. B. partikuläres organisches Material, Kohlenstoff:Stickstoff:Phosphor-Verhältnisse) etc. die arten- und mengenmäßige Zusammensetzung von Biozönosen und damit den saprobiologischen Aspekt unterschiedlicher Bachtypen.

Die biologischen Gewässergüteklassen I, I-II, II und teilweise II-(III) entsprechen den natürlich vorkommenden Belastungssituationen, wobei mit zunehmender Flusslänge der Belastungsgrad zunimmt (Moog 1995a). Während Hochgebirgsgewässer oberhalb der Baumgrenze kaum zehrende Substanzen mit sich führen, können Unterläufe von Natur aus eutroph und mäßig belastet sein. Entscheidend für den Stoffhaushalt natürlicher Gewässer ist, dass aufbauende Prozesse mit Abbauprozessen im Gleichgewicht stehen. Schlechtere Gütesituationen, die etwa den Verhältnissen der Güteklassen III, III-IV und IV entsprechen, treten in unbeeinflusster Natur nur im Mikromilieu auf. Großflächig finden sich Gütebereiche dieser starken Belastungsstufen nur in anthropogen beeinflussten Gewässern. Hier überwiegen Abbauprozesse, die zu Sauerstoffschwund oder gar Fäulnis führen. Bedingt durch die Vielfalt von Fließgewässern ist jede starre Ausrichtung auf eine vom Gewässertyp unabhängig vorgeschriebene biologische Güteklasse zu hinterfragen. Während die messbare Güteklasse II für einen Gebirgsbach eine außerordentliche hohe und unerwünschte Belastung darstellt, kann ein von Natur aus mit reichlich organisch leicht abbaubaren Materialien ausgestattetes Tieflandgewässer, selbst ohne anthropogene Belastung, diese Gewässergüte mitunter schwer erreichen.

Diesen Tatsachen Rechnung tragend, orientiert sich – im Gegensatz zur traditionellen, starr definierten vierstufigen Bewertungsskala der saprobiellen Gewässergüte – künftig die Gewässerbewertung an einem Referenzbedingungs-Prinzip. Obwohl die WRRL von einer integrativen Gewässerbewertung ausgeht, die weit über die Aspekte der organischen Belastung hinaus reicht, erscheint aus Gründen der Vergleichbarkeit mit früheren Daten eine Eingliederung des seit etwa 40 Jahren erfolgreich angewendeten Saprobien-systems in den WRRL-Ansatz sinnvoll und für die Kontinuität des biologischen Gewässermonitorings als unverzichtbar. Eine leitbildbezogene Bewertung des Makrozoobenthos nach dem Saprobien-system in ein künftiges fünfstufiges Bewertungsschema der WRRL er-

folgt durch Bezugnahme auf saprobielle Grundzustände: die beste saprobielle Gewässergüte eines Gebietes (z. B. Ökoregion, Bioregion) wird durch die saprobielle Situation möglichst naturbelassener Referenzstellen vorgegeben und nicht mehr am starren Schema des xeno-/oligosaprobien Zustandes ausgerichtet.

Der saprobielle Grundzustand repräsentiert die natürliche Referenzsituation unbelasteter Gewässer in Bezug auf die leicht abbaubare organische Substanz von Fließgewässern (Braukmann 1987). Als räumlich-typologische Einheiten zur Analyse der saprobiellen Grundzustände dienen in Österreich die „15 aquatischen Bioregionen Österreichs“ (Moog et al. 2001), in Deutschland „die Fließgewässertypen Deutschlands“ (Schmedtje et al. 2001), die von vergleichsweise homogenen Makrozoobenthos-Zönosen besiedelt werden (Jähning 2001; Rolauß et al. 2002; Stubauer & Moog 2002; Stubauer 2002). Der saprobielle Grundzustand (saprobielles Leitbild in Deutschland) gibt die Obergrenze der sehr guten ökologischen Zustandsklasse an. Ausgehend vom saprobiellen Grundzustand wird gegenwärtig ein Schema zur Abstufung in die ökologischen Zustandsklassen gemäß WRRL erarbeitet.

Auf diese Weise kann der Saprobienindex, ohne arbeitstechnischen Mehraufwand, als eine methodisch einwandfrei funktionierende Kenngröße in das Bewertungsschema der WRRL eingegliedert werden.

Während die auf dem Saprobienindex fußenden Methoden auf einer möglichst umfassenden Artenliste aufbauen, wurden in den angelsächsischen Ländern und in Westeuropa Verfahren entwickelt, welche die Taxa-Diversität mit dem Indikationswert ausgewählter Taxa kombinieren (Balloch et al. 1976; Ueberbach 1989; Walley & Judd 1993). Beispiele dazu sind der in England lange Zeit angewendete Trent Biotic Index nach Woodiwiss (1964) und die daraus entwickelten Methoden in Frankreich (Indice biologique global normalisé IBGN, AFNOR 1992), Belgien (Belgian Biotic Index BBI, De Pauw & Vanhooren (1983)), Italien (Indice Biotico Esteso IBE, Ghetti 1986, 1995) und der Schweiz. Der dort von Perret (1977) entwickelte Makroindex wurde unlängst für die modular aufgebauten Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer der Schweiz adaptiert (Frutiger & Sieber in prep.; Stand 2000). Die Bewertung orientiert sich ebenfalls am Vorhandensein unterschiedlich sensibler Indikatortaxa, berücksichtigt darüber hinaus aber auch das Verhältnis der Insekten zu Nicht-Insekten. Es wird davon ausgegangen, dass ein unbelastetes schweizerisches Fließgewässer in der Regel mehrere Steinfliegenarten (Plecoptera) und mehrere gehäusetragende Köcherfliegenarten (Trichoptera) aufweist. Die Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten weist unter natürlichen Bedingungen eine größere Anzahl von Insektenarten (Insecta) auf als von Nichtinsektenarten (Non-Insecta). Mit zunehmender Belastung des Gewässers durch den Menschen nimmt die Anzahl der Steinfliegen und Köcherfliegen ab. Die Anzahl der Nichtinsekten nimmt gegenüber den Insekten zu. Diese Verschiebungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften der Makroinvertebraten werden mit einer Matrix (von 1 bis 8) festgehalten. Die Ziffer 1 steht für unbelastete, die Ziffer 8 für belastete Verhältnisse.

5 Grundlagen der Fischökologie

5.1 Räumlich / zeitliche Ebenen und Organisation

Wie auch für andere Lebewesen lässt sich für Fische eine hierarchische Gliederung biologischer Ebenen sowie räumlich/zeitlicher Maßstabebenen nach grundlegenden ökologischen Prinzipien definieren. Unter hierarchischer Organisation versteht man Struktur und Zusammenhänge zwischen verschiedenen Organisationsstufen, die vom Individuum bzw. der Art (Autökologie) über die Population (Demökologie) bis hin zu Lebensgemeinschaften (Synökologie) reichen. Räumliche Ebenen erstrecken sich vom Mikrohabitat bis hin zum zoogeographischen Verbreitungsgebiet, zeitliche von Momentaufnahmen, wie z. B. momentaner Aktivität von Organismen, bis hin zu Zeiträumen von evolutionärer Bedeutung (z. B. für Artbildungsprozesse).

„Hierarchical scaling“ ist ein bewährtes Hilfsmittel zur Lösung ökologischer Probleme (Allen & Starr 1982). Die Hierarchie impliziert, dass größere, länger existierende Einheiten stabiler sind und limitierend auf kleinere wirken. Zudem sind kleine Einheiten variabler und daher weniger leicht vorhersagbar. Neben diesen „top down“-Effekten haben natürlich auch Prozesse, die von unten nach oben („bottom up“) wirken, Bedeutung. So hängt z. B. das natürliche Vorkommen einer Art an einem bestimmten Ort nicht nur von deren zoogeographischem Verbreitungsgebiet ab, sondern auch davon, ob die vor Ort gegebenen Mikrohabitateigenschaften den Ansprüchen dieser Art entsprechen.

Räumliche und zeitliche Ebenen sind eng miteinander verbunden und stehen wiederum in direktem Zusammenhang mit den ökologischen Hierarchien. Basierend auf den Arbeiten von Frissell et al. (1986), Naiman et al. (1992a), Bayley & Li (1996) u. a. werden in den Abbildungen 5.1 und 5.2 in einem generalisierten Schema den hierarchischen ökologischen Ebenen, die sich vom Individuum über Population, Metapopulation, Art, Gilde, Biozönose bis hin zur Fauna erstrecken, die entsprechenden räumlichen und zeitlichen Ebenen gegenübergestellt.

Räumliche Ebenen biologischer Hierarchien lassen sich für Fische in einem groben Schema wie folgt gliedern: Das zoogeographische Verbreitungsgebiet und die Ökoregionen stellen die größten räumlichen Einheiten dar. Die nächste Ebene sind Flusssysteme, die wiederum eine längszonale Verteilung, die biozönotischen Regionen bzw. Fischregionen aufweisen. Innerhalb dieser bilden sich gewässertypspezifische Biozönosen aus. Biozönosen setzen sich aus ökologischen Gruppen (Gilden) zusammen. Gilden bestehen aus mehreren Arten, die sich hinsichtlich ihrer autökologischen Ansprüche ähnlich sind. Jede Art setzt sich aus (Meta-)Populationen zusammen. Populationen sind räumlich begrenzte Reproduktionsgemeinschaften von Individuen einer Art. Individuen wiederum können definitiven Aufenthaltsorten, so genannten Mikrohabitaten, zugewiesen werden.

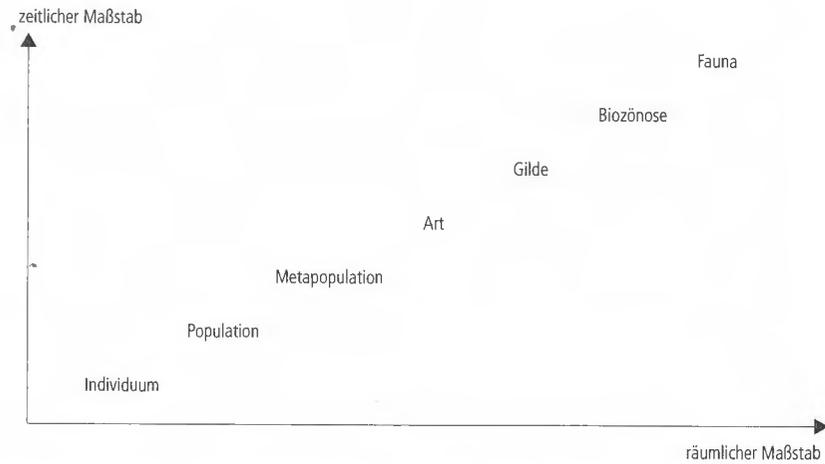


Abb. 5.1 Hierarchische Gliederung biologischer Ebenen und deren zeitlich/räumlicher Bezug (siehe Text).

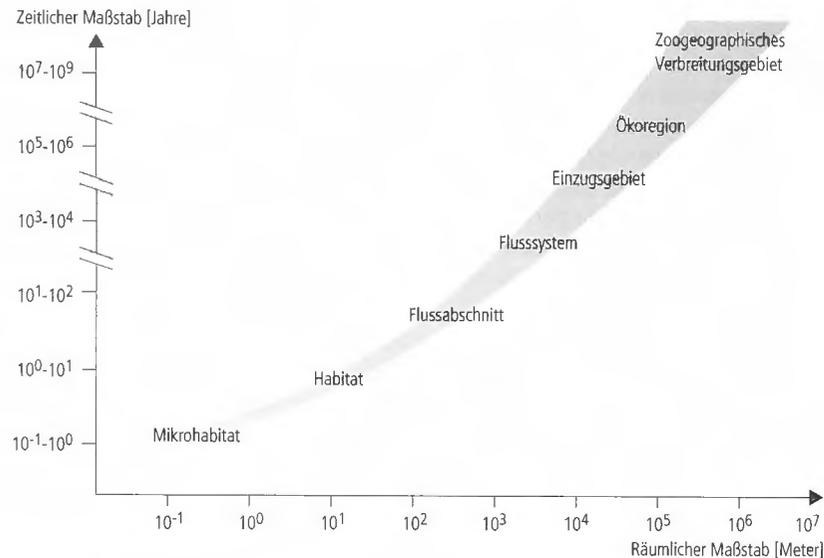


Abb. 5.2 Genereller Zusammenhang zwischen Fließgewässerlebensräumen und deren räumlichen und zeitlichen Maßstäben.

Aufgrund der Komplexität und Vielfalt ökologischer Systeme kann mit einem derartigen Schema zwar lediglich die grundsätzliche Tendenz der hierarchischen Ordnung bzw. der Beziehungen zwischen den einzelnen Komponenten dargestellt werden, dieses Schema liefert jedoch eine hilfreiche Grundlage für das Verständnis aquatischer Ökosysteme.

5.1.1 Zoogeographische Verbreitung

Bezogen auf das Vorkommen einer Art stellt das biogeographische Verbreitungsgebiet die größte räumlich/hierarchische Einheit dar. Die Beschreibung der zoogeographischen Verbreitung liefert neben einem besseren Verständnis der Herkunft einzelner Arten wesentliche Informationen über das ehemalige Vorkommen in einer bestimmten Region oder einem Flusssystem. Zudem lassen sich oft allein anhand der Herkunft wesentliche ökologische Charakteristika der Arten ableiten. Daher ist bei der Kurzbeschreibung der Arten in Tabelle 5.2 die zoogeographische Verbreitung mitaufgenommen. Grundsätzlich wird die Klassifizierung von Banarescu (1990 und 1992) übernommen, lediglich bei einigen wenigen Arten werden neuere Erkenntnisse in Bezug auf Österreich miteingearbeitet.

Nach der erstmalig von Banarescu (1992) umfassend zusammengestellten Zoogeographie der Binnengewässer zählt die europäische Fischfauna zum *euro-mediterranen* Teilgebiet der *Holarktis* (nördliche Halbkugel). Die alpine Fischfauna Mitteleuropas wird hauptsächlich vom *zentraleuropäischen* Teil innerhalb der *euro-mediterranen* Fauna geprägt. Von Ursprung und Verbreitung einzelner Arten her betrachtet unterscheidet man innerhalb der *zentraleuropäischen* Arten wiederum zwischen *holarktischen*, *palaearktischen* (Europa, Sibirien und Ost-Asien), *euro-sibirischen* (Europa und Sibirien), ausschließlich *europäischen* (Europa), *ponto-kaspischen* (Kaspische See, Schwarzes Meer) und *nordischen* Arten.

5.1.2 Ökoregionen

Ökoregionen sind laut Omernik (1995) naturräumlich homogene Einheiten, die sich durch Ähnlichkeiten im Mosaik der Ökosysteme, der Umweltressourcen und der menschlichen Nutzungen auszeichnen. Diese Definition zeigt, dass es sich beim Begriff Ökoregion um einen sehr breit gefassten Terminus handelt. Tatsächlich sind auch Ursprung, Zweck und Anwendungsgebiet dieses Begriffs sehr unterschiedlich. Wesentlich ist jedoch, dass es sich um eine übergeordnete räumliche Gliederung der Lebensräume handelt, bei der im Gegensatz zu rein biogeographischen Gliederungen die naturräumlichen Gegebenheiten stärker berücksichtigt sind.

In den USA sind Ökoregionen seit den 80er Jahren ein wesentliches typologisches Element wasserwirtschaftlicher Überlegungen (Barbour et al. 1999; Hughes et al. 1998; Hughes et al. 1990; Omernik 1987 und 1995). Auch die europäi-

sche Wasserrahmenrichtlinie (vgl. Kap. 9.2.3) verwendet als typologisches Grundelement die Einteilung Europas in Ökoregionen entsprechend den zoogeographischen Regionen von Illies (1978). Nach Illies (1978) erstreckt sich die Ökoregion *Alpen* Richtung Osten entlang der 1000 m Seehöhenlinie bis zum Wienerwald und reicht im Süden bis zur Staatsgrenze Österreich / Italien. Im Norden schließt das *Zentrale Mittelgebirge* an. Im Osten liegt die *Ungarische Tiefebene*, deren Grenze entlang der 500 m Linie westlich der March über Wien bis hin zur slowenischen Staatsgrenze verläuft (Abb. 5.3). Eine Zuordnung der europäischen Fischfauna zu den Ökoregionen erfolgte in der Limnofauna Europaea durch Ladiges (1967). Die kartographische Darstellung von Illies (1978) im Maßstab von 1:24 Millionen spiegelt allerdings die ausgeprägte Detailstruktur der alpin geprägten Landschaft nicht wider, sodass die EU-Mitgliedstaaten für die Umsetzung der WRRL die exakten Grenzverläufe der Ökoregionen erst erheben müssen (Moog et al. 2001).

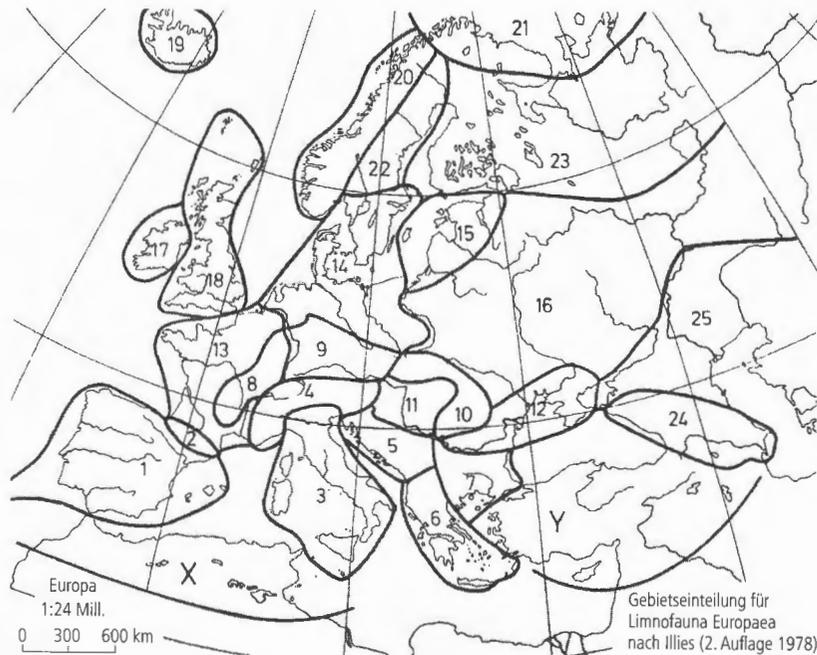


Abb. 5.3 Ökoregionen Europas aus Illies, J. (Hrsg.) *Limnofauna Europea*, 1967 Gustav Fischer Verlag © Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin. Im alpin geprägten Mitteleuropa dominiert die Ökoregion „Alpen“ (Nr. 4), die im Norden vom „Zentralen Mittelgebirge“ (Nr. 9), im Osten von der „Ungarischen Tiefebene“ (Nr. 11) und im Süden von „Italien“ (Nr. 3) begrenzt wird.

5.1.3 Flusssysteme / Einzugsgebiete

Flusssysteme stellen in Bezug auf die Verbreitung von Fischen oft klarer abgegrenzte Einheiten als Ökoregionen dar. Dies zeigt sich z. B. an Vorkommen und Verbreitung von Endemiten. Die Fischfauna des Donau-einzugsgebietes, die nach Banarescu (1992) mit Teilen benachbarter Einzugsgebiete von z. B. Weichsel, Dnjestr zum so genannten *Donauartenkomplex* zusammengefasst wird, beherbergt das reichhaltigste Artenspektrum in Mitteleuropa und weist die höchste Anzahl endemischer Arten auf. Typisch für die Verbreitung der europäischen Fischarten ist die Abnahme der Artenzahl von Ost nach West. In der Zusammenstellung in Tab. 5.2 sind 65 autochthone Arten (Taxa) dokumentiert, wovon Huchen, Steingreßling, Kessler-Gründling, Schrätzer, Zingel, Streber und Hundsfisch als endemisch für den Donaumittellauf zu bezeichnen sind.

5.1.4 Biozönosen

Fließgewässer weisen eine starke längszonale Gliederung auf, wodurch es zur Ausbildung von Fischregionen kommt. Die Fischzönosen der einzelnen Regionen setzen sich aus Artengruppen mit charakteristischen ökologischen Eigenschaften, so genannten ökologischen Gilden, zusammen.

Biozönosen sind nicht nur als räumlich gemeinsam vorkommende Ansammlungen von Arten zu verstehen, sondern stellen vernetzte Gefüge von Arten dar, die aufgrund ihrer unterschiedlichen Ansprüche vorhandene Ressourcen optimal nutzen und deren Verhalten und Lebensweise bestmöglich aufeinander abgestimmt sind.

5.1.4.1 Fischregionen – biozönotische Regionen

Die längszonale Gliederung der Fließgewässer in Form von Fischregionen hat lange Tradition. Bereits vor mehr als 130 Jahren waren derartige Konzepte bekannt (Fritsch 1872). Das heute verwendete Schema der Fischregionen geht auf Thienemann (1925) zurück. Illies & Botosaneanu (1963) entwickelten letztendlich das Konzept der „biozönotischen Regionen“ (vgl. Kap. 4.4.4). Von den in Tabelle 4.10 dargestellten Gewässerregionen sind in den alpin geprägten Gewässern Mitteleuropas aus fischökologischer Sicht in erster Linie Obere und Untere Forellenregion sowie Äschen-, Barben- und Brachsenregion relevant.

Obwohl das Modell der Fischregionen seit langem breite Verwendung findet, gab es bislang nur wenige Versuche einer genauen Charakterisierung und Abgrenzung der abiotischen und fischökologischen Verhältnisse einzelner Regionen. Lediglich Huet (1949) unternahm den Versuch einer Charakterisierung von Fischregionen anhand der Gefälle- / Breitenrelation der Fließgewässer.

Schmutz et al. (2000) ordneten in Österreich vorkommende Fischarten einzelnen Fischregionen zu (Tab. 5.2). Die meisten Fischarten kommen in mehreren

Regionen vor, zudem liegt der Verbreitungsschwerpunkt einer Art oft genau im Übergangsbereich zwischen zwei Regionen.

Um eine exaktere Einstufung einer Art hinsichtlich Fischregion und weiterführende statistische Untersuchungen vornehmen zu können, wurde von Schmutz et al. (2000) ein artspezifischer „Fischregionsindex“ (FRI) entwickelt. Dieser Index kann jeden Wert zwischen 3 (Epirhithral) und 7 (Metapotamal) annehmen, die Regionen Eukrenal (1) und Hypokrenal (2), die bei analogen Einstufungen von Benthosorganismen Verwendung finden (Moog 1995), sind für Fische von untergeordneter Bedeutung. Dieser Index drückt somit wesentlich genauer die Präferenz einer Art für einen Abschnitt im Längsverlauf aus als die bloße Zuordnung zu einer Fischregion. Berechnet wird er aus einer theoretischen Verteilung der Fischart entlang der Fischregionen analog der Berechnung gewogener Mittelwerte anhand der Formel:

$$\text{FRI} = \frac{3 * p_3 + 4 * p_4 + 5 * p_5 + 6 * p_6 + 7 * p_7}{10}$$

FRI: Fischregionsindex

p3...p7: Wahrscheinlichkeit des Vorkommens im Epirhithral (p3) bis Metapotamal (p7) von 0–10 ($\sum p_3-p_7 = 10$)

Die dazugehörige Varianz errechnet sich analog der Berechnung der gewogenen Varianz wie folgt (Sachs 1992):

$$s^2_{\text{FRI}} = \frac{p_3 * (3 - \text{FRI})^2 + p_4 * (4 - \text{FRI})^2 + \dots + p_7 * (7 - \text{FRI})^2}{9}$$

Mit dem Streuwert wird dokumentiert, inwieweit sich das Vorkommen nur auf eine, wenige oder mehrere Fischregionen erstreckt.

Folgende Beispiele sollen die Vorgangsweise bei der Berechnung verdeutlichen: Das Bachneunauge ist nach der Einstufung in Tabelle 5.2 im Meta- (Index 4) und Hyporhithral (Index 5) gleich stark vertreten und erhält daher in beiden Regionen eine Gewichtung von jeweils 5. Im Mittel weist diese Art folglich einen Fischregionsindex von 4,5 und eine vergleichsweise geringe Varianz von 0,28 auf. Die Bachforelle kommt v. a. im Epi- (Index 3) und Metarhithral (Index 4), jedoch auch in geringerem Ausmaß im Hyporhithral (Index 5) vor. Sie erhält nach der Einstufung in Tab. 6.2.2 eine Gewichtung von jeweils 4 in Epi- und Metarhithral und eine Gewichtung von 2 im Hyporhithral, was einen Mittelwert bzw. FRI von 3,8 ergibt. Da sie im Gegensatz zum Bachneunauge in 3 Regionen vorkommt, erhöht sich die Varianz auf 0,62.

5.1.4.2 Ökologische Gilden

Arten einer Gilde besitzen ähnliche Strategien der Ressourcennutzung bzw. weisen ähnliche Lebensformtypen in Bezug auf Reproduktion, Ernährung, Migrati-

on etc. auf. Arten einer Gilde reagieren somit grundsätzlich in weitgehend gleicher Weise auf Veränderungen der Umwelt und finden daher bei Bewertungsverfahren entsprechend Verwendung. Gilden eignen sich insbesondere zum Vergleich von Biozönosen unterschiedlicher taxonomischer Zusammensetzung. Mithilfe des Gildenansatzes können Gewässer gleichen Typs, jedoch unterschiedlicher zoogeographischer Besiedelung direkt miteinander verglichen werden.

Grundsätzlich wird zwischen *funktionellen* und *strukturellen* Gilden unterschieden (Szaro 1986). Arten, die in einer Lebensgemeinschaft dieselbe Rolle einnehmen, werden zu funktionellen Gilden (trophische Gilden, Reproduktions- und Migrationsgilden), Arten, die dieselben Habitate auch für unterschiedliche Zwecke nutzen, zu strukturellen Gilden (Lebensraumgilden) zusammengefasst. Beispiele für letztere sind die Klassifizierungen der Lebensraumansprüche nach dem Lebensraumfaktor Strömung, wie bei der bekannten „Rheophilie-Abstufung“ (Schiemer & Waidbacher 1992).

Das erste Gildenkonzept für Fische wurde von Kryzhanovsky (1948) entwickelt. In anderen ökologischen Fachgebieten, insbesondere in der Ornithologie (Root 1967), wurden ähnliche Klassifizierungssysteme erstellt, die wiederum Einfluss auf neuere Fischgildenkonzepte hatten. Auch bei benthischen Invertebraten finden heute solche Systeme Verwendung (Cummins 1978), wobei hier der funktionelle Aspekt definierter Frestypen im Vordergrund steht (vgl. Kap. 4.4.3).

Durch Zusammenfassung mehrerer Arten zu Gilden gehen zwar artspezifische Informationen verloren, man erhält jedoch dadurch ein übergeordnetes Kriterium mit hohem Informationsgehalt und entsprechender Aussagekraft. Anhand von Gilden kann auch bei unvollständiger Artenkenntnis eine Bewertung des Gewässerzustandes erfolgen. Das Gildensystem eignet sich insbesondere für die Analyse artenreicher Fischzönosen, da nicht jede Art einzeln bewertet werden muss.

5.1.4.3 Temperaturgilden

In alpin geprägten Gewässern Mitteleuropas kommen entsprechend der gemäßigten Klimazone und der topographischen Verhältnisse Fischarten vor, die an den unteren (*oligotherm*, coldwater species) und mittleren (*mesotherm*, coolwater species) Temperaturbereich angepasst sind (Hokanson 1977; Magnuson et al. 1979). Detaillierte und umfassende Informationen hinsichtlich der Temperaturpräferenzen heimischer Fischarten liegen nur für Salmoniden vor. Bei anderen Arten ist der Wissensstand äußerst lückenhaft. Daher ist derzeit nur eine vergleichsweise grobe Einteilung in obligatorische Kaltwasserfischarten (*oligo-stenotherm*), die auf kalte Gewässer beschränkt sind, und Arten, die an wärmere Temperaturen angepasst sind (*meso-eurytherm*) möglich (Müller 1991a). Während bei den *oligo-stenothermen* Arten der gesamte Lebenszyklus auf einen vergleichsweise niedrigen Temperaturbereich beschränkt ist, variieren die Temperaturansprüche und Toleranzen bei den *meso-eurythermen* in Abhängigkeit von Lebensstadium und Jahreszeit beträchtlich. So sind z. B. für eine erfolgreiche Reproduktion der *meso-eurythermen* im Frühjahr bzw. Sommer bestimmte Minimaltemperaturen erforderlich. Im

Sommer werden wesentlich höhere Temperaturen präferiert und toleriert als von Kaltwasserfischarten. Im Winter hingegen unterscheidet sich das Temperaturmilieu der *oligo-stenothermen* kaum von jenem der *eurymesothermen* (Tab. 5.2).

5.1.4.4 Strömungsbezogene Lebensraumgilden – „Rheophilie“

Die Zuordnung der Arten zu strömungsbezogenen Gilden besitzt bereits lange Tradition. Die Unterteilung in strömungsliebende (*rheophile*), stillwasserliebende (*stagnophile*) und strömungsindifferente (*eurypare*) Arten basiert auf einer generellen Charakterisierung der Strömungsverhältnisse bevorzugter Lebensräume. In der Klassifizierung der Flussfischfauna nach Schiemer & Waidbacher (1992) wird zusätzlich zu den bekannten Kategorien in *Rheophil-A*- und *Rheophil-B*-Arten unterschieden. *Rheophil-A*-Arten leben ausschließlich im Fluss, *Rheophil-B*-Arten verbringen gewisse Lebensabschnitte auch in Nebengewässern (Altarmen; Tab. 5.2).

Eine aktuelle, kombinierte Klassifizierung der österreichischen Fischfauna wurde von Zauner & Eberstaller (1999 und 2000) anhand folgender Kategorien erstellt:

Generelle Strömungspräferenz:

- strömungsliebend – rheophil: Fische, die strömende Bereiche bevorzugen
- minder strömungsliebend – oligorheophil: Fische, die schwach strömende Bereiche bevorzugen
- strömungsindifferent – indifferent: Fische, die keine deutliche Präferenz für strömende bzw. stehende Bereiche zeigen
- ruhigwasserliebend – limnophil: Fische, die stehende Bereiche bevorzugen.

Fließgeschwindigkeitsbedingungen am Laichhabitat:

- fließwasserlaichend – rheopar: Fische, deren Reproduktionsareal sich im Fließwasser befindet
- strömungsindifferent laichend – eurypar: Fische, die sowohl im Fließwasser als auch im Ruhigwasser laichen
- ruhigwasserlaichend – limnepar: Fische, deren Reproduktionsareal sich im Ruhigwasser befindet

Strukturbezug

- strukturgebunden: Fische, die aufgrund ihrer Lebensweise in Strukturen leben bzw. starke Bindung an diese Strukturen aufweisen
- mäßig strukturgebunden: Fische, die aufgrund ihrer Lebensweise hauptsächlich im Nahbereich von Strukturen im Gewässer zu finden sind
- strukturungebunden: Fische, die aufgrund ihrer Lebensweise an keine wesentlichen Strukturen gebunden sind.

Anhand dieser Kriterien ergeben sich für die österreichische Fischfauna 4 Hauptgruppen: rheophile, oligorheophile, indifferente und limnophile Arten, die sich weiters in 8 Subgruppen von rheophil / rheopar bis limnophil / limnepar unterteilen (Abb. 5.4).

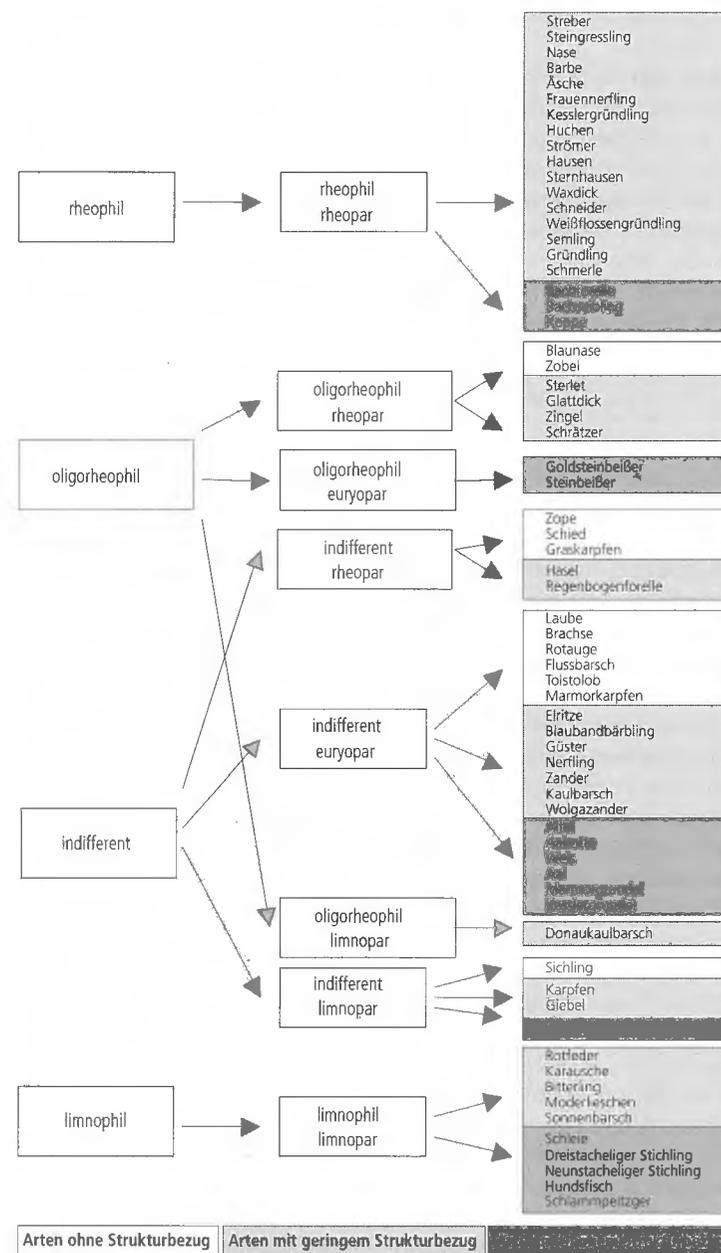


Abb. 5.4 Klassifizierung der österreichischen Flussfischfauna anhand genereller Strömungspräferenz, Strömungspräferenz am Laichplatz und Grad der Strukturbindung (Zauner & Eberstaller 1999)

5.1.4.5 Reproduktionsgilden

Grundlagen der Reproduktionsgilden, wie sie von Kryzhanovsky (1948) eingeführt und von Balon (1975 und 1981) zum heutigen Schema weiterentwickelt wurden, sind das Verhalten und die Funktionen während der Reproduktion bzw. der ersten Entwicklungsstadien. Nach Balon (1975) sind Prädation und Sauerstoffverhältnisse am stärksten für die Überlebensrate während der ersten Entwicklungsstadien verantwortlich. Folglich bestimmen Laichverhalten und -ort den Grad des Schutzes und der Sauerstoffversorgung für Eier, Embryonen und Larven. Die in Tab. 5.2 vorgenommene Zuordnung basiert auf dem Schema von Balon (1975), wobei neuere Erkenntnisse miteingearbeitet wurden.

5.1.4.6 Trophische Gilden

Die eindeutige Zuordnung von Arten zu trophischen Gilden gestaltet sich aufgrund ontogenetischer und saisonaler Änderungen in der Nahrungswahl, Opportunismusphänomenen und fehlenden Wissens bei einer Vielzahl von Arten als schwierig (Horwitz 1978). Eine Zuordnung kann daher nur auf Basis genereller Ernährungspräferenzen erfolgen. Herkömmlicher Weise wird für die Klassifizierung die Nahrungswahl von Adulten herangezogen. Zwecks Vereinfachung wird jede Art lediglich einer trophischen Gilde zugewiesen, obwohl fast jede Art mehrere Ernährungsweisen besitzt (Michel & Oberdorff 1995). Eine Zuordnung heimischer Arten zu den jeweiligen Fresstypen erfolgt in Tab. 5.2 anhand von Literatur (Junger et al. 1989; Michel & Oberdorff 1995) und Erfahrungswerten. Folgende Kategorien finden Verwendung:

Fischfresser (*Piscivore*): Nahrung sind überwiegend Fische, zusätzlich werden auch geringe Anteile terrestrischer und aquatischer Organismen aufgenommen (Vertreter der Piscivoren sind z. B. Huchen, Hecht, Zander, Wels).

Bodennahrung aufnehmende Fischarten (*Benthivore*, überwiegend *Insektivore*): Die Nahrung besteht vornehmlich aus Bettensedimente bewohnenden Insektenlarven und Drift. Die meisten Arten dieses Fresstyps weisen eine vergleichsweise geringe Spezialisierung auf und verwenden in Abhängigkeit von Altersstadium und / oder Jahreszeit auch andere Nahrungsquellen (z. B. Bachforelle, Äsche, Schmerle, Barbe, Schrätrzer etc.).

Zooplanktivore: Die Nahrung besteht vorwiegend aus Zooplankton stehender Augewässer oder seicht überstauter Überschwemmungsflächen oder aus Flusszooplankton (Potamo-Zooplankton; z. B. bei der Zope).

Pflanzenfresser (*Herbivore*): Nahrung umfasst v. a. Aufwuchsalgen (z. B. Nase, Bitterling) oder Makrophyten (z. B. nicht heimischer Graskarpfen *Ctenopharyngodon idella*; VAL.).

Allesfresser (*Euryphage*, Omnivore): Breite Nahrungspalette bestehend aus Plankton, terrestrischen und aquatischen Insekten(-larven), Mollusken, Detritus, pflanzlicher Nahrung, Fisch etc. (z. B. Rotaugen, Brachse, Karpfen etc.).

5.1.4.7 Migrationsgilden

Fische sind vagile Organismen, die in Abhängigkeit von Art und Stadium unterschiedlichste Standortveränderungen durchführen. Aufgrund ihrer Beweglichkeit sind sie nicht nur Indikator für ihren unmittelbaren Aufenthaltsort, sondern für den gesamten von ihnen bewohnten und durchwanderten Lebensraum. Als aquatische Organismen mit der höchsten Beweglichkeit besitzen Fische daher auch hohe Indikatorfunktion für die Kontinuums- und Konnektivitätsverhältnisse in Fließgewässern.

Bezüglich der verschiedenen Migrationen bzw. vielfältigen Wanderungsercheinungen liegen bislang keine umfassenden Klassifizierungen vor. Eine Charakterisierung des Wanderverhaltens einzelner Arten erfolgt in Tab. 5.2 in Anlehnung an Jungwirth (1984a) sowie Waidbacher & Haidvogel (1998) und liefert zumindest eine Basisinformation über Wandertyp und -distanzen. Grundsätzlich wird zwischen Arten, die zwischen Meer und Süßwasser (diadrome) wechseln, und jenen, die ausschließlich im Süßwasser wandern (potamodrome), unterschieden. Anadrome Störarten, die z. B. zum Laichen vom Schwarzen Meer die Donau herauf wanderten, und der katadrome Aal, der zum Laichen ins Meer wandert, sind Langstreckenwanderer. Alle ausschließlich im Süßwasser wandernden Arten legen kurze bis mittellange Wanderungen zurück. Ortsänderungen finden v. a. im Zusammenhang mit der Reproduktion, der Larven- und Jungfischdrift, der Nahrungssuche, der jahreszeitlichen Standortänderung und der Ausbreitung statt (siehe Kap. 5.2.6, Fischfauna des Potamals).

Die vielfältigen Wanderungsphänomene der Flussfischfauna sind bei weitem noch nicht vollständig erforscht (Lucas & Baras 2001). Bekannt ist z. B., dass so genannte „Mittelstreckenwanderer“ wie Nase und Barbe während der Laichzeit mehr als 100 km weit wandern (Scheuring 1949a). Kurzstreckenwanderer hingegen beschränken ihre Ortsveränderungen meist auf wenige Kilometer. Grundsätzlich ist jedoch festzuhalten, dass offensichtlich alle Arten zumindest in gewissen Altersstadien (z. B. Larven- und Jungfischdrift) gezielt „Habitat-Shifts“ vornehmen, das heißt einen signifikanten Wechsel zwischen unterschiedlichen Habitaten vollziehen (z. B. Schmutz et al. 1997; Jungwirth 1998; Northcote 1998; Mader et al. 1998).

5.1.5 Indikatorarten

Ein grundlegendes Prinzip von Indikatorarten besteht darin, dass diese aufgrund ihrer besonderen ökologischen Ansprüche repräsentativ für ganze Ökosysteme, Biozönosen oder zumindest Teile davon sind. Durch Einengung betrachteter Arten auf Indikatorarten lässt sich der Untersuchungsaufwand bei weiterhin hoher Aussagekraft minimieren.

Indikatorarten sollten eine weite Verbreitung aufweisen, methodisch leicht erfassbar und bestimmbar sein und eine gewisse Häufigkeit aufweisen. Letzteres

schließt jedoch seltene Arten, die oft sehr sensible Zeiger wären, aus. Indikatorarten müssen zwar empfindlich auf anthropogene Beeinträchtigungen reagieren, sich aber gegenüber natürlichen Einflussfaktoren vergleichsweise robust verhalten, um eine klare Vorhersage des potenziellen Vorkommens zu ermöglichen. Die Tatsache, dass keine einzige Art allen diesen Ansprüchen gerecht wird, ist darin begründet, dass die oben angeführten Anforderungen sich z. T. gegenseitig ausschließen. So sind besonders sensible Arten meist nicht flächig verbreitet, kommen nur in geringen Populationsgrößen vor und reagieren auch auf natürliche Veränderungen sehr stark. Aufgrund aufgezeigter Probleme des Indikatorarten-Ansatzes wird heute zunehmend der biozönotische Ansatz verfolgt (siehe oben).

5.1.6 Populationen

Das Populationsniveau stellt die unterste Hierarchieebene dar, auf die im Weiteren eingegangen wird. Grundsätzlich ist vorzuschicken, dass es sich auf dieser Ebene meist um quantitative Merkmale von Fischzönosen handelt, die im Vergleich zu vielen oben beschriebenen Merkmalen mit beträchtlich höherem Bearbeitungsaufwand, insbesondere bei den Freilandhebungen, verbunden sind. Dem steht jedoch der Vorteil einer hohen „Sensibilität“ und Aussagekraft hinsichtlich funktionaler Zusammenhänge gegenüber.

Für definierte Populationseinheiten lassen sich so genannte demographische Merkmale, wie Populationsgröße und -struktur, Wachstum, Fitness, genetische Identität und Variabilität etc., bestimmen.

5.1.6.1 Populationseinheiten

Bevor einzelne Populationsmerkmale beschrieben werden, sei einleitend das Problem der Definition von Populationseinheiten behandelt. In der Diskussion, welche ökologische Populationseinheiten Gegenstand von Bewertungs- bzw. Schutzkonzepten sein sollen, tritt zunehmend die genetische Vielfalt in den Vordergrund. Nicht nur die genetische Variabilität einer gesamten Art steht dabei im Blickfeld, sondern jene von mehr oder weniger abgrenzbaren Subpopulationen, die zusammengenommen so genannte *Metapopulationen* ergeben. Metapopulationen werden daher als „zusammengesetzte Populationen“ oder als Ansammlung von Subpopulationen oder lokalen Populationen bezeichnet.

Das Metapopulationskonzept nahm seinen Ausgang in der Erkenntnis der evolutionären Bedeutung der Populationsstruktur und des Genflusses in Reproduktionsgemeinschaften (Wright 1931). Levins (1969) führte den Begriff „*Metapopulation*“ ein, worunter er räumlich isolierte, gleichwertige Teilpopulationen, die ständigen Extinktions- und Rekolonisationsprozessen unterliegen, verstand. Die Interaktion zwischen den Teilpopulationen erfolgt über einzelne Individuen, die zwischen den Populationen wandern und Besiedlungen leerer Lebensräume ermöglichen. Neuere Modelle gehen einen wesentlichen Schritt weiter bzw. von

einem Populationskomplex aus, der aus einer größeren Kernpopulation und Subpopulationen besteht. Beim *Festland-Insel (mainland-island)* Modell streut eine große „Festlandpopulation“ in außenliegende „Inselpopulationen“ aus (Harrison 1991). Das *Source-sink* oder *Core-satellite* Modell ist charakterisiert durch ein Netz von expandierenden (*source*) Teilpopulationen und durch Teilpopulationen mit negativem Populationswachstum (*sink*). Das *Patch*-Modell konzentriert sich weniger auf die Größe einzelner Subpopulationen, sondern mehr auf deren Anzahl. *Patch*-Modelle sind geeignet, mobile Arten in räumlich / zeitlich heterogenen Habitaten zu charakterisieren, wo mehrere komplementäre Habitate für die Persistenz einer Population notwendig sind. *Hybrid*-Modelle kombinieren Eigenschaften der o. g. Modelle. Ein weiteres Modell ist das *Ungleichgewichts-(non-equilibrium)* Modell, in dem langfristig die Extinktionsrate die Kolonisationsrate übertrifft oder umgekehrt (Hanski & Simberloff 1997, Abb. 5.5).

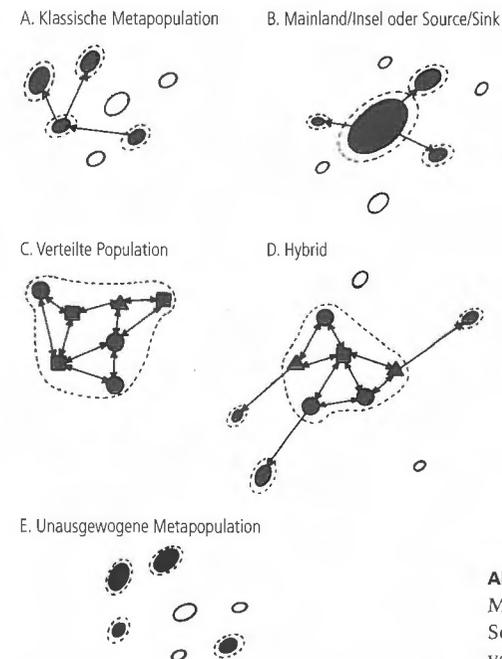


Abb. 5.5
Metapopulationsmodelle (nach Schlosser & Angermeier 1995); vgl. Text.

Da die ausschließlich genetische Definition von Subpopulationen sehr aufwändig und schwierig ist (Chakraborty & Leimar 1986), werden aus Praktikabilitätsgründen Subpopulationen oft als „evolutionär signifikante Einheiten“ (evolutionarily significant units, ESU) definiert (Waples 1995). ESU sind Populationen oder Teilpopulationen, die deutlich von anderen isoliert sind und eine wesentliche Komponente im evolutionären Erbe einer Art darstellen. ESU werden anhand wesentlicher Unterschiede zwischen Subpopulationen identifiziert, wobei alle

verfügbaren Informationen hinsichtlich Genetik und Autökologie (wie etwa unterschiedliche Strategien im Lebenszyklus oder im Wanderverhalten) berücksichtigt werden. Bei der Anwendung des ESU-Konzeptes in der Praxis zeigten sich jedoch auch hier die Grenzen genetisch orientierter Definitionen ökologischer Einheiten (Waples 1995). Wesentliches Problem ist weiterhin der Mangel an entsprechenden genetischen Grundlagenuntersuchungen. Zudem tritt wie bei allen Definitionen von ökologischen Einheiten auch hier das Problem der Erfassung der zeitlichen und räumlichen Dynamik von Fischpopulationen auf (Reeves et al. 1995; Fausch & Young 1995).

Die hier kurz angerissene Problematik der Definition von Populationseinheiten soll darauf hinweisen, dass die klassische, populationsbezogene Betrachtungsweise zu hinterfragen ist und in Zukunft der Subpopulationsebene und den zugrunde liegenden Mechanismen von Metapopulationen mehr Beachtung geschenkt werden soll.

5.1.6.2 Populationsgröße

Je nach Lebensweise ergeben sich in der zeitlich / räumlichen Entwicklung der Populationsgröße Unterschiede. Jahreszeitliche und jährliche Schwankungen sind daher art- und gewässerspezifisch. Die räumliche Verteilung ist eng an die Habitatqualität gebunden.

Die Frage der *minimalen Populationsgröße* ist entscheidend für das Überleben von Populationen. Falls es sich um eine der letzten existierenden Populationen handelt, ist dies auch für das Überleben von Arten und Rassen maßgeblich.

Zu diesem Thema existiert eine Vielzahl von Literatur, auf die hier nur am Rande eingegangen werden kann. In Bezug auf aquatische Organismen ist das diesbezügliche Wissen jedoch vergleichsweise gering.

Zu geringe Populationsgröße birgt vielfältige Gefahren in sich. Primack (1995) nennt 3 wesentliche Ursachen für den Niedergang und das Aussterben zu kleiner Populationen:

- Genetische Probleme durch Verlust genetischer Variabilität (Verlust an Anpassungspotenzial), Inzucht, Verlust an Heterozygotie und genetische Drift
- Demographische Schwankungen aufgrund zufälliger Variationen von Reproduktions- und Mortalitätsraten
- Schwankungen von Umweltfaktoren wie Räuberdruck (Prädation), Konkurrenz (Kompetition), Nahrungsangebot, Krankheiten, natürliche Katastrophen (Hochwässer, Muren, Trockenheiten etc.).

Grundsätzlich ist es sehr schwierig, die genaue Größe von Minimalpopulationen zu bestimmen. Dafür notwendige Langzeituntersuchungen sind rar und die Trennung zwischen genetischen und umweltbeeinflussten Ursachen stellt ein großes Problem dar (Hard 1995). Franklin (1980) entwickelte die 50 / 500-Regel: Isolierte Populationen müssen kurzfristig betrachtet mindestens 50, längerfristig jedoch 500 effektiv fortpflanzungsfähige Individuen umfassen, um ausreichende geni-

sche Variabilität zu bewahren. Diese Regel kann lediglich als grober Richtwert angesehen werden, da die Überlebenschancen einer Population neben der Mindestpopulationsgröße auch vom Ausmaß vorhandener genetischer Variabilität, vom Geschlechterverhältnis, Fortpflanzungserfolg und Selektionsdruck sowie von Populationschwankungen u. v. m. abhängen. Neuere Ansätze hinterfragen Franklin's Regel und empfehlen für den langfristigen Erhalt lebensfähiger Wildpopulationen effektive Mindestpopulationsgrößen von 5000 Individuen (Lande 1995).

Bei Fischen liegen vergleichsweise wenige empirische Untersuchungen hinsichtlich Mindestpopulationsgrößen vor (Nielsen 1995). Tendenziell geht man auch hier von höheren Werten als in der Franklin-Regel enthalten aus (ca. 1000 Individuen; Allendorf, pers. Mitteilung). Ein Grund dafür besteht darin, dass in Fließgewässern zusätzlich die hohe räumliche und zeitliche Variabilität und Dynamik zu berücksichtigen ist, die wesentlich die Populationsgröße beeinflusst. So ist etwa bekannt, dass Katastrophenhochwässer oder extreme Trockenperioden über weite Gewässerabschnitte fast zur gänzlichen Eliminierung von Fischarten führen können. Bei der Festlegung von Minimalpopulationen ist daher von derartigen „worst case“ Situationen auszugehen. Minimalpopulationen bedürfen einer Minimalfläche bzw. einer minimalen Gewässerlänge, in denen sämtliche Habitat- und sonstige Ansprüche abgedeckt sind. Deren räumliche Verteilung und Vernetzung bestimmt zusätzlich neben der Bestandsgröße die Beständigkeit und / oder Regenerationsfähigkeit der betreffenden Populationen.

Infolge *Fragmentierung des Lebensraumes* entstehen isolierte Subpopulationen, zwischen welchen der Austausch und somit der Genfluss unterbunden oder stark eingeschränkt ist. Dadurch ergeben sich kleine Teilpopulationen, die dem Verlust an genetischer Vielfalt und der Gefahr von Inzucht ausgesetzt sind. Dem kann durch Erhalt eines ausreichenden Genflusses zwischen den Teilpopulationen entgegengewirkt werden. Seit einigen Jahrzehnten findet die sogenannte „Ein-Migrant-Pro-Generation“ Regel Verwendung. Jüngere Arbeiten betrachten dies jedoch als unterstes Minimum und schlagen aus Sicht der Genetik einen Bereich von 1–10 Migranten pro Generation vor. Man ist sich dabei der Tatsache bewusst, dass neben genetischen auch andere Faktoren den optimalen Grad an Konnektivität / Austausch beeinflussen, die wesentlich höhere Austauschraten erfordern könnten (Mills & Allendorf 1996).

5.1.6.3 Populationsstruktur

Die Populationsstruktur gibt Aufschluss über den Altersaufbau der Population. Der Altersaufbau ist art- und standortspezifisch und unterliegt zeitlichen Schwankungen. Der Anteil adulter Individuen spiegelt das Reproduktionspotenzial wider. Der Anteil juveniler Individuen wiederum zeigt, inwieweit Reproduktion und Jungfischauftreten stattfinden (weitere Details siehe Bachforelle Kap. 5.2.3).

5.1.7 Gesundheitszustand, Fitness und andere Merkmale

Zusätzlich zu den oben genannten demographischen Merkmalen von Populationen wird oft der Gesundheitszustand oder die Fitness als Kriterium für die Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit herangezogen. Dadurch werden zusätzliche Einflussfaktoren erfasst, die sich eventuell noch nicht in demographischen Merkmalen, wie z. B. dem Reproduktionserfolg, niedergeschlagen haben. Der Gesundheitszustand einer Population kann bei Routineuntersuchungen im Freiland nur sehr grob, z. B. als Anteil kranker, parasitierter oder morphologisch veränderter Fische, erfasst werden (Karr 1981).

Neuere Arbeiten zeigen auch Möglichkeiten standardisierter Freilandhebungen für die routinemäßige Erfassung des *Gesundheitszustandes* auf. Beim sogenannten HAI-Index (health assessment index; Adams et al. 1993), wird anhand von 14 normativ zu bewertenden Kriterien, meist in Form makroskopischer Organuntersuchungen, der Zustand von Fischen im Freiland erfasst. Detaillierte toxikologische Untersuchungen, wie z. B. histologische Organbefunde zur Analyse von chronischen Veränderungen bzw. Erkrankungen, sind jedoch sehr aufwändig (Hofer & Lackner 1995) und werden daher meist nur dort verwendet, wo Hinweise auf toxikologische Beeinträchtigungen vorliegen.

Fische mit offensichtlichen, makroskopisch erkennbaren Krankheitserscheinungen sind in den vergleichsweise gering belasteten, alpinen Gewässern selten anzutreffen. Öfters findet man jedoch *Besatzfische* mit charakteristischen morphologischen Anomalien, wie asymmetrischem Flossenansatz, deformierten Flossen, verkürzten Kiemendeckeln, verkrümmtem Rückgrad, extremem Über- oder Untergewicht etc.. *Besatzfische* sind häufig auch durch abnormales Schwimmverhalten, insbesondere die erste Zeit nach Besatz, erkennbar. Die Färbung bzw. Zeichnung ist aufgrund der hohen Adaptationsfähigkeit der Fische in der Regel kein eindeutiges Merkmal für die Identifizierung von *Besatzfischen*. Andere, jedoch nicht im Freiland erhebbare Erkennungsmerkmale von *Besatzfischen* bedürfen Wachstums- und Gewebeanalysen sowie genetischer Untersuchungen.

Ein weiteres Merkmal stellt die *Fitness* dar, die anhand des Verhältnisses Fischgewicht zu Fischlänge (Konditionsfaktor) oder z. B. anhand des Fettgehaltes bestimmt wird (Bagenal 1978). Die Bewertung der *Fitness* setzt die Erfassung der entsprechenden Parameter (Fischlänge und -gewicht bzw. Fettgehalt) voraus. Auch die *Fitness* ist art- und standortspezifisch und unterliegt starken jahreszeitlichen Schwankungen. Eine Bewertung der *Fitness* ist nur bei Kenntnis entsprechender Referenz- bzw. Vergleichsdaten möglich. Anhand der *Fitness* lassen sich zwar oft kleinräumig bzw. kurzfristig wirksame anthropogene Beeinträchtigungen erfassen, der Untersuchungs- und Analyseaufwand ist jedoch entsprechend hoch.

5.2 Die Fischfauna alpin geprägter Fließgewässer in Mitteleuropa

Vorliegendes Kapitel behandelt die ökologischen Grundlagen und Eigenschaften der Fischfauna alpin geprägter Fließgewässer Mitteleuropas. Eine Beschreibung aller in Europa vorkommenden Fischarten würde den Rahmen dieses Buches sprengen. Räumlich beziehen sich die behandelten Fischarten überwiegend auf das obere Einzugsgebiet der Donau (Bayern und Österreich) und das obere Einzugsgebiet des Rheins (Alpenrhein und Bodenseezubringer) in der Schweiz und in Liechtenstein. Da auch von den hier vorkommenden nicht alle Fischarten behandelt werden können, seien stellvertretend einige bedeutendere „Schlüsselarten“ näher beschrieben. Anhand dieser Arten werden auszugswise wesentliche Ansprüche der heimischen Fischfauna dokumentiert.

5.2.1 Autochthone und allochthone Fischfauna

Zur *heimischen* Fischfauna zählen nach Kinzelbach (1972 und 1996) selbstständig vor Ort entstandene, sogenannte *autochthone* Arten (*Apofauna*) sowie die in prähistorischer und historischer Zeit (vor dem 16. Jahrhundert) eingebürgerten, nicht bodenständigen (*allochthone*) Arten. In Österreich z. B. ist keine Fischart bekannt, die vor dem 16. Jahrhundert eingebürgert worden wäre. Lediglich der Besatz mit Zuchtformen, wie beim Karpfen, oder der Besatz mit standortfremden, jedoch heimischen Arten, wie beim Seesaibling, führte zu geringfügigen Veränderungen der standorttypischen Fischfauna. Die heimische Fischfauna Österreichs ist daher nach der Definition von Kinzelbach (1972) praktisch identisch mit der autochthonen Fauna.

In der Neuzeit (nach 15. Jahrhundert) in einem bestimmten Gebiet eingebürgerte Tierarten werden als *Neozoen* bezeichnet (vgl. Kap. 4.3.5). Neozoen innerhalb der Fischfauna gelten aus ökologischer Sicht als problematisch (vgl. Stauffer 1984; Welcomme 1984), da sie potenziell (1) die Fauna verfälschen und die Struktur der heimischen Fauna verändern, (2) heimische Arten verdrängen und gefährden, (3) durch Kreuzung die genetische Integrität standorttypischer Populationen gefährden (Krueger & Menzel 1979; Hansen et al. 1991; Hindar et al. 1991) und (4) gebietsfremde Parasiten und Krankheiten einschleppen (Hoffman & Schubert 1984; Ahne 1985; Tiews 1986; Arnold 1990).

Grundsätzlich sollte bei der Abschätzung möglicher negativer Effekte durch standortfremde Fische zwischen solchen unterschieden werden, deren Einbringung / Vorkommen zu Beeinträchtigungen der autochthonen Fauna führten und jenen, die keine wesentlichen Veränderungen hervorrufen.

In Österreich vorkommende allochthone Fischarten sind in Tabelle 5.1 angeführt. Diese Liste stellt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, da vereinzelt durchgeführte Freisetzungen standortfremder Fische nicht erfassbar sind. Von den 15

aufgelisteten Taxa ist nur die Regenbogenforelle in Österreich sehr häufig, Bachsaibling, Blaubandbärbling und Sonnenbarsch sind häufig und die restlichen Arten selten anzutreffen. Während die Regenbogenforelle in vielen Fließgewässern in beträchtlichem Ausmaß reproduziert und damit ein entsprechendes Konkurrenzpotenzial aufweist, vermehrt sich der Zuchtkarpfen in natürlichen Gewässern kaum. Bachsaibling, Goldfisch, Dreistacheliger und Neunstacheliger Stichling, Blaubandbärbling, Sonnen- und Forellenbarsch zeigen zwar nachgewiesener Maßen natürliche Reproduktion, die Bestände haben jedoch, zumindest bislang, nur lokale Bedeutung.

Tab. 5.1 Bedeutende allochthone Fischarten Österreichs (nach Schmutz et al. 2000, aktualisiert).

Wissenschaftlicher Name	Trivialname				Vorkommen	Reproduktion
	Abk.	Deutsch	Synonyme	Englisch		
Familie						
Art						
Salmonidae						
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , WALBAUM	On-my	Regenbogenforelle		rainbow trout	sehr häufig	ja
<i>Oncorhynchus kisutch</i> WALBAUM	On-ki	Silberlachs	Koholachs	coho salmon	selten	nein
<i>Salvelinus fontinalis</i> , MITCHILL	Sa-fo	Bachsaibling		brook trout	häufig	ja
<i>Salvelinus namaycush</i> , WALBAUM	Sa-na	Amerikanischer Seesaibling		lake trout	selten	nein
Cyprinidae						
<i>Ctenopharyngodon idella</i> , VAL.	Ct-id	Graskarpfen	Amurkarpfen	grass carp	selten	nein
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , VAL.	Hy-mo	Silberkarpfen	Tolstolob	silver carp	selten	nein
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> , VAL.	Hy-no	Marmorkarpfen			selten	nein
<i>Pseudorasbora parva</i> , TEMMNICK & SCHLEGEL	Ps-pa	Blaubandbärbling	Pseudokeilfleckbarbe		häufig	ja
Ictaluridae						
<i>Ictalurus nebulosus</i> , LE SUEUR	Ic-ne	Zwergwels	Katzenwels	brown bullhead	selten	ja
<i>Ictalurus melas</i> , RAFINESQUE	Ic-me	Schwarzer Katzenwels			selten	ja
Gasterosteidae						
<i>Gasterosteus aculeatus</i> , L.	Ga-ac	Dreistacheliger Stichling		three-spined stickleback	selten	ja
<i>Pungitius pungitius</i> , L.	Pu-pu	Neunstacheliger Stichling		nine-spined stickleback	selten	ja
Centrarchidae						
<i>Lepomis gibbosus</i> , L.	Le-gi	Sonnenbarsch		pumpkinseed	häufig	ja
<i>Micropterus salmoides</i> , LACEPEDE	Mi-sa	Forellenbarsch		largemouth bass	selten	ja
<i>Micropterus dolomieu</i> , LACEPEDE	Mi-do	Schwarzbarsch		black perch	selten	nein

Auswirkungen von allochthonen Fischen auf aquatische Biozönosen sind in der Literatur vielfach beschrieben. So zeigten z. B. Untersuchungen des Einflusses von Fremdfisch-Besatz auf die Bachforelle und andere Salmoniden, dass es unter bestimmten Situationen zu Veränderungen der autochthonen Bestände bis hin zur vollständigen Verdrängung kommt (Fausch & White 1981; Hearn 1987; Vincent 1987; DeWald & Wilzbach 1992; Peter 1997; Weiss & Schmutz 1997, 1999a und 1999b). Insbesondere die Regenbogenforelle gilt als eine Art, die potenziell als Konkurrent zur Bachforelle zu sehen ist. Neben allgemeinen Konkurrenzphänomenen in Bezug auf Habitatnutzung und Nahrung (Kocik & Taylor 1995), liegen v. a. Untersuchungen über die Superposition und Zerstörung von Laichgruben vor (Hayes 1989; Peter 1997). Vergleiche zwischen der Habitatnutzung von Regenbogenforelle und Äsche lassen auch eine Konkurrenz zwischen diesen beiden Arten vermuten (Kaufmann et al. 1991; Schmutz 1995).

Genetische Interaktionen zwischen standortfremden und autochthonen Fischen ein und derselben Art können zu einer Beeinträchtigung der genetischen Integrität autochthoner Bestände führen (Hansen et al. 1991; Cloud & Thorgaard 1993; Thorpe et al. 1995). Grundsätzlich geht man davon aus, dass Standortpopulationen optimal an die lokalen Verhältnisse angepasst sind. Kreuzen sich diese mit standortfremden Fischen, so können nicht entsprechend adaptierte Gene in den Genpool der Standortpopulation eingeschleust werden. Bei auf diese Weise entstandenen Mischbeständen mit weniger guter Anpassung an die örtlichen Verhältnisse besteht die Gefahr reduzierter Reproduktivität, geringeren Überlebens oder Wachstums, sowie erhöhter Anfälligkeit gegenüber extremen Umweltbedingungen und / oder Krankheiten und Parasiten. Hybridisierung kann zudem insgesamt zu einer Abnahme der genetischen Variabilität führen.

5.2.2 Steckbriefe heimischer Flussfischarten

Im Rahmen dieses Kapitels erfolgt nunmehr eine Grobcharakterisierung der heimischen Fischfauna entsprechend des derzeit verfügbaren Wissens. Folgende, bereits im Kapitel 5.1 behandelte Charakteristika heimischer Fischarten finden dabei Berücksichtigung: Zoogeographische Verbreitung, Ökoregion, Fischregion, Ernährungstyp, Reproduktionstyp, Lebensraumtyp („Rheophilie“), Kombinationstyp (nach Zauner & Eberstaller 1999), Migrationstyp, Temperaturtyp und besiedelte Flusssysteme. Zusätzlich wird unterschieden, ob die Fischart ausschließlich in Fließgewässern, in Seen oder in beiden Systemen vorkommt. Diese ergänzende Angabe liefert allgemeine Informationen hinsichtlich der Lebensraumansprüche, was v. a. bei Arten, über deren Ökologie vergleichsweise wenig bekannt ist, von Nutzen ist. Ein zusätzliches Kriterium ist die Gefährdung, die einen weiteren Anhaltspunkt über die „Sensibilität“ einzelner Arten gegenüber anthropogenen Beeinträchtigungen liefert. Die in Tabelle 5.2 angegebenen Gefährdungsgrade wurden aus Spindler et al. (1997) übernommen und in einigen wenigen Fällen adaptiert. Zusätzlich sind in der Tabelle auch die Gefährdungsgra-

de nach den IUCN Kriterien dargestellt und Arten ausgewiesen, für die entsprechend der Flora-Fauna-Habitat (FFH) Richtlinie (Anhang II) Schutzgebiete (Natura 2000) eingerichtet werden müssen. Die Nomenklatur der heimischen Fischfauna wurde an den aktuellen Wissensstand angepasst. Als Basis dafür diente die Internet-Datenbank „FishBase 99“ von ICLARM (<http://www.fishbase.org>).

Das heimische Artenspektrum umfasst inklusive Neunaugen 65 Arten (bzw. Taxa), wovon 4 Arten (Seeforelle, Seesaibling, Coregonen und Seelaube) reine „Seefischarten“ sind. Entsprechend der Zusammenstellung in Tab. 5.2, kommen 61 Arten in Fließgewässern vor, wovon 43 Spezies reine „Flussfischarten“ und 18 Arten auch in Seen anzutreffen sind.

Tab. 5.2 Wesentliche Charakteristika heimischer Flussfischarten (Schmutz et al. 2000). Zoogeographie: nach Banarescu (1990 und 1992); Zuordnung zu Ökoregionen nach Illies (1978); präferierter Lebensraumtyp; Temperaturpräferenz (siehe Text); Fischregion: Potenzielle Verteilung der Fischarten entlang der Fischregionen (Einstufung von 0 (0%)–10 (100%) pro Fischart und Region), Index (Berechnung siehe Text), Breite (Anzahl potenziell besiedelter Fischregionen), Varianz (Berechnung der Varianz des Fischregionsindex siehe Text); Reproduktion: Klassifizierung nach Balon (1975), ergänzt; Ernährungstyp (siehe Text); Migration (siehe Text); Rheophilie nach Schiemer & Waidbacher (1992), adaptiert; Habitatklassifizierung nach Zauner & Eberstaller (1999); Gefährdung nach Spindler et al. (1997), adaptiert, IUCN-Klassifizierung, Natura-2000-Schutzgebiete-Arten.

Wissenschaftlicher Name	Trivialname			
	Familie Art	Abkürzung	Deutsch	Synonyme Englisch
Petromyzontidae				
Eudontomyzon mariae, BERG	Eu-ma	Ukrainisches Bachneunauge	Donaubachneunauge	Ukrainian brook lamprey
Lampetra planeri, BLOCH	La-pl	Bachneunauge		European brook lamprey
Acipenseridae				
Acipenser güldenstädti, BRAND	Ac-gü	Waxdick		Russian sturgeon
Acipenser nudiventris, LOVETSKI	Ac-nu	Glatttick		Ship sturgeon
Acipenser ruthenus, L.	Ac-ru	Sterlet		Sterlet
Acipenser stellatus, PALLAS	Ac-st	Sternhausen	Scherg	Stellate sturgeon
Huso huso, L.	Hu-hs	Hausen	Beluga	Great sturgeon
Anguillidae				
Anguilla anguilla, L.	An-an	Aal		European eel
Salmonidae				
Hucho hucho, L.	Hu-hu	Huchen	Donaulachs	Danube salmon
Salmo trutta, L.	Sa-tr	Bachforelle		brown trout
Thymallinae				
Thymallus thymallus, L.	Th-th	Äsche	Europäische Äsche	European grayling
Esocidae				
Esox lucius, L.	Es-lu	Hecht		Northern pike
Umbriidae				
Umbra krameri, WAL.	Um-kr	Hundsfisch		European mudminnow
Cyprinidae				
Abramis ballerus, L.	Ab-ba	Zope		blue bream
Abramis bjoerkna, L.	Ab-bj	Güster		white bream
Abramis brama, L.	Ab-br	Brachse		common bream
Abramis sapa, PALLAS	Ab-sa	Zobel		zobel
Alburnoides bipunctatus, BLOCH	Al-bi	Schneider		spirlin

Wissenschaftlicher Name	Trivialname			
	Familie Art	Abkürzung	Deutsch	Synonyme Englisch
Alburnus alburnus, L.	Al-al	Laube		bleak
Aspius aspius, L.	As-as	Schied	Rapfen	asp
Barbus barbus, L.	Ba-ba	Barbe		barbel
Barbus peloponnesius, VALENCIENNES.	Ba-pe	Semling	Nudelbarbe, Hundsbarbe	Balkanian barbel
Carassius carassius, L.	Ca-ca	Karause		Crucian carp
Carassius auratus gibelio, BLOCH	Ca-gi	Giebel	Silberkarause	Prussian carp
Chondrostoma nasus, L.	Ch-na	Nase		nase
Cyprinus carpio, L.	Cy-ca	Wildkarpfen		common carp
Gobio albipinnatus, LUKASCH	Go-al	Weißflossengründling		whitefin gudgeon
Gobio gobio, L.	Go-go	Gründling	Gresling	gudgeon
Gobio kessleri, DYBOFSKI	Go-ke	Kessler-Gründling		Kessler's gudgeon
Gobio uranoscopus, AGASSIZ	Go-ur	Steingreßling		Danube gudgeon
Leuciscus delineatus, HECKEL	Le-de	Moderlieschen		belica
Leuciscus cephalus, L.	Le-ce	Aitel	Döbel	European chub
Leuciscus idus, L.	Le-id	Nerfling	Aland, Orfe	ide
Leuciscus leuciscus, L.	Le-le	Hasel		Eurasian dace
Leuciscus souffia agassizi, CUVIER & VALENCIENNES	Le-so	Strömer	soufie, vairone	
Pelecus cultratus, L.	Pe-cu	Sichling	Ziege	chekhon
Phoxinus phoxinus, L.	Ph-ph	Elritze	Pfrille	Eurasian minnow
Rhodeus amarus, L.	Rh-am	Bitterling		bitterling
Rutilus frisii meidingeri, HECKEL	Ru-fr	Perlfisch		
Rutilus pigus virgo, HECKEL	Ru-pi	Frauennerfling		Danube roach
Rutilus rutilus, L.	Ru-ru	Rotauge		roach
Scardinius erythrophthalmus, L.	Sc-er	Rotfeder		rudd
Tinca tinca, L.	Ti-ti	Schleie		tench
Vimba vimba, L.	Vi-vi	Rußnase	Zährte, Blaunase	vimba
Balitoridae				
Barbatula barbatula, L.	Ba-br	Schmerle	Bartgrundel	stone loach
Cobitidae				
Sabanejewia balcanica, KARAMAN	Co-au	Goldsteinbeißer		goldside loach
Cobitis taenia, L.	Co-ta	Steinbeißer		spined loach
Misgurnus fossilis, L.	Mi-fo	Schlammpeitzger		weatherfish
Siluridae				
Silurus glanis, L.	Si-gl	Wels	Waller	wels
Gadidae				
Lota lota, L.	Lo-lo	Aalrutte	Trüsche	burbot
Percidae				
Gymnocephalus baloni, HOLCIK et HENSEL	Gy-ba	Donaukaulbarsch		Balon's ruffe
Gymnocephalus cernuus, L.	Gy-ce	Kaulbarsch		ruffe
Gymnocephalus schraetser, L.	Gy-sc	Schrätzer		striped ruffe
Perca fluviatilis, L.	Pe-fl	Flussbarsch	Barsch	Eurasian perch
Sander lucioperca, L.	Sa-lu	Zander	Schill, Fogosch	zander
Sander volgensis, GMELIN	Sa-vo	Wolgazander		Voga pikeperch
Zingel streber, SIEBOLD	Zi-st	Streber		Danube streber
Zingel zingel, L.	Zi-zi	Zingel		zingel
Cottidae				
Cottus gobio, L.	Co-go	Koppe	Groppe, Mühlkoppe	bullhead
Gobiidae				
Proterorhinus marmoratus, PALLAS	Pr-ma	Marmorierte Grundel	Marmorgrundel	tubenose goby
Neogobius kessleri, GÜNTHER	Ne-ke	Kessler Grundel		bighead goby

Tab. 5.2 Wesentliche Charakteristika heimischer Flussfischarten (Fortsetzung)

Familie Art	Zoogeographie	Ökoregion nach Illies (1978)			Lebens- raum Typ
		Alpen	Zentrales Mittelgebirge	Ungarische Tiefebene	
Petromyzontidae					
Ukrainisches Bachneunauge	ponto-kaspisch	x		x	Fluss
Bachneunauge	nordisch		x		Fluss
Acipenseridae					
Waxdick	ponto-kaspisch		x	x	Fluss
Glatt dick	ponto-kaspisch		x	x	Fluss
Sterlet	euro-sibirisch		x	x	Fluss
Sternhausen	ponto-kaspisch		x	x	Fluss
Hausen	ponto-kaspisch		x	x	Fluss
Anguillidae					
Aal	europäisch		x		Fluss/See
Salmonidae					
Huchen	Donaukomplex	x	x	x	Fluss
Bachforelle	nordisch	x	x		Fluss
Thymallinae					
Äsche	europäisch	x	x	x	Fluss
Esocidae					
Hecht	holarktisch	x	x	x	Fluss/See
Umbridae					
Hundsfisch	Donaukomplex			x	Fluss
Cyprinidae					
Zope	europäisch		x	x	Fluss
Brachse	europäisch		x	x	Fluss/See
Zobel	ponto-kaspisch		x	x	Fluss
Schneider	europäisch		x	x	Fluss
Laube	europäisch		x	x	Fluss/See
Schied	europäisch		x	x	Fluss
Barbe	europäisch		x	x	Fluss
Semling	Donaukomplex		x		Fluss
Güster	europäisch		x	x	Fluss
Karausche	euro-sibirisch		x	x	Fluss/See
Giebel	paläarktisch		x	x	Fluss
Nase	europäisch		x	x	Fluss
Wildkarpfen	paläarktisch		x	x	Fluss/See
Weißflossengründling	ponto-kaspisch		x		Fluss
Gründling	paläarktisch	x	x	x	Fluss
Kessler-Gründling	Donaukomplex		x	x	Fluss
Steingreßling	Donaukomplex		x		Fluss
Moderlieschen	europäisch		x	x	Fluss
Aitel	europäisch	x	x	x	Fluss/See
Nerfling	euro-sibirisch		x	x	Fluss
Hasel	euro-sibirisch		x	x	Fluss
Strömer	Donaukomplex	x	x	x	Fluss
Sichling	europäisch		x	x	Fluss/See
Elritze	paläarktisch	x	x	x	Fluss
Bitterling	paläarktisch		x	x	Fluss/See
Perlfisch	ponto-kaspisch	x		x	Fluss/See
Frauennerfling	ponto-kaspisch			x	Fluss
Rotauge	euro-sibirisch		x	x	Fluss/See
Rotfeder	europäisch		x	x	Fluss/See
Schleie	euro-sibirisch		x	x	Fluss/See
Rußnase	europäisch		x	x	Fluss/See

Familie Art	Zoogeographie	Ökoregion nach Illies (1978)			Lebens- raum Typ
		Banarescu (1990 und 1992)	Alpen	Zentrales Mittelgebirge	
Balitoridae					
Schmerle	euro-sibirisch		x	x	Fluss
Cobitidae					
Goldsteinbeißer	ponto-kaspisch			x	Fluss
Steinbeißer	ponto-kaspisch	x	x	x	Fluss
Schlammpeitzger	europäisch		x	x	Fluss
Siluridae					
Wels	europäisch		x	x	Fluss/See
Gadidae					
Aalrutte	holarktisch	x	x	x	Fluss/See
Percidae					
Donaukaulbarsch	Donaukomplex			x	Fluss
Kaulbarsch	euro-sibirisch		x	x	Fluss
Schrätzer	Donaukomplex			x	Fluss
Flussbarsch	euro-sibirisch		x	x	Fluss/See
Zander	europäisch		x	x	Fluss/See
Wolgazander	ponto-kaspisch			x	Fluss
Streber	Donaukomplex			x	Fluss
Zingel	Donaukomplex			x	Fluss
Cottidae					
Koppe	europäisch	x	x	x	Fluss
Gobiidae					
Marmorierte Grundel	ponto-kaspisch			x	Fluss
Kessler Grundel	ponto-kaspisch			x	Fluss

Familie Art	Temperatur- präferenz	Fischregion							
		Epi- rithral	Meta- rithral	Hypo- rithral	Epi- potamal	Meta- potamal	Index	Breite	Varianz
Petromyzontidae									
Ukr. Bachneunauge	oligo-stenotherm		2	5	3		5,1	3	0,54
Bachneunauge	oligo-stenotherm		5	5			4,5	2	0,28
Acipenseridae									
Waxdick	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Glatt dick	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Sterlet	meso-eurytherm				4	6	6,6	2	0,27
Sternhausen	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Hausen	meso-eurytherm				6	4	6,4	2	0,27
Anguillidae									
Aal		1	1	2	3	3	5,6	5	1,82
Salmonidae									
Huchen	oligo-stenotherm			3	7		5,7	2	0,23
Bachforelle	oligo-stenotherm	4	4	2			3,8	3	0,62
Thymallinae									
Äsche	oligo-stenotherm		2	6	2		5,0	3	0,44
Esocidae									
Hecht	meso-eurytherm			2	4	4	6,2	3	0,62
Umbridae									
Hundsfisch	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28

Familie Art	Temperatur Temperatur- präferenz	Fischregion							
		Epi- rhithral	Meta- rhithral	Hypo- rhithral	Epi- potamal	Meta- potamal	Index	Breite	Varianz
Cyprinidae									
Zope	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Brachse	meso-eurytherm			1	4	5	6,4	3	0,49
Zobel	meso-eurytherm				4	6	6,6	2	0,27
Schneider	meso-eurytherm			4	6		5,6	2	0,27
Taube	meso-eurytherm			1	4	5	6,4	3	0,49
Schied	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Barbe	meso-eurytherm			1	6	3	6,2	3	0,40
Semling	meso-eurytherm			3	4	3	6,0	3	0,67
Güster	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Karausche	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Giebel	meso-eurytherm				6	4	6,4	2	0,27
Nase	meso-eurytherm			2	7	1	5,9	3	0,32
Wildkarpfen	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Weißflossegründling	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Gründling	meso-eurytherm			3	4	3	6,0	3	0,67
Kessler-Gründling	meso-eurytherm			1	5	4	6,3	3	0,46
Steingreßling	meso-eurytherm			2	6	2	6,0	3	0,44
Moderlieschen	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Aitel	meso-eurytherm			3	4	3	6,0	3	0,67
Nerfling	meso-eurytherm				6	4	6,4	2	0,27
Hasel	meso-eurytherm			1	5	4	6,3	3	0,46
Strömer	oligo-stenotherm			6	4		5,4	2	0,27
Sichling	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Elritze	oligo-stenotherm		2	6	2		5,0	3	0,44
Bitterling	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Perlfisch	meso-eurytherm				10		6,0	1	0,00
Frauennerfling	meso-eurytherm				10		6,0	1	0,00
Rotaugen	meso-eurytherm			1	4	5	6,4	3	0,49
Rotfeder	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Schleie	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Rußnase	meso-eurytherm				6	4	6,4	2	0,27
Balitoridae									
Schmerle	meso-eurytherm		1	3	6		5,5	3	0,50
Cobitidae									
Goldsteinbeißer	meso-eurytherm				7	3	6,3	2	0,23
Steinbeißer	meso-eurytherm				7	3	6,3	2	0,23
Schlammpeitzger	meso-eurytherm				5	5	6,5	2	0,28
Siluridae									
Wels	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Gadidae									
Aalrutte	oligo-stenotherm		2	3	4	1	5,4	4	0,93
Percidae									
Donaukaulbarsch	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Kaulbarsch	meso-eurytherm				2	8	6,8	2	0,18
Schrätzer	meso-eurytherm				7	3	6,3	2	0,23
Flussbarsch	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Zander	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Wolgazander	meso-eurytherm				2	8	6,8	2	0,18
Streber	meso-eurytherm			1	8	1	6,0	3	0,22
Zingel	meso-eurytherm				7	3	6,3	2	0,23
Cottidae									
Koppe	oligo-stenotherm		4	3	2	1	4,0	4	1,11
Gobiidae									
Marmorierte Grundel	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23
Kessler Grundel	meso-eurytherm				3	7	6,7	2	0,23

Tab. 5.2 Wesentliche Charakteristika heimischer Flussfischarten (Fortsetzung)

Familie Art	Reproduktion (nach Balon (1975); ergänzt)			Ernäh- rung	Migration	
	Substrat	Lage	Brutpflege		Typ	Distanz
Petromyzon- tidae						
Ukrainisches Bachneunauge	lithophil	Oberfläche	unbewacht	filtrierend	potamodrom	mittel
Bachneunauge	lithophil	Oberfläche	unbewacht	filtrierend	potamodrom	mittel
Acipenseridae						
Waxdick	litho/ pelagophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	mittel
Glatttick	litho/ pelagophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	mittel
Sterlet	litho/ pelagophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	mittel
Sternhausen	litho/ pelagophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	anadrom	lang
Hausen	litho/ pelagophil	Oberfläche	unbewacht	piscivor	anadrom	lang
Anguillidae						
Aal	pelagophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	katadrom	lang
Salmonidae						
Huchen	lithophil	Brutverstecker	unbewacht	piscivor	potamodrom	mittel
Bachforelle	lithophil	Brutverstecker	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Thymallinae						
Äsche	lithophil	Brutverstecker	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Esocidae						
Hecht	phytophil	Oberfläche	unbewacht	piscivor	potamodrom	kurz
Umbridae						
Hundsfisch	phytophil	Substratwahl	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Cyprinidae						
Zope	lithophil	Oberfläche	unbewacht	planktivor	potamodrom	kurz
Brachse	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	mittel
Zobel	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Schneider	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Laube	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Schied	lithophil	Oberfläche	unbewacht	piscivor	potamodrom	mittel
Barbe	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	mittel
Semling	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Güster	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Karausche	phytophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Giebel	phytophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Nase	lithophil	Oberfläche	unbewacht	herbivor	potamodrom	mittel
Wildkarpfen	phytophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Weißflossen- gründling	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Gründling	psammophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Kessler- Gründling	lithophil	Substratwahl	bewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Steingreßling	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Moderlieschen	phytophil	Substratwahl	bewacht	euryphag	potamodrom	kurz

Tab. 5.2 Wesentliche Charakteristika heimischer Flussfischarten (Fortsetzung)

Familie Art	Reproduktion (nach Balon (1975); ergänzt)			Ernäh- rung	Migration	
	Substrat	Lage	Brutpflege		Ernäh- rungstyp	Typ
Aitel	lithophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Nerfling	lithophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	mittel
Hasel	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Strömer	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Sichling	pelagophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	mittel
Elritze	lithophil	Brutverstecker	bewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Bitterling	ostracophil	Brutverstecker	unbewacht	herbivor	potamodrom	kurz
Perlfisch	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Frauennerfling	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Rotauge	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Rotfeder	phytophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Schleie	phytophil	Oberfläche	unbewacht	euryphag	potamodrom	kurz
Rußnase	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Balitoridae						
Schmerle	psammophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Cobitidae						
Goldstein- beißer	phytophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Steinbeißer	phytophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Schlamm- peitzger	phytophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Siluridae						
Wels	phytophil	Substratwahl	unbewacht	piscivor	potamodrom	kurz
Gadidae						
Aalrutte	litho/ pelagophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	mittel
Percidae						
Donaukaul- barsch	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Kaulbarsch	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Schrätzer	lithophil	Oberfläche	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Flussbarsch	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	piscivor	potamodrom	kurz
Zander	phytophil	Nest	bewacht	piscivor	potamodrom	kurz
Wolgazander	phyto/ lithophil	Oberfläche	unbewacht	piscivor	potamodrom	kurz
Streber	lithophil	Brutverstecker	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Zingel	lithophil	Brutverstecker	unbewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Cottidae						
Koppe	speleophil	Nest	bewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Gobiidae						
Marmorierte Grundel	speleophil	Nest	bewacht	benthivor	potamodrom	kurz
Kessler Grundel	speleophil	Nest	bewacht	benthivor	potamodrom	kurz

Tab. 5.2 Wesentliche Charakteristika heimischer Flussfischarten (Fortsetzung)

Familie Art	Rheophilie	Generelle Strömungs- präferenz	Fließgeschwindig- keitsbedingungen am Laichhabitat	Strukturbezug
Petromyzontidae				
Ukrainisches Bachneunauge	rheophil A			
Bachneunauge	rheophil A			
Acipenseridae				
Waxdick	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Glatttick	rheophil A	oligorheophil	rheopar	gering
Sterlet	rheophil A	oligorheophil	rheopar	gering
Sternhausen	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Hausen	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Anguillidae				
Aal	eurytop	indifferent	euryopar	hoch
Salmonidae				
Huchen	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Bachforelle	rheophil A	rheophil	rheopar	hoch
Thymallinae				
Äsche	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Esocidae				
Hecht	eurytop	indifferent	limnepar	hoch
Umbridae				
Hundsfisch	stagnophil	limnophil	limnepar	hoch
Cyprinidae				
Zope	rheophil B	indifferent	rheopar	ohne
Brachse	eurytop	indifferent	euryopar	ohne
Zobel	rheophil A	oligorheophil	rheopar	ohne
Schneider	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Laube	eurytop	indifferent	euryopar	ohne
Schied	rheophil A	indifferent	rheopar	ohne
Barbe	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Semling	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Güster	eurytop	indifferent	euryopar	gering
Karause	stagnophil	limnophil	limnepar	gering
Giebel	eurytop	indifferent	limnepar	gering
Nase	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Wildkarpfen	eurytop	indifferent	limnepar	gering
Weißflossengründling	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Gründling	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Kessler-Gründling	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Steingreßling	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Moderlieschen	limnophil	limnophil	limnepar	gering
Aitel	eurytop	indifferent	euryopar	hoch
Nerfling	rheophil A	indifferent	euryopar	gering
Hasel	rheophil A	indifferent	rheopar	gering
Strömer	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Sichling	eurytop	indifferent	limnepar	ohne
Elritze	eurytop	indifferent	euryopar	gering
Bitterling	stagnophil	limnophil	limnepar	gering
Perlfisch	rheophil B			
Frauennerfling	rheophil A	rheophil	rheopar	gering
Rotauge	eurytop	indifferent	euryopar	ohne
Rotfeder	stagnophil	limnophil	limnepar	gering
Schleie	stagnophil	limnophil	limnepar	hoch

Die in Tab. 5.2 dokumentierte Fischartenliste setzt sich aus Vertretern von 15 Familien zusammen. Die artenreichste Familie ist jene der Cyprinidae (31 Arten), gefolgt von Percidae (8 Arten), Acipenseridae (5 Arten) und Cobitidae (3 Arten). Bei den Familien Petromyzontidae, Salmonidae und Gobiidae kommen jeweils 2 Arten und bei Thymallinae (Unterfamilie), Esocidae, Cottidae, Anguillidae, Umbridae, Gadidae, Balitoridae und Siluridae jeweils nur eine Art vor.

Die Flussfischfauna setzt sich zoogeographisch aus 18 europäischen und 14 ponto-kaspischen Arten sowie 10 donaukomplex-spezifischen, 9 euro-sibirischen, 5 paläarktischen, 2 nordischen und 2 holarktischen Arten zusammen. 14 Arten werden der Ökoregion Alpen, 45 dem Zentralen Mittelgebirge und 57 der Ungarischen Tiefebene zugeordnet.

Die Fischfauna untergliedert sich in 45 Arten mit kurzen, 13 mit mittleren und 2 mit langen Laichwanderungen.

Während dem Epirhithral lediglich 2 und dem Metarhithral 7 heimische Fischarten zugeordnet werden, steigt die Fischartenzahl im Hyporhithral bereits auf 24 und erreicht ihr Maximum mit 58 Arten im Epipotamal. Im Metapotamal geht die Artenzahl mit 48 Spezies wieder etwas zurück.

33 Arten der heimischen Flussfischfauna ernähren sich überwiegend benthivore, 15 sind überwiegend euryphag. Weiters kommen noch 7 piscivore, 2 herbivore, 2 filtrierende Arten sowie eine planktivore Spezies hinzu.

Fast die Hälfte der Arten sind hinsichtlich des Laichsubstrates als lithophil ($n = 25$) eingestuft. Phytophile ($n = 13$) und Phytolithophile ($n = 9$) machen gemeinsam einen ähnlich hohen Anteil aus. Hinzu kommen noch Lithopelagische ($n = 6$), Speleophile ($n = 3$), Psammophile ($n = 2$), sowie Ostracophile ($n = 1$) und Pelagophile ($n = 1$).

32 Arten sind als rheophil A, 18 als eurytop, 7 als stagnophil und lediglich 3 als rheophil B zu charakterisieren.

Die in Tabelle 5.2 dargestellten Charakteristika spiegeln deutlich die Vielfalt der alpin geprägten mitteleuropäischen Fischfauna wider. Jede Art zeichnet sich durch individuelle Ansprüche bzw. Merkmale aus, doch sind auch gewisse Gemeinsamkeiten bestimmter Arten zu erkennen. Mittels Clusteranalyse lassen sich jene Arten zusammenfassen, die einander anhand definierter Kriterien am ähnlichsten sind. Ausgehend von der in Kapitel 5.1 dargestellten, hierarchischen räumlichen Organisation werden für die hier durchgeführte Klassifizierung folgende Kriterien verwendet. Die Ökoregionen nach Illies (1978) spiegeln die großräumige Verteilung der Fischfauna wider. Es wird hier nicht die ichthyographische Verbreitung nach Banarescu (1990 und 1992) verwendet, sondern die Ökoregionen nach Illies (1978), die stärker die effektive Verbreitung in Mitteleuropa berücksichtigen. Mit dem Kriterium *Fischregion* fließt die longitudinale Gliederung von Fließgewässern in die Klassifizierung ein. Die Kriterien *Rheophilie* und *Temperaturgilde* beschreiben wesentliche generelle Habitatpräferenzen. Mit dem Kriterium *Reproduktionsgilde* werden Lebensraumsprüche der kritischen Reproduktionsphase erfasst. Die hier vorgenommene Klassifizierung basiert daher auf Kriterien, die verschiedenen hierarchischen Ebenen bzw. Maßstabebenen zuzuordnen sind.

Das Ergebnis der Clusteranalyse (Abb. 5.6) liefert zwei stark voneinander getrennte Gruppen innerhalb der Flussfischfauna: Die Rhithral- und die Potamalfauna.

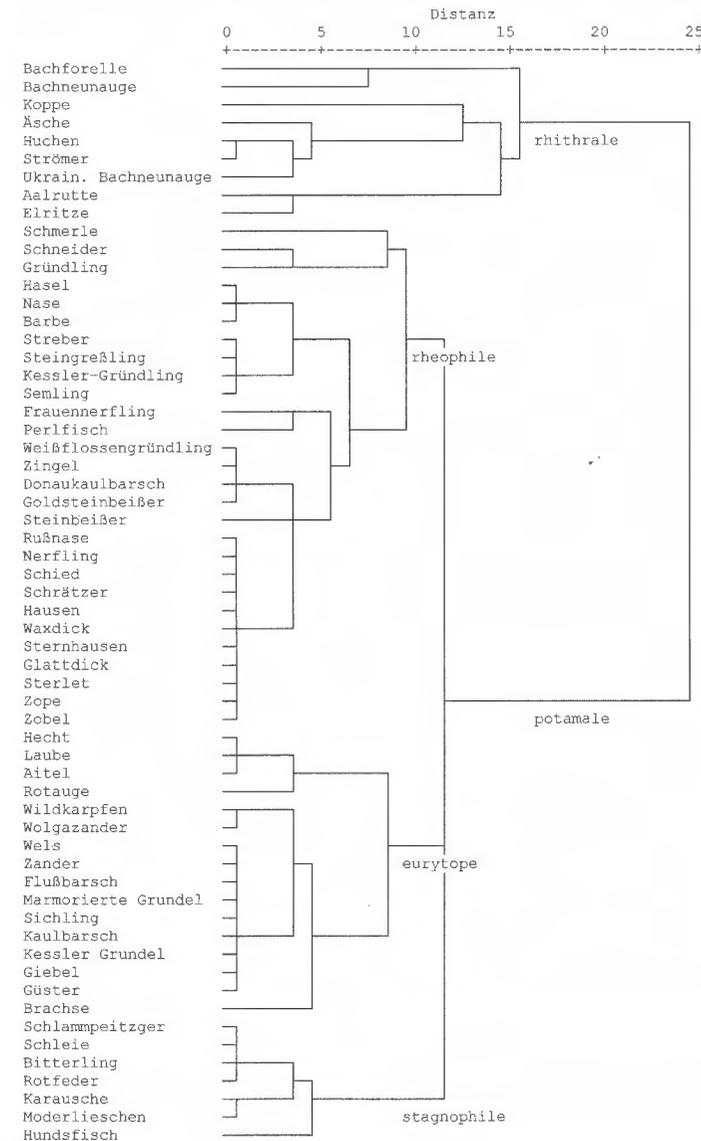


Abb. 5.6 Klassifizierung heimischer Fischarten mittels Clusteranalyse hinsichtlich der Kriterien Ökoregion, Fischregion, Strömungs- und Temperaturpräferenz sowie Reproduktionsstrategie (vgl. Text).

Die Rhithralfauna unterteilt sich in Epi- bis Metarhithral- und Hyporhithralarten. Die Koppe setzt sich als speleophile Art etwas von den beiden Arten Bachforelle und Bachneunauge ab. Innerhalb der Hyporhithralfauna sind einander Huchen und Strömer am ähnlichsten, in weiterer Folge kommen Äsche, Ukrainisches Bachneunauge und als weitere Gruppe Aalrutte und Elritze hinzu.

Innerhalb der Potamalfauna sind drei deutlich voneinander getrennte Gruppen, rheophile, stagnophile und eurytope Arten, erkennbar, wobei letztgenannte den stagnophilen Arten ähnlicher sind als den rheophilen.

-Unter den rheophilen Potamalarten heben sich die lithophilen Arten deutlich von den restlichen ab. Innerhalb der lithophilen Gruppe sind die Arten Nase, Barbe, Semling und Schneider, die alle bis ins Hyporhithral vorkommen, in einem Cluster zusammengefasst. Der Schneider hebt sich von den restlichen Arten etwas ab, da sich sein Vorkommen nicht bis ins Metapotamal erstreckt. Weitere Gruppen innerhalb der Lithophilen bilden Arten mit starkem Donaubezug (Weißflossengründling, Zingel, Kessler-Gründling, Steingreßling, Streber sowie Frauennerfling und Perlfisch) und „weiter verbreitete“ Arten (Zobel, Zope, Nerfling, Rußnase und Schied). Neben den Lithophilen bilden die litho/pelagophilen Acipenseriden und die drei bis ins Hyporhithral vorkommenden Kleinfischarten Gründling (psammophil), Schmerle (psammophil) und Hasel (phyto-/lithophil) eine Gruppe.

Die eurytopen Arten teilen sich in eine kleine Gruppe von Donauarten (Kessler Grundel, Marmorierte Grundel), eine weitere kleine Gruppe von bis ins Hyporhithral vorkommenden Arten (Hecht, Laube) und eine große Gruppe der restlichen eurytopen Arten. Innerhalb dieses Clusters sind zwei Gruppen, Phytophile (Karpfen, Zander, Giebel und Wels) und Phyto- / Lithophile (Laube, Rotauge, Güster, Brachse, Flussbarsch, Kaulbarsch) erkennbar.

Der Cluster stagnophiler Arten setzt sich aus den phytophilien Arten Schlammpeitzger, Schleie, Karausche, Moderlieschen und Rotfeder sowie dem der Ökoregion „Ungarische Tiefebene“ zugeordneten Hundsfisch und dem ostracophilen Bitterling zusammen.

5.2.3 Fischfauna des Rhithrals

Beispielgebend für die Fischfauna des Rhithrals wird im Rahmen dieses Kapitels die Ökologie der Bachforelle umfassend beschrieben. Viele Phänomene und ökologische Anforderungen der Bachforelle sind in ihrem grundsätzlichen Charakter auf andere Rhithralarten übertragbar. Anhand der etwas kürzeren Beschreibungen der Ökologie weiterer Schlüsselarten (Äsche und Huchen) werden freilich auch Unterschiede zwischen den Arten ersichtlich.

5.2.3.1 Bachforelle

Allgemeines

Aufgrund der Ausbildung unterschiedlicher Formen und der ausgeprägten Fähigkeit zur lokalen Anpassung wird die Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*, L.) als sehr plastische bzw. polytypische Art bezeichnet. Sie zeigt eine hohe Variabilität hinsichtlich Morphologie, Wachstum, Verhalten und somit auch Habitatbindung.

Die Bachforelle ist die dominierende und namensgebende Fischart des Epi- und Metarhithrals (Obere und Untere Bachforellenregion). Sie zeichnet sich einerseits durch hohe Ansprüche z. B. hinsichtlich des Sauerstoffbedarfes aus, ist jedoch andererseits auch sehr anpassungsfähig. Die Bachforelle bewohnt eine Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen. Ihr Vorkommen reicht von Gebirgsbächen bis hin zu großen Flüssen (z. B. Rhein, Donau), von Gebirgsseen (z. B. Anraser See, 2500 m ü. A., Osttirol) bis zu Seen in mittlerer Höhenlage (z. B. Salzkammergutseen). Limitierende Faktoren hinsichtlich der Verbreitung sind im Unterlauf v. a. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt sowie Reproduktionsmöglichkeiten bzw. im Oberlauf Gewässerdimension und Wassertemperatur. In alpinen Seen mit entsprechendem Nahrungsangebot tritt die großwüchsige Variation der Bachforelle, die Seeforelle *Salmo trutta forma lacustris*, auf. Eine weitere Variation ist die anadrome Meerforelle, *Salmo trutta trutta*, die jedoch im Donaeinzugsgebiet fehlt.

Die Ansprüche und Toleranzen einzelner Stadien im Lebenszyklus der Bachforelle sind sehr unterschiedlich. Die Optimaltemperatur für adulte Bachforellen liegt zwischen 7 und 19 °C. Höhere Temperaturen bis < 25 °C werden toleriert, es erfolgt jedoch dabei zunehmende Einschränkung der Nahrungsaufnahme. Das obere Temperaturlimit (Letaltemperatur) variiert je nach Sauerstoffgehalt und vorangegangener Akklimatisierungstemperatur bzw. -zeit zwischen 25 und 30 °C. Die Reproduktion erfolgt unter 12 °C (Frost & Brown 1967; Mills 1971; Elliott 1994). Das obere Limit für die Eientwicklung liegt bei 11 °C, das untere im Bereich zwischen < 0–1,4 °C. Hohe Überlebensraten der Eier und Embryonen sind im Temperaturbereich von 1,4 bis 9 °C zu erwarten (Jungwirth & Winkler 1984; Humpesch 1985; Crisp 1989; vgl. Abb. 3.1).

Minimumwerte der Sauerstoffkonzentration liegen bei etwa 5,0–5,5 mg/l, wobei Larvenstadien höhere Ansprüche besitzen (7–10 mg/l bei 10–17 °C, Davis 1975, Elliott 1994). Eier und frühe Larvenstadien (vor Ausdifferenzierung der Kiemen) sind bezüglich des O₂-Gehaltes besonders sensibel, da sie noch nicht über die Möglichkeit aktiver Atmung verfügen. Bezüglich des pH-Wertes wird ein Bereich von 5,0–9,5 (Mills 1971) angegeben. Bei einem pH von 3,5 sterben die Bachforelleneier nach 10 Tagen ab (Carrick 1979). pH-Werte von < 7 sind schädlich für die Spermien und daher für die Reproduktion ungeeignet (Gillet & Roubaud 1986).

Nahrung

Wichtigste Nahrungsgrundlage für Bachforellen ist das Makrozoobenthos (benthische Evertetraten, vgl. Kap. 4.3.2), daneben sind Anflug (terrestrische Evertete-

braten) und Beutefische von Bedeutung. Die räumlich / zeitliche Variabilität der Nahrungsverfügbarkeit ist in Salmonidengewässern sehr hoch. Die Anteile unterschiedlicher Nahrungskomponenten schwanken daher sehr stark in Abhängigkeit von Gewässertyp und Jahreszeit sowie individueller Spezialisierung. So können sich innerhalb einer Population die meisten Individuen benthivor und nur einige wenige Fische piscivor ernähren, wobei letztere rascher wachsen und ein wesentlich höheres Endgewicht erreichen.

Die Reaktionsdistanz nimmt mit der Größe der Fische und der Beuteorganismen zu und hängt von der Sichtigkeit (Lichtintensität, Trübe) ab. Die Größe der Beute ist generell proportional zur Größe des Räubers. Auslöser für die Aufnahme der Nahrung können optische, olfaktorische (Geruch) oder gustatorische (Geschmack) Reize sein.

Wachstum

Wachstum und Endlängen der Bachforelle sind je nach Gewässertyp sehr unterschiedlich. Während in kleinen hochalpinen Bächen aufgrund der geringen Produktivität oft 20 cm Körperlänge nicht überschritten wird, erreichen Bachforellen in mittleren Lagen eine Länge von 50 cm und mehr.

Das Wachstum der Bachforelle wird, wie oben beschrieben, v. a. durch den Faktor Wassertemperatur bestimmt. Elliott (1976) und Elliott et al. (1995) erstellen ein Wachstumsmodell, nach dem das maximale Wachstum bei 13,1 °C liegt. Das Wachstum steigt daher auch in der Regel mit abnehmender Seehöhe. Während Bachforellen in Oberläufen oft nicht einmal 20 cm Länge erreichen, wird diese Länge in Unterläufen meist schon im 2. Lebensjahr (Ende 2. Winter) überschritten. Das Längenwachstum lässt sich daher aufgrund der starken Temperaturabhängigkeit schon allein anhand der Seehöhe relativ genau vorhersagen. Abb. 5.7. zeigt den Zusammenhang zwischen Seehöhe und mittlerer Bachforelllänge nach dem 1. Winter von 21 untersuchten Gewässerabschnitten verschiedener Gewässertypen. Insbesondere in Seeausrinnen wachsen Bachforellen aufgrund der hohen sommerlichen Temperaturen häufig überaus rasch (Abb. 5.8). Extreme Längen von bis zu 100 cm und mehr erzielen aufgrund überwiegend piscivorer Ernährungsweise Seeforellen und sogenannten „Flussforellen“. Das Adultstadium (Geschlechtsreife) wird in der Regel Ende des 2. (Milchner) bzw. des 3. Jahres (Rogner) erreicht. Natürlich hängt das Wachstum neben der Temperatur auch von anderen Faktoren ab. So zeigen Hinz & Wiley (1997), dass neben dem Zusammenhang zwischen Wachstum juveniler Bachforellen und mittlerer Julitemperatur in Fließgewässern Michigans, USA, die Wachstumsrate auch mit zunehmender Dichte juveniler Bachforellen abnimmt.

Bioenergetische Modelle verdeutlichen, dass das Wachstum driftfressender Bachforellen neben der Temperatur durch die Dichte der Invertebratendrift und die Größe der Beutetiere bestimmt wird (Hayes et al. 2000). Ab der Geschlechtsreife kommen zusätzliche Energiekosten für die Entwicklung der Gonaden hinzu (bis zu 20 % der jährlichen Energieaufnahme). Zudem steigen mit zunehmender Fischgröße die Energiekosten für die Nahrungsaufnahme (von 0,03 % bei

1-jährigen auf 3,7 % bei 8-jährigen Fischen). Größere Bachforellen müssen bei gleicher Nahrung (Partikelgröße, Nährwert) länger fressen, um den selben Sättigungsgrad wie kleinere Fische zu erzielen. Daher steigen die Energiekosten der Nahrungsaufnahme mit zunehmender Fischgröße beträchtlich.

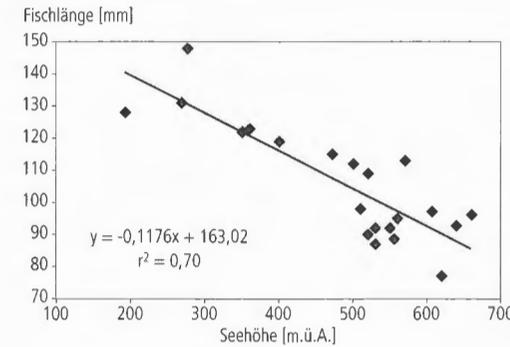


Abb. 5.7 Zusammenhang zwischen Seehöhe und mittlerer Bachforelllänge nach dem 1. Winter von 21 Gewässerabschnitten verschiedener Gewässertypen ($p < 0,001$) (eigene Daten).

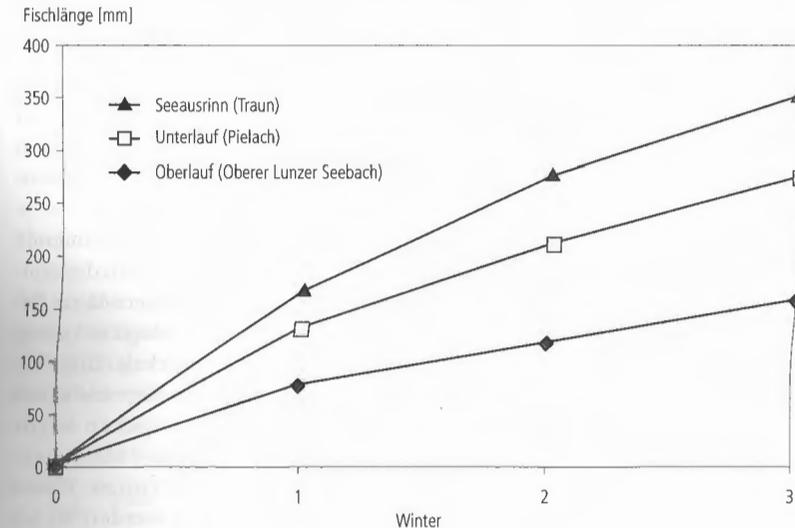


Abb. 5.8 Vergleich des Längenwachstums der Bachforellen innerhalb der ersten drei Jahre (bis Ende des 3. Winters) in verschiedenen Gewässertypen (eigene Daten).

Habitatennischung

Hutchinson's Konzept der „Multidimensionalen Nische“ (Hutchinson 1957) geht davon aus, dass die Lebensfähigkeit von Organismen durch ein Set gradueller Einflussfaktoren bestimmt wird. Die Summe aller Umweltfaktoren sowie deren komplexe Wechselwirkungen bestimmen letztendlich die Lebensfähigkeit einer Art. Die Achsen können bionomische Faktoren sein, worunter meist kompetitive Ressourcen wie Nahrung oder Raum verstanden werden, oder chemisch / physikalische Faktoren mit bestimmten Toleranzlimits wie Temperatur, Fließgeschwindigkeit etc. (Hutchinson 1978). Jeder dieser Faktoren weist für sich bestimmte Optimal-, Toleranz- und Letalbereiche auf. Dieses Modell wurde insofern weiterentwickelt, als nicht jede Population die gesamte verfügbare Nische („Fundamentale Nische“) ausnutzt, sondern in der Regel nur ein Teil davon in Anspruch genommen wird bzw. verfügbar ist („Realisierte Nische“). So wird in der Regel bei Abwesenheit eines Konkurrenten eine wesentlich größere Bandbreite der Ressource genutzt als unter Konkurrenzbedingungen.

Habitatselektion wird generell und somit auch bei der Bachforelle als ein Resultat der Abwägung zwischen potenzieller Energieaufnahme und Risiko (gewöhnlich als Risiko durch Prädation verstanden) gesehen. Die räumlich / zeitliche Variabilität dieser beiden Faktoren bedingt die Variation hinsichtlich Überleben, Wachstum und Vermehrung. Bei der Konkurrenz um Nahrung und Raum besteht Wechselwirkung. Besonders günstige Standorte für driftfressende Bachforellen stellen jene Bereiche dar, die geringe Strömungsgeschwindigkeiten aufweisen und dadurch geringen Energieverbrauch bedingen, sich zugleich aber in der Nähe höherer Strömung mit erhöhtem Nahrungsangebot sowie geeigneter Strukturen als Schutz vor Konkurrenten und Prädatoren befinden. Konkurrenz kann sowohl innerartlich (intraspezifisch) als auch zwischenartlich (interspezifisch) auftreten.

Der Interaktion abiotischer und biotischer Komponenten als bestimmende Faktoren der Habitatselektion kommt insbesondere in heterogenen und dynamischen Ökosystemen, wie dies natürliche Fließgewässer sind, übergeordnete Bedeutung zu. Flussfischarten und somit auch Bachforellen haben adaptive Verhaltensstrategien zur optimalen Nutzung des Lebensraumes entwickelt. Entscheidend für das Verständnis dieser Mechanismen ist der zugrunde liegende räumlich / zeitliche Maßstab. Grundsätzlich wird bei Habitatstudien zwischen Mikro- und Meso- / Makrohabitaten unterschieden. Während unter Meso- / Makrohabitaten meist flussmorphologisch uniforme Einheiten wie Kolke, Furten, Rinnen etc. in der Ausdehnung von einigen Quadratmetern verstanden werden, stellen Mikrohabitate Punkte dar, die durch Habitateigenschaften am unmittelbaren Aufenthaltsort des Fisches charakterisiert sind. Wesentliche Kenngrößen von Mikrohabitaten sind Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat und Deckung (Sichtschutz). Darüber hinaus existieren räumliche Einheiten, die auf der Ebene von Flussabschnitten oder Teileinzugsgebieten anzusiedeln sind und deren Einheiten z. B. anhand geomorphologischer, hydrologischer und klimatischer Charakteristika definiert werden. Überträgt man diese auf Basis abiotischer Charak-

teristika getroffene Einteilung auf die biotische Ebene, so lassen sich in einer generalisierten Betrachtungsweise Mikrohabitate als Lebensräume von Individuen, Meso- / Makrohabitate als Orte von Lebensgemeinschaften (von Arten bzw. Altersstadien) mit ähnlichen Habitatansprüchen und Flussabschnitte als Areale von Population bezeichnen. Neben der räumlichen Klassifizierung werden Habitate entsprechend ihrer Funktionen eingeteilt: Adultfischhabitat, Jungfischhabitat, Laichplatz (spawning), Refugium (refuge), Nahrungshabitat (foraging, feeding), Ruheplatz (resting) etc..

Laichhabitate

Bachforellen zählen hinsichtlich ihres Laichverhaltens zu den Kieslaichern (lithophil), die ihre Laichprodukte aktiv im Sediment vergraben (hidiers) (Balon 1975). Bachforellenrogner (♀) schlagen im Herbst zwischen Oktober und Dezember auf flach überflommenen Schotterbänken, oft an Kolk / Furt-Übergängen Laichgruben aus und legen darin in mehreren Schüben bis zu 5 Laichpakete ab (Ottaway et al. 1981). Die Laichplätze liegen in einer Wassertiefe von ca. 30 cm (10–50 cm; Abb. 5.9). Durch seitliches Schlagen mit der Schwanzflosse wird vom Rogner eine Vertiefung (Laichgrube) im lockeren Sohls substrat erzeugt. Darin werden die Eier abgelegt und vom Milchner (♂) befruchtet. Danach wird etwas flussauf die nächste Grube geschlagen, wodurch bereits abgelegte Eier mit dem neu anfallenden Material zugedeckt werden. Dieser Vorgang wiederholt sich, bis alle Eier abgelegt sind. Nach dem Ablachen befinden sich die Eier in der Aufschüttung flussab der Laichgrube (Grost et al. 1991). Die Eier verbleiben im Sediment (Tiefe je nach Rognergröße: 7–14 cm, Ottaway et al. 1981; 12 cm, Heggberger et al. 1988; 9–12 cm, Grost & Hubert 1991; 4–17,5 cm, Elliott 1994) bis zum Schlüpfen der Larven. Durch die Laichtätigkeit werden Feinsedimente ausgewaschen, sodass das Substrat um die Eier eine größere Körnung aufweist als die Umgebung (Grost & Hubert 1991).

Die Larven wandern nach dem Schlüpfen phototaktisch negativ gesteuert tiefer ins Interstitial (Porenraum der Bettsedimente) ein. Die Emergenzphase beginnt, nachdem ca. 2 / 3 des Dottersacks aufgezehrt sind (Geiger & Roth 1962). Die Brütlinge füllen ihre Schwimmblase und beginnen als freischwimmende Larven mit der Nahrungsaufnahme.

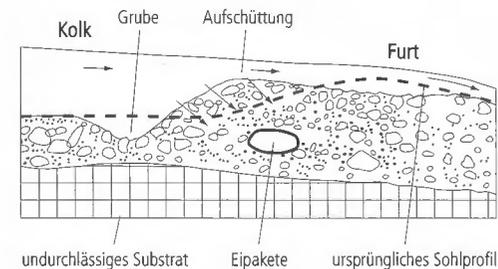


Abb. 5.9
Schematische Darstellung eines Bachforellenlaichplatzes (nach Bagliniere & Maisse 1999, verändert).

Die Korngröße des Laichsubstrats schwankt je nach Gewässertyp sehr stark, liegt jedoch meist zwischen 10 und 70 mm. In Zusammenschau verschiedener Laichplatzuntersuchungen ergibt sich ein präferiertes Laichsubstrat von ca. 50 mm mittlerer Korngröße. Wesentlich entscheidender als die durchschnittliche bzw. maximale Korngröße ist der Anteil der Feinsedimente. Nach Ottaway et al. (1981) bzw. Beard & Carline (1991) liegen die Anteile der Feinsedimente < 1 mm bei 6–17 %, bzw. < 0,8 mm bei 7 %. Der Anteil von Feinsedimenten steht in engem Zusammenhang mit der Fließgeschwindigkeit am Laichplatz. Untersuchungen von Laichplätzen zeigen übereinstimmend eine enge Präferenz von ca. 40 cm / s mittlerer Fließgeschwindigkeit. Dadurch wird garantiert, dass sich keine Feinsedimente ablagern (Abb. 5.10). Neben der Korngrößenverteilung ist auch die Lagerungsdichte entscheidend, da nur lockeres, umgelagertes Material als Laichsubstrat geeignet ist. Verfestigtes, kompaktes Substrat wird auch bei adäquater Korngrößenverteilung von Laichfischen nicht angenommen (Delacoste et al. 1995).

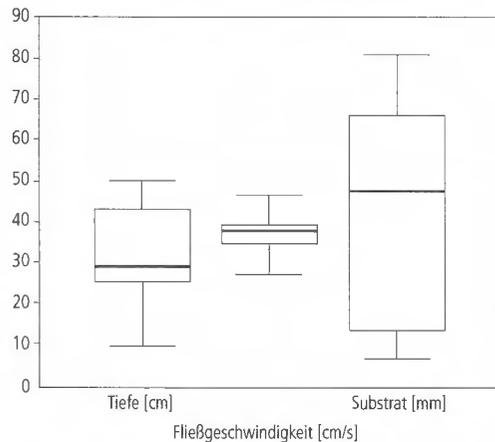


Abb. 5.10

Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und mittlerer Korndurchmesser des Substrates an Bachforellenlaichplätzen (nach Ottaway et al. 1981; Nihouarn 1983; Shirvell & Dungey 1983; Witzel & MacCrimmon 1983; Fragnoud 1987; Heggberget et al. 1988; Beard & Carline 1991; Grost et al. 1991) (Median, 50% Perzentile, Minimum und Maximum).

In vielen Gewässern ist offensichtlich die Anzahl der verfügbaren Laichplätze der limitierende Faktor für die Populationsdichte. So zeigten Beard & Carline (1991) in einer Fallstudie, dass nicht die aufgenommenen Habitatvariablen Wassertiefe, Kolkfläche, Sichtschutz oder Substrat, sondern ausschließlich die Anzahl der Laichplätze positiv mit der Bachforellendichte korrelierte. Überlaichen von Laichgruben (Superimposition) durch andere Arten wird z. B. von Essington-Timothy et al. (1998) in Bezug auf den Bachsaibling beschrieben.

Sowohl das Ei- als auch das Dottersackstadium sind auf ein intaktes Interstitial angewiesen. Anhand dieser Stadien lassen sich sehr gut die Wechselwirkungen zwischen den maßgeblichen Umweltfaktoren verdeutlichen: Verlegung des In-

terstitials führt zu einer Abnahme der Durchströmung und somit zu einer verminderten Versorgung mit Frischwasser bzw. Sauerstoff, was wiederum erhöhte Mortalität verursacht. Turnpenny & Williams (1980) z. B. untersuchten den Einfluss von Feinsedimenten aus einem Bergbaubetrieb auf die Durchlässigkeit und Sauerstoffkonzentration im Interstitial. Die Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg von Kieslaichern wurden anhand von in situ Versuchen mit Regenbogenforelleneiern getestet. Eine Abnahme der Durchströmung des Interstitials unter 5 cm / h sowie eine Reduktion des gelösten Sauerstoffs unter 7 mg / l resultierte in einer deutlich geringeren Überlebensrate sowie geringeren Größe der geschlüpften Larven (Abb. 5.11).

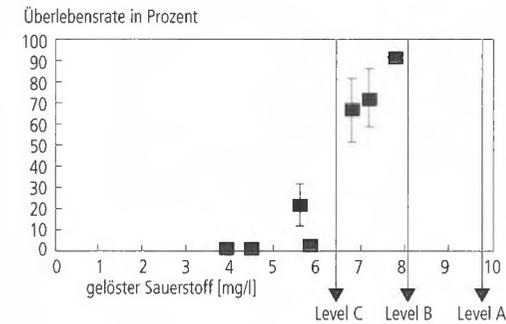


Abb. 5.11

Überlebensrate von Regenbogenforelleneiern im Sediment bei unterschiedlichen Sauerstoffkonzentrationen, verursacht durch den Eintrag von Feinsedimenten (Turnpenny & Williams 1980) im Vergleich zu O₂-Grenzwerten für Salmonideneier (Davis 1975; Level A: noch ideal, B: bereits negative Symptome, C: beeinträchtigt).

Die Entwicklungsdauer der Eier im Sediment wird überwiegend durch die Wassertemperatur gesteuert (vgl. auch Abb. 3.1). Anhand von Modellen lässt sich der Schlupfzeitpunkt im Frühjahr berechnen (Jungwirth & Winkler 1984). Die Dottersackbrut verbleibt nach dem Schlupf weitere 5–6 Wochen (408 Tagesgrade, Elliott 1994) im Sediment (Tagesgrade: Tage x mittlere tägliche Wassertemperatur).

Juvenil- und Adultfischhabitate

Aufgrund der unterschiedlichen Habitatsansprüche und der sozialen Rangordnung besiedeln die einzelnen Altersstadien bzw. Größengruppen verschiedene Teillebensräume. Die besten Standorte zeichnen sich durch energetische Vorteile (Strömungsschutz), Sichtschutz und optimale Versorgung mit Nahrung aus. Durch die Aufteilung des Lebensraumes in stadienspezifische Habitate wird der intraspezifische (innerartliche) Prädations- und Konkurrenzdruck reduziert bzw. die Koexistenz mehrerer Altersstadien innerhalb eines Gewässerabschnittes gefördert (Rosenzweig 1981). Generell präferieren größere Bachforellen tiefere und kleinere Fische seichtere Habitate.

Auf der Ebene der Mesohabitate lassen sich deutliche Unterschiede in der Besiedelung durch einzelne Altersklassen erkennen. Untersuchungen an der Ois,

dem Oberlauf der Ybbs (Niederösterreich), zeigen in Furtbereichen eine deutliche Dominanz des 0+ Jahrganges (45–75 mm), hohen Anteil von 1+ Fischen (85–115 mm) und geringe Abundanz von $\geq 2+$ Fischen (> 115 mm). In Rinnern bietet sich eine ähnliches Bild, der Anteil von $\geq 2+$ Fischen nimmt jedoch zu. In Kolken hingegen dominieren deutlich $\geq 2+$ Fische, 0+ Fische fehlen hier fast gänzlich (Abb. 5.12).

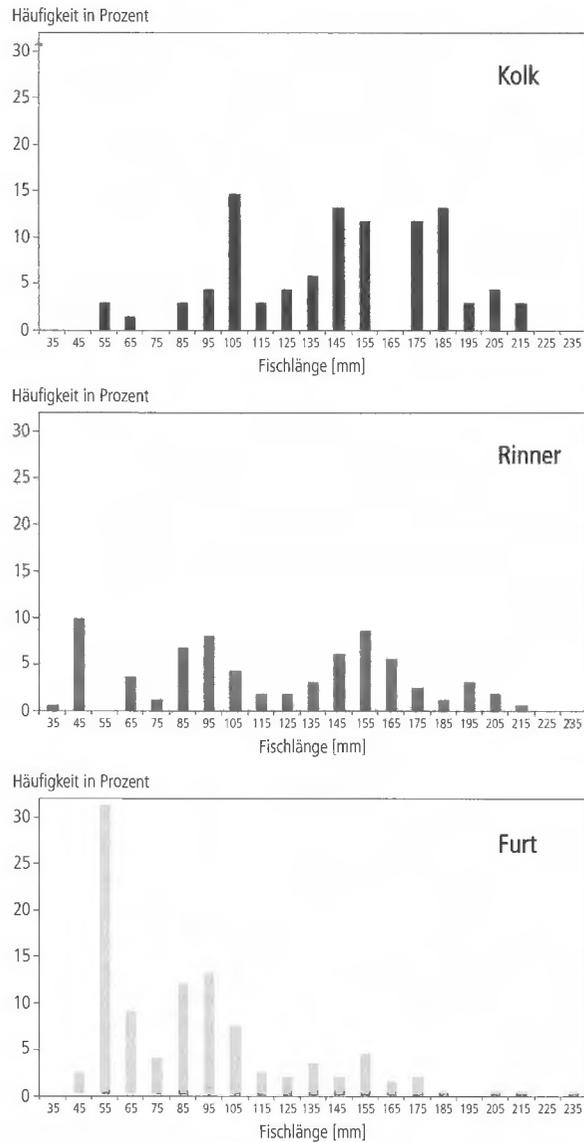


Abb. 5.12 Längenhäufigkeitsverteilung von Bachforellen in unterschiedlichen Mesohabitaten der Ois (Niederösterreich, eigene Daten).

In Zusammenschau der Ergebnisse zahlreicher Mikrohabitatuntersuchungen zeigt sich eine deutliche Zunahme der Wassertiefe in den Habitaten von 0+ (25–40 cm) über 1+ (30–50 cm) hin zu 2+ und größeren Bachforellen (40–65 cm Wassertiefe) (Abb. 5.13). Neben diesem generellen Trend sind natürlich auch deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Gewässern erkennbar. Mit zunehmendem Alter werden neben größeren Tiefen generell auch Bereiche mit höherer Fließgeschwindigkeit aufgesucht. Während 0+ Habitate meist mittlere Fließgeschwindigkeiten von ca. 7–9 cm/s, jedoch kaum über 12 cm/s aufweisen, nimmt die Strömung in 1+ Habitaten auf ca. 9–13 cm/s etwas zu, um im Habitat von 2+ und älteren Fischen deutlich auf 15–25 cm/s anzusteigen. Die tatsächlich präferierten Fließgeschwindigkeiten am unmittelbaren Standort des Fisches (nose velocity, focal velocity, snout velocity) sind freilich meist deutlich niedriger (Abb. 5.14).

Wie oben beschrieben, kommt es bei der Bachforelle nicht nur zu einer Habitateinnischung in 2-dimensionaler Hinsicht. Vielmehr wählen einzelne Stadien auch bestimmte Bereiche in der Vertikalen aus. So zeigen Bremset & Berg (1999), dass sich 0+ Bachforellen an geschützten Orten nahe der Gewässersohle und/oder der Ufer aufhalten und diese Distanz mit zunehmender Fischgröße steigt. Offensichtlich ist dies auch Folge der Prädation und Konkurrenz zwischen den Stadien.

Im Allgemeinen kommen Bachforellen in Habitaten mit feinem Substrat (Schlamm, Sand, Feinkies) weniger häufig vor. Die Fische bevorzugen gröberes Substrat, wobei dies eher keine Präferenz für das Grobsubstrat per se ist, sondern größere Partikel optimale Zwischenräume mit geringen Fließgeschwindigkeiten

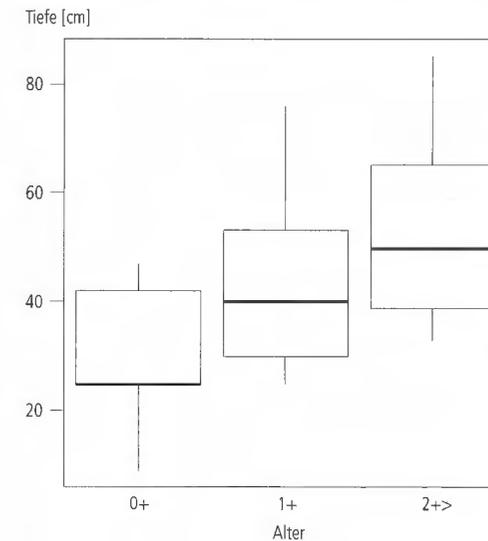
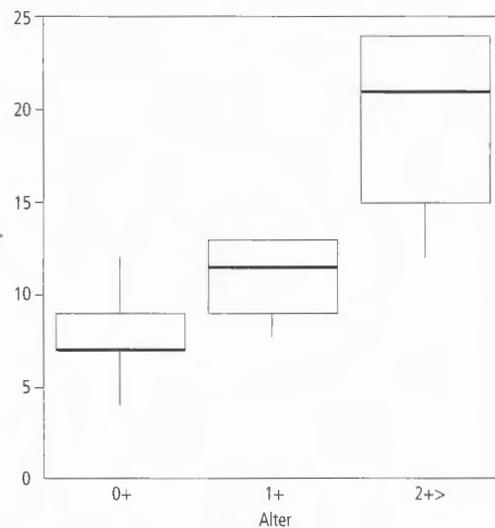


Abb. 5.13 Beziehung zwischen dem Alter von Bachforellen und der bevorzugten Wassertiefe (Median, Quartile) (nach Lindroth 1955; Jones 1975; Bagliniere & Champigneulle 1982; Egglisshaw & Shackley 1982; Shirvell & Dungey 1983; Cunjak & Power 1986; Fragnoud 1987; Heggnes & Saltveit 1990; Harris et al. 1992; Hayes & Jowett 1994; Greenberg et al. 1996; Mäki-Petäys et al. 1997; Heggnes et al. 1999; Roussel et al. 1999).

Fließgeschwindigkeit (cm/s)

**Abb. 5.14**

Beziehung zwischen dem Alter von Bachforellen und der bevorzugten mittleren Fließgeschwindigkeit (nach Lindroth 1955; Jones 1975; Bagliniere & Champigneulle 1982; Egglislaw & Shackley 1982; Shirvell & Dungey 1983; Cunjak & Power 1986; Fragnoud 1987; Heggenes & Saltveit 1990; Harris et al. 1992; Hayes & Jowett 1994; Greenberg et al. 1996; Mäki-Petäys et al. 1997; Heggenes et al. 1999; Roussel et al. 1999).

und hohem Sichtschutz schaffen. Je nach Gewässercharakteristik können diese Funktionen bei Fehlen von Grobsubstrat auch durch andere Strukturen (Totholz, Vegetation etc.) übernommen werden. Auch die Abundanz und Diversität des Makrozoobenthos als wesentliche Nahrungsbasis nimmt mit der Porosität und Komplexität des Substrates zu (Maridet et al. 1992). Sichtschutz gebendes Substrat bietet visuelle Isolation, reduziert somit aggressives Verhalten und vermindert die Fläche des beanspruchten Wohnbereichs. Dadurch ist die Bachforellendichte in strukturierten Bereichen größer als in strukturlosen.

Die starke Strukturgebundenheit der Bachforelle ist ein typisches Merkmal dieser Art. Bereits 0+ Bachforellen zeigen eine enge Bindung an Strukturen, die Sicht- und Strömungsschutz bieten. So kann bei Vorhandensein geeigneter Strukturen die Dichte um ein Vielfaches höher sein als in strukturarmen Bereichen (Jungwirth & Winkler 1983; Eklöv & Greenberg 1998). Gebrochene Wasseroberfläche (z. B. Cunjak & Power 1986), Beschattung (canopy; z. B. beschattete Ufer durch überhängende Vegetation) oder jede Art von submersen Strukturen, wie eingetauchte Ufervegetation, aquatische Vegetation (Mäki-Petäys et al. 1997), Makrophyten (Eklöv & Greenberg 1998), Totholz (Baumstämme, Zweige, Geschwemmsel), Blöcke, Algen, unterspülte Ufer, Eisbedeckung (Cunjak & Power 1986) etc. stellen Sichtschutz gebende Strukturen dar. Insbesondere im Winter, wenn andere Strukturen wie Ufervegetation und Makrophyten fehlen, gewinnt grobes Sohls substrat (Steine und Blöcke) an Bedeutung (Mäki-Petäys et al. 1997). Laut Greenberg et al. (1996) stehen kleine Bachforellen näher (im Mittel 7 cm Abstand) bei Strukturen als mittelgroße (im Mittel 24 cm) und größere (Mittel 37 cm). Größere Fische wiederum nutzen Überkopf-

deckung stärker und halten sich zu dieser näher auf als kleinere. In einem Forellenbach in den Pyrenäen konnten Baran et al. (1997) im Rahmen einer multivariaten Analyse die Variabilität des für adulte Bachforellen geeigneten Habitats zu 81 % auf die Verfügbarkeit von Strukturen zurückführen. Dies zeigt sich auch bei einer Analyse von 220 Mesohabitaten in 11 Flüssen der Pyrenäen, bei der sich die Bachforellendichte und -biomasse anhand multivariater Methoden zu 54 % und 69 % anhand der Habitatmerkmale Froude'sche Zahl, Seehöhe, Deckung und Einstände erklären lässt. Insbesondere der Schutz durch Ufergehölze spielt eine bedeutende Rolle in Bezug auf die Verfügbarkeit geeigneter Habitate (Maridet & Souchon 1995).

Versuche in Fließbrinnen zeigen, dass emergierende Bachforellenbrütlinge (1–2 Tage nach Beginn der Emergenzphase) während des Tages seichte (2 cm) und strömungsarme (0–2 cm/s) Randbereiche als Rastorte bevorzugen und in der Nacht in tiefere (12 cm), stärker durchströmte (2–4 cm/s) Bereiche wechseln. Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Koppen verbergen sich die Brütlinge sowohl am Tag als auch in der Nacht in den Randbereichen (Roussel & Bardonnnet 1999).

Auch bei älteren 0+ Bachforellen werden tageszeitliche Änderungen der Habitatwahl beschrieben. So sind im Herbst beobachtete Dichten in Ufernähe während des Tages niedriger als in der Nacht. Harris et al. (1992) berichten, dass 0+ Bachforellen während des Sommers in der Nacht seichtere und langsamer fließende Bereiche aufsuchen als am Tag. Auch wird beschrieben, dass sich die Einsömmrigen (36–75 mm) tagsüber im Interstitial des Schotterkörpers verbergen (LaVoie & Hubert 1996). Greenberg et al. (1996) wiederum zeigen, dass bei Dämmerung höhere Aktivitäten zu beobachten sind. Nachtaktives Verhalten ist insbesondere für den Winter beschrieben, wenn die Wassertemperaturen unter 10 °C sinken (Fraser et al. 1993; Heggenes et al. 1993). Dies wird als Gegenstrategie zum erhöhten Prädationsdruck bei klarem Wasser und niedrigem Wasserstand im Winter betrachtet. Vom Frühjahr bis zum Herbst sind die Bachforellen hingegen bei Sonnenuntergang und -aufgang am aktivsten (Chaston 1969; während dieser Zeit erreicht auch die Benthosdrift ihre höchste Intensität). Winterhabitate werden erst ab einer Temperatur < 2–7 °C aufgesucht (LaVoie & Hubert 1996).

Die Nutzung unterschiedlicher Habitate während des Tages und der Nacht wird auch von größeren Bachforellen berichtet. Vergleichende Zählungen durch Betauchung zeigen, dass Forellen von 8–15 cm Länge in der Nacht aktiv sind und sich am Tag in Strukturen verbergen (Grost 1999). Nach Roussel et al. (1999) bevorzugen 10–20 cm große Bachforellen am Tag Furten und in der Nacht Kolke.

Neben tageszeitlich unterschiedlichen Habitatpräferenzen sind auch jahreszeitliche Unterschiede in der Habitatwahl größerer Bachforellen bekannt, die v. a. durch Wassertemperatur und Abfluss gesteuert werden. Der Winter stellt für Salmoniden vielfach eine kritische Jahreszeit dar. Generell werden im Winter Refugialräume mit geringeren Fließgeschwindigkeiten (Mäki-Petäys et al. 1997) und größerer Tiefe (Baran et al. 1995b) sowie höherem Sichtschutz (Heggenes 1988) aufgesucht als während der restlichen Jahreszeit. Heggenes et al. (1993) beobach-

treten im Winter eine Abnahme des agonistischen Verhaltens bei juvenilen Bachforellen, die sich zu dieser Jahreszeit stärker verbergen und in Kolken aggregieren.

Untersuchungen an juvenilen Regenbogenforellen zeigen, dass die höchsten Mortalitäten während des Winters auftreten (Newcomb & Coon 1997). Einjährige Bachforellen sind im Winter weniger mobil und präferieren Bereiche mit geringeren Fließgeschwindigkeiten als im Sommer, um ihren Erhaltungsstoffwechsel zu minimieren (Vehanen et al. 1999).

Nicht nur die Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate während Niederwasserphasen, sondern auch das Auftreten von Katastrophenereignissen (v.a. von Hochwässern) beeinflusst die Überlebensfähigkeit von Bachforellenpopulationen. Latterell et al. (1998) zeigen, dass die Dichte der 1+ Bachforellen mit der Höhe, Häufigkeit und Dauer des Hochwasserabflusses infolge Schneeschmelze abnimmt.

Territorialverhalten, Wohnbereich, soziale Interaktionen

Wie bei vielen anderen Fischarten stellt auch bei der Bachforelle das Larven- und Brutstadium die kritischste Periode dar (Hjort 1914). So kann die Mortalität im 1. bis 2. Monat nach dem Schlüpfen bis zu 99 % betragen. Ursache dafür sind neben vielen anderen auch dichteabhängige Faktoren. Untersuchungen von Elliott (1994) zeigen, dass ausschließlich Brütlinge, die im Besitz von Territorien sind, die kritische Periode überleben (territoriale Fische bewohnen einen definierten Bereich, den sie z. B. nach dem Fressen wieder aufsuchen und gegenüber anderen Fischen verteidigen). Larven- und Brutfische kommen meist in Gruppen vor. In jeder Gruppe existiert eine soziale Hierarchie. Rangordnung und Größe des Territoriums korrelieren mit der Fischgröße. Die Größe des Territoriums nimmt exponentiell mit der Fischgröße zu. So beträgt die maximale Territoriumsgröße bei einer Fischgröße von 2 cm (Gabellänge) 60 cm², bei 5 cm 500 cm² und bei 7 cm bereits 1500 cm² (Elliott 1994). Je größer das Territorium und je höher die Fischdichte ist, um so mehr Energie muss zur Verteidigung aufgewendet werden.

Elliott (1994) zeigte anhand von Freilanduntersuchungen, dass 80 % der frisch geschlüpften Larven kaum Nahrung aufnehmen, an Gewicht verlieren und während der Nacht abdriften bzw. verenden. Die überlebenden Larven beginnen zu fressen und halten sich entweder in unmittelbarer Nähe der Laichplätze auf oder wandern sogar flussauf. Auch die Überlebensrate der fressfähigen Brut ist noch sehr gering und liegt in der Regel zwischen < 1 % bis ca. 12 %. Abwanderung spielt dabei kaum eine Rolle (Elliott 1994). Demgegenüber fanden Cuinat & Héland (1979), dass die driftenden Larven weder Zeichen von Missbildungen noch Schwächen aufwiesen und hinsichtlich Größe mit gleichzeitig im Fluss gefangenen emergierenden Larven vergleichbar waren. Auch Héland (1980a, b) konnte anhand von Versuchen in Fließrinnen zeigen, dass abgedriftete Larven sehr wohl in der Lage waren, ein Territorium einzunehmen, dies jedoch etwas später als sesshafte Larven. Die Larvendrift erscheint daher eher ein regulärer Mechanismus für später emergierende Larven zu sein, um rasch in Bereiche mit geringerer Konkurrenz zu gelangen.

Auch bei älteren Bachforellen spielt die Größe des individuell bewohnten Arealen sowie das Verhalten und die Interaktion mit Artgenossen eine große Rolle. Bachman (1984) führt die räumliche Verteilung der Bachforellen in einer Gewässerstrecke auf die Dominanzhierarchien zurück, die als Folge von Auseinandersetzung zwischen Artgenossen entstehen (*agonistisches Verhalten*). Dadurch ergibt sich für jedes Individuum ein bestimmter bewohnter Bereich (*home range*). Agonistisches Verhalten zeigt sich durch aktives, direktes und rasches Zuschwimmen auf den Aggressor und endet oft mit einem versuchten oder tatsächlichen Biss. Die durchschnittliche Fläche des bewohnten bzw. regelmäßig aufgesuchten Bereiches ist wesentlich größer als das unmittelbare *Territorium* des Fisches (verteidigter Teil des Wohnbereiches) und hängt v.a. von Fischgröße und Gewässertyp ab. Der „home range“ beträgt z. B. laut Bachman (1984) für einjährige und ältere Bachforellen 16 m² oder laut Hesthagen (1990) 40–50 m².

Heute geht man von der Vorstellung aus, dass Salmoniden ein ausgeprägtes territoriales Verhalten besitzen, das der Eroberung und Verteidigung optimaler Habitate (Standplätze) dient. Die besten Standorte sind solche, die einerseits Strömungs- und Sichtschutz bieten, andererseits in unmittelbarer Nähe stärker strömender Bereiche mit hohem Nahrungsangebot (Driftorganismen) liegen. Bachforellen halten sich daher die überwiegende Zeit an Ruhestandorten auf, von denen aus sie zur Nahrungsaufnahme in die Strömung schwimmen. Der optimale Standort ist somit der energetisch am meisten profitable (z. B. Fausch 1984; Elliott 1994). Salmoniden wählen Mikrohabitate aus, die maximalen Nettoenergiegewinn (Differenz zwischen Energieaufnahme und Energiekosten) ermöglichen (Heggenes et al. 1995).

Im ersten Winter suchen Jungfische tiefere Gewässerbereiche auf und reduzieren / verlieren in dieser Zeit ihr territoriales Verhalten. Ältere Bachforellen sind Einzelgänger mit hohem Bedarf an Sichtschutz bietenden Strukturen (tiefe Kolke, unterspültes Ufer, Blöcke, eingetauchte Vegetation, Totholz etc.).

In Gesamtbetrachtung von Habitatwahl und sozialer Interaktion lässt sich der Schluss ziehen, dass die stadienspezifische räumliche Nischenselektion bei der Bachforelle eher eine Folge der intraspezifischen Konkurrenz als Resultat der grundlegenden Unterschiede in den Habitatpräferenzen ist.

Interspezifische Konkurrenz

Nicht nur die Habitatqualität und intraspezifische Interaktion sondern auch die interspezifische Konkurrenz (mit anderen Arten) ist ausschlaggebend für die Habitateinnischung. Während bei alleinigem Vorkommen einer Art der gesamte geeignete Lebensraum zur Verfügung steht, wird im Falle der Koexistenz mit anderen Arten aufgrund interspezifischer Konkurrenz um Habitat und Nahrung oft nur ein Teil davon genützt.

Fausch & White (1981) zeigen Nischenüberlappungen von Bachforelle und *Bachsaibling* in Ruhezonen, wobei die Bachforelle den Bachsaibling von präferierten Positionen ausschließt.

Mögliche Konkurrenz zwischen Bach- und Regenbogenforelle wird von Baran et al. (1995a) beschrieben. In diesen Untersuchungen wird belegt, dass geeignete Habitate adulter Bach- und Regenbogenforellen überlappen. So konnte die Variabilität der Habitate adulter Regenbogenforellen neben der Verfügbarkeit von Mesohabitatstrukturen und geeignetem Gefälle zu 77 % durch die Eignung als Habitat für die adulte Bachforelle erklärt werden. Die Konkurrenz mit der Regenbogenforelle könnte jedoch infolge Mikro-Habitattrennung (Bevorzugung unterschiedlicher Mikrohabitate) limitiert sein, da diese Art weniger strukturgebunden ist. Andere Untersuchungen wiederum zeigen, dass in nordamerikanischen Gewässern Bach- und Regenbogenforellen sehr ähnlich eingemischt sind. Bei gemeinsamem Vorkommen bewirkt die „exotische“ Bachforelle bei der dort heimischen Regenbogenforelle eine Habitatverlagerung (habitat shift) in Richtung höherer Fließgeschwindigkeit und Tiefe, gröberer Substrates und geringerer Strukturgebundenheit (Gatz et al. 1987).

Zwischen Bachforelle und Äsche besteht ein hohes Maß an Mikrohabitatbegrenzung. Greenberg et al. (1996) zeigen, dass Äschen in tieferen, uferferneren Bereichen und größerer Distanz zu Strukturen vorkommen als Bachforellen. Diese Abgrenzung ist Ergebnis aggressiven Verhaltens, wobei bei 9 cm langen Fischen die Bachforelle einen größeren Effekt auf die Habitatnutzung der Äsche hat als umgekehrt.

Prädation von *Elritzen* an 0+ Bachforellen in der Emergenzphase wird von Héland (1973) beschrieben. Die abdriftenden Larven versuchen dabei aktiv den *Elritzen* auszuweichen.

Die *Koppe* steht nur teilweise in Nahrungskonkurrenz zur Bachforelle, da sie aufgrund der benthischen Lebensweise v. a. Bodennahrung, die Bachforelle hingegen überwiegend Drift und Oberflächennahrung zu sich nimmt (Crisp 1963). Die *Koppe* übt jedoch mitunter einen starken Räuberdruck auf die Larven und Jungfische der Bachforelle aus.

Insbesondere große Bachforellen sind in der Lage, andere Arten aus ihrem Territorium auszuschließen, wobei dieses Phänomen erst ab einer bestimmten Dichte zu beobachten ist. Ebenso findet eine Habitataufteilung unter Arten (habitat partitioning) erst ab höheren Dichten statt (Prenda et al. 1997). In schwedischen Gewässern konnte jedoch gezeigt werden, dass sich Bachforellen unter massivem Druck anderer Arten während des gesamten Lebenszyklus in Furten aufhalten. Bei alleinigem Vorkommen hingegen erfolgt Habitatwechsel von den Juvenilhabitaten in den Furten hin zu den Adulthabitaten in den Kolken (Näslund et al. 1998). Zahlreiche Interaktionen mit koexistierenden Arten sind jedoch bisher weitgehend unerforscht.

Wanderungen

Die Diskussion der Standorttreue der Bachforelle wird sehr kontroversiell geführt. Während die residente Bachforelle (im Gegensatz zur See- und Meerforelle) lange Zeit als der typische Vertreter ortsgewandener Fische galt, mehrten sich auch bei dieser Form Belege für z. T. umfassende Wanderungsphänomene (Lite-

raturzusammenstellungen von Northcote 1992; Gowan et al. 1994; Peter 1998). Früher ging man davon aus, dass residente Bachforellen dazu tendieren, während des gesamten Lebens in ein und der selben Gewässerstrecke bzw. u. U. sogar innerhalb einer einzigen Furt / Kolk-Sequenz zu verweilen (Gerking 1959). Neuere Untersuchungen zeigen jedoch vielfältige Wanderungserscheinungen, wie z. B. aktive und passive Drift von Larven (bis zu 100 m und mehr), kurzfristige Habitatwechsel von Larven, Juvenilen und Adulten, jahreszeitliche Wanderungen zwischen Sommer- und Winterhabitaten sowie flussauf- und flussabgerichtete Laichwanderungen. Dies liegt z. T. auch daran, dass zwar ein hoher Anteil der Fische einer Population weitgehend stationär lebt (exklusive Laichwanderungen), ein bestimmter Teil (insbesondere größere Fische) hingegen sehr wanderungsaktiv ist.

Wie viele andere Süßwasserfischarten weist auch die Bachforelle ein ausgeprägtes Heimkehrverhalten (homing) zum Ort der Geburt auf. Tilzey (1977) zeigt z. B. anhand von Markierungsversuchen in mehreren Zuflüssen eines Sees, dass mehr als 90 % der potenziellen Laichfische wieder in ein und dasselbe Laichgewässer aufsteigen.

Solomon & Templeton (1976) beschreiben in einem kleinen Kreidefluss in England folgendes Bewegungsmuster der Bachforelle: (1) Innerhalb der ersten 6 Monate flussabwärts gerichtete Wanderung von Laichplätzen zu Kinderstuben; (2) zwischen 6. und 15. Monat weitere Wanderung flussab zu Adultfischhabitaten; (3) sehr limitierte Wanderungen zwischen 15. Monat und Adultstadium; (4) flussaufgerichtete Laichwanderungen; (5) flussabgerichtete Wanderungen nach dem Ablaichen.

Bridcut & Giller (1993) beobachteten flussauf gerichtete Wanderungen von 1+ und 2+ Bachforellen bis zu 2,24 km innerhalb eines Jahres. Der täglich bewohnte Bereich erstreckt sich hingegen gewöhnlich nicht über mehr als 20 m.

Ovidio et al. (1998) beschreiben für 14 m und 25 m breite Salmonidengewässer herbstliche Laichwanderungen von Bachforellen (28–55,2 cm Gabellänge) von mehr als 20 km. Die Wanderungen erfolgen ausschließlich während der Nacht, z. T. steigen die Bachforellen in Zubringer auf. Auslösende Faktoren für die Wanderung sind die Wassertemperatur (Absinken auf 10–12 °C) sowie Wasserstandsänderungen. Während des Sommers zeigen dieselben Bachforellen hohe Standorttreue und Wanderungen von lediglich < 300 m Distanz. Baglinière & Maisse (1999) bezeichnen Hochwässer und Wassertemperaturen von 6 °C als entscheidende Faktoren für die Phase des Einstieges von Laichern in Zubringer.

Bunnell et al. (1998) zeigen anhand von Telemetriestudien, dass sich adulte Bachforellen (268–446 mm) bei der Nahrungssuche während des ganzen Jahres meist innerhalb einer Kolk-Furt bzw. Kolk-Rinner Abfolge (home range pro Tag ca. 80 m) aufhalten. Größere Forellen (> 375 mm) legten jedoch weitere Distanzen zurück. Im Herbst und Winter sind die Bachforellen meist nur bei Sonnenaufgang, im Frühjahr hingegen während Sonnenauf- und -untergang sowie in-

termittierend während der Nacht aktiv. Markierungsversuche von Heggenes (1988) in einem 7–12 m breiten Bach unterstreichen die Standorttreue von kleinen bis mittelgroßen Bachforellen (112–433 mm), deren Wanderungsdistanzen in einem Zeitraum von 2 Jahren überwiegend unter 50 m liegen. Auch in einer Studie an adulten Bachforellen in montanen Gewässern der Rocky Mountains beträgt der durchschnittliche Wohnbereich 41 m pro Tag (Young 1999), wobei die Bachforellen in der Dämmerung und in der Nacht aktiver sind als am Tag.

Young (1994) geht davon aus, dass Bachforellen mit >340 mm Länge eine andere Strategie verfolgen als kleinere Adultfische, die weniger und über geringere Distanzen wandern. Maximale Distanzen von flussab gerichteten Wanderungen größerer Adultfische (347–366 mm) betragen nach 27 Tagen 23 km, nach 42 Tagen 66 km und nach 394 Tagen 96 km.

Shetter (1968) berichtet anhand einer Langzeitstudie, dass adulte Bachforellen mit > 330 mm Länge 16 bis 56 km weit wandern, während sich Fische mit Längen von 178 bis 330 mm innerhalb eines Bereiches von 1,6 km aufhalten. Dies wird auch durch Untersuchungen von Clapp et al. (1990) bestätigt, die zeigen, dass große Bachforellen (437–635 mm) im Frühjahr / Sommer mindestens 4 spezifische Standorte bewohnen, die durchschnittlich 386 m voneinander entfernt gelegen jeweils ca. 2–3 Tage als Aufenthaltsort dienen, bevor die Fische v. a. in der Nacht zu neuen Standorten wechseln. Im Frühjahr / Sommer wanderten die Fische in der Dämmerung zur Nahrungsaufnahme in die Flussmitte, um am Tag in ufernahe Unterstände zurückzukehren. Im Gegensatz zum standorttreuen Verhalten drifffressender kleinerer Bachforellen ist das Fressverhalten dieser großen, vorwiegend piscivoren Fische durch aktives Umherstreifen gekennzeichnet. Die am Tag aufgesuchten Einstände befinden sich in Bereichen mit den größten Wassertiefen, Totholzansammlungen und geringen Strömungen.

Clapp et al. (1990) beschreiben weiters, dass große Bachforellen (437–635 mm) im Herbst zu tiefen und langsam fließenden Winterhabitaten über eine Strecke von bis zu 33,42 km wandern und dort bis zum nächsten Frühjahr verbleiben. Die aufgesuchten Winterhabitate beherbergen während des Sommers kaum Bachforellen, da hier die Temperaturen zu hoch sind. Jahreszeitliche Wanderungen adulter Bachforellen (> 400 mm) von bis zu 11,1 km Distanz sind auch von Garrett & Bennett (1995) beschrieben, wobei auch hier die Bachforellen aus Gewässerabschnitten mit zu hohen Wassertemperaturen abwandern. Meyers et al. (1992) zeigen, dass große Bachforellen (35,3–57,7 cm) im Frühjahr und Herbst Distanzen von 7,2–20,1 km zurücklegen, während sie die restliche Jahreszeit vergleichsweise standorttreu sind. Den Sommer verbringen die Fische in einem kleinen Fließgewässer 2. Ordnung, im Winter wechseln sie zum größeren (4. Ordnung, 72 m Breite) und wärmeren Hauptfluss. Fließgewässerabschnitte, die im Sommer keine Bachforellen beherbergen, können bedeutende Winterhabitate darstellen.

Linløkken (1993) beschreibt anhand von Fischzählungen bei 8 hintereinander liegenden Fischaufstiegshilfen im Glomma Flusssystem (MQ 100–300 m³/s),

Norwegen, dass Bachforellen (15–80 cm Länge) bis zu 122 km lange Laichwanderungen ausführen.

Interaktionen zwischen dem Hauptfluss und den Nebengewässern spielen bei der Bachforelle eine besondere Rolle. Bembo et al. (1993) zeigen in einem Hauptfluss / Zubringer-System, dass die Zubringer als Kinderstuben dienen und im Hauptfluss selbst das Jungfischauftreten sehr gering ist. Die Abwanderung von den Zubringern in das Hauptgewässer erfolgt v. a. ab dem 2+ Stadium und vollzieht sich im Frühjahr v. a. während der Nacht. Während die 1- und 2-Jährigen in beiden Systemen ähnliches Wachstum aufweisen, werden die 3- und 4-Jährigen im Hauptfluss aufgrund höherer Wassertemperaturen und Produktivität wesentlich größer. Zubringer stellen im Winter einen wichtigen Refugialraum für juvenile Salmoniden dar (Newcomb & Coon 1997).

Milner et al. (1979) beschreiben für 11–15 m breite Bachforellengewässer, dass im Frühjahr und Frühsommer 1+ und 2+ Fische mobil werden und neue Habitate aufsuchen. Sie unterscheiden zwischen einem sesshaften und einem mobilen Teil der Population (wie dies bereits von Funk (1955) angenommen wird), wobei letzterer eine wesentlich höhere Verlustrate besitzt. Der mobile Anteil trägt bis zu 30 % zur Jahresproduktion bei.

Bestand und Populationsaufbau

Baran et al. (1997) beschreiben eine dichtemäßige Abnahme der Bachforellen von tiefen, langsam fließenden Mesohabitaten hin zu seichten, rasch fließenden. Die Dichte ist dabei in Kolken umso höher, je diverser angrenzende Mesohabitate sind bzw. je größer der Anteil an Furten in den anschließenden Bereichen ist.

Eklöv et al. (1999) zeigen, dass das Vorkommen von Bachforellen an einem Standort v. a. durch Sauerstoff und Substrat bestimmt wird. Die Dichte von 0+ Bachforellen ist in kleinen Gewässern mit hoher Sauerstoffkonzentration am höchsten und nimmt mit ansteigender Gewässergröße und Temperatur ab. Zusätzliche Faktoren sind Abundanz von Prädatoren und Konkurrenz koexistierender Arten. Jowett (1992) zeigt, dass die Dichte von Bachforellen > 200 mm neben der Temperatur von der Invertebratenbiomasse und der nutzbaren Habitatfläche abhängt ($R^2 = 64,4\%$).

Der Populationsaufbau ist bei Bachforellen durch eine exponentielle Abnahme der Individuenanzahl mit zunehmendem Alter gekennzeichnet. Die natürliche Mortalität von Jahrgang zu Jahrgang beträgt durchschnittlich ca. 50 % (Abb. 5.15). Dichteabhängige Populationsregulation tritt in günstigen Lebensräumen mit hohen Dichten auf, während bei ungünstigen Lebensbedingungen und geringen Dichten dieses Phänomen nicht zu beobachten ist. Die meisten Bachforellenpopulationen bewegen sich zwischen diesen beiden Extremen (Elliott 1994).

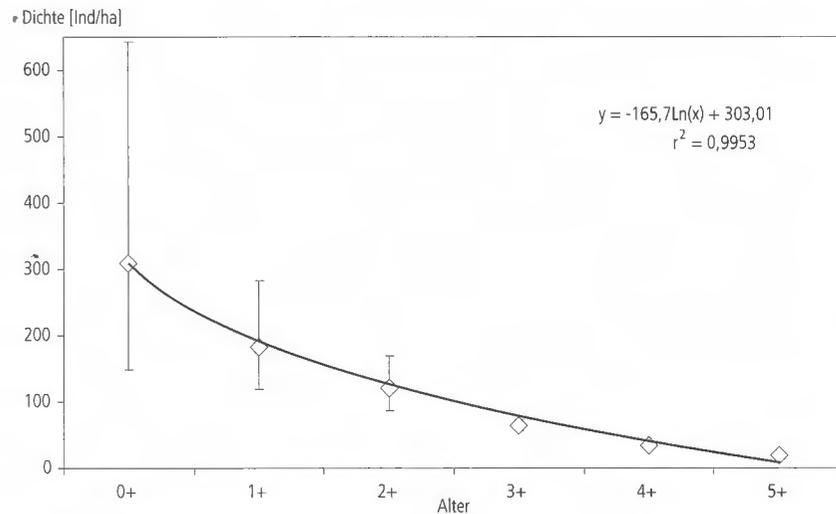


Abb. 5.15 Populationsaufbau der Bachforelle an der Pielach (Durchschnitt aus 5 Jahren \pm 95 % Vertrauensbereich, eigene Daten). Neben der exponentiellen Abnahme sind die höheren Schwankungen bei jüngeren Stadien deutlich erkennbar. Auch bei diesem Beispiel schwankt die natürliche Mortalität jährlich zwischen 50 und 60 % (vgl. Text).

Zusammenfassung

Die Bachforelle ist die dominierende und namensgebende Fischart des Epi- und Metarhithrals. Aufgrund der Ausbildung unterschiedlicher Formen und ausgeprägter Fähigkeit zu lokaler Anpassung ist die Bachforelle als sehr plastische bzw. polytypische Art zu charakterisieren. Sie bevorzugt kühle (7–19 °C), sauerstoffreiche ($O_2 > 7$ mg/l) Gewässer. Das Wachstum der überwiegend driftfressenden Bachforelle wird neben der Wassertemperatur durch Dichte der Invertebraten-drift und Größe der Beutetiere bestimmt.

Die fundamentale räumliche Mikronische der Bachforellen ist durch Präferenz für geringe Fließgeschwindigkeiten bei gleichzeitig höheren Fließgeschwindigkeiten in unmittelbarer Umgebung (Ausnahme Laichhabitat) charakterisiert. Dies ist Folge der Drifternährung, bei der durch Lauern auf Beute die Energieaufnahme maximiert wird. Die realisierte Nische ist Resultat der intraspezifischen Konkurrenz und daher größenstrukturiert. Größere (ältere) Individuen bevorzugen tiefere Gewässerbereiche. Die Bachforelle ist stark an Strukturen gebunden, die ihr Sicht- und Strömungsschutz bieten. Unmittelbar nach dem Schlüpfen halten sich die Larven im Interstitial und danach in sehr seichtem Wasser auf. Im ersten Lebensjahr verstecken sich die Jungfische gezielt vor Feinden (z. B. zwischen Steinen, im Interstitial, im Totholz oder in anderen Strukturen). Bei Dämmerung und in der Nacht sind 0+ Bachforellen weniger scheu und kommen stärker aus ihren

Verstecken hervor. Nachtaktives Verhalten wird v. a. als Anpassung an Winterbedingungen beschrieben, unter welchen Standorte mit geringerer Fließgeschwindigkeit und größerer Wassertiefe sowie erhöhtem Sichtschutz aufgesucht werden und eine Abnahme des agonistischen Verhaltens zu beobachten ist.

Die Mortalität bis zum 2. Monat nach dem Schlüpfen ist vielfach sehr hoch und hängt vor allem von der erfolgreichen Inbesitznahme eines Territoriums in unmittelbarer Nähe des Laichplatzes oder nach Abdrift ab. Ausgeprägtes Territorialverhalten dient der Eroberung und Verteidigung optimaler Habitate (Standplätze). Günstige Standorte sind jene Bereiche, die geeignete Strukturen als Schutz vor Konkurrenten und Prädatoren aufweisen, infolge geringer Strömungsgeschwindigkeiten geringen Energieverbrauch bedeuten und zugleich durch die Nähe rascherer Strömung erhöhtes Nahrungsangebot besitzen. Die Habitateinnischung in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat und Deckung hängt neben der Habitatverfügbarkeit von Fischdichte, Nahrung sowie intra- und interspezifischen Interaktionen ab. Allgemein für die Bachforelle gültige Habitatnutzungs- bzw. Habitatpräferenzkurven weisen daher eine dementsprechend breite Streuung auf. Exakte Habitateignungs- bzw. Präferenzkurven lassen sich daher nur für lokale Populationen bzw. für bestimmte Gewässer oder Gewässertypen mit konstanten Rahmenbedingungen entwickeln.

Während die Bachforelle (exklusive See- und Meerforelle) lange als typischer Vertreter standorttreuer Fischarten angesehen wurde, mehren sich Belege, dass nicht nur in der Laichzeit Wanderungen bis zu 100 km möglich sind, sondern v. a. größere Individuen auch ausgedehnte Herbst- und Frühjahrswanderungen (Wechsel von Winter- zu Sommerhabitaten) von einigen Kilometern bis ca. 60 km unternehmen. Wanderungen spielen dabei insbesondere bei Austauschprozessen zwischen Zubringern und Hauptgewässer eine wesentliche Rolle. Während Zubringer als Laich- und Jungfischhabitate dienen, wird das Hauptgewässer vielfach oft nur von Adulten als Lebensraum genutzt.

5.2.3.2 Die Äsche

Die Äsche (*Thymallus thymallus*, L.), die Leitfischart der Äschenregion (Hyporhithral), hat ihren längszonalen Verbreitungsschwerpunkt im Mittellauf alpiner Fließgewässer. Wie die Bachforelle gehört die Äsche zur Familie der Salmonidae und ist der einzige europäische Vertreter der Unterfamilie Thymallinae sowie der Gattung *Thymallus*.

Der Lebenszyklus der Äsche

Die wesentlichen Stadien und deren Ansprüche im Lebenszyklus sind in Abb. 5.17 dargestellt. Äschen sind Frühjahrs-laicher. Das *Laichverhalten* unterscheidet sich von jenem der meisten anderen Salmoniden. Rogner graben keine Laichgruben, sondern legen die Eier oberflächlich ins Sediment (2–7 cm Korndurchmesser). Das Weibchen biegt beim Laichen den Körper durch, versenkt den Hinterkörper durch zitternde Bewegungen ins Substrat und gibt dabei die Eier ins Sedi-

ment ab (Fabricius & Gustafson 1955). Äschenlaichhabitats setzen sich nach Gönzci (1989) zu 10–20 % aus Sand, 50–70 % Kies (< 2 cm), 20–30 % Steinen (2–10 cm) und geringen Anteilen größeren Substrates (> 10 cm Durchmesser) zusammen. Die nur sehr flachen Laichmulden werden dort angelegt, wo der Schotterkörper mindestens eine Mächtigkeit von 5 cm aufweist. Die Wassertiefe liegt durchschnittlich bei 36 cm (30–50 cm) und die Fließgeschwindigkeit bei 54 cm/s (23–90 cm/s). Das Laichen erfolgt bei einer Wassertemperatur von 3,9–9 °C. Nach Sempeski & Gaudin (1995c) sind Laichhabitats der Äsche durch mittlere Fließgeschwindigkeiten von 49 cm/s (Bereich: 26–92 cm/s), Tiefen von 10–40 cm und kiesig/steiniges Substrat (2–64 mm) gekennzeichnet. Zwischen den Laichakten rasten die Mutterfische in unmittelbar flussab gelegenen Kolken (vgl. Abb. 5.17). Nach Guthruf (1996) laichen Äschen in Furten und Furt/Kolk-Übergängen, wobei Wassertiefen von ca. 20 cm, Fließgeschwindigkeiten von 40 cm/s (Bereich 20–60 cm/s, 2 cm über Grund) und Korngrößen von 8–32 mm bevorzugt werden. Sichtschutzgebende Strukturen (z. B. Totholz), die als Ruheplätze zwischen den Laichakten aufgesucht werden, haben große Bedeutung. Bei den von Guthruf (1996) untersuchten Laichplätzen ergab sich der interessante Befund, dass 30 % der Äschenlaichmulden auf alten Bachforellenlaichplätzen angelegt wurden. Obwohl die Mehrzahl der Untersuchungen zeigte, dass Äschen meist in vergleichsweise seichten Bereichen laichen, sind auch Laichplätze in Wassertiefen von 1 und mehr als 2 m bekannt (Holzer et al. 2000).

Die vergleichsweise kleinen Larven schlüpfen nach einer kurzen Inkubationsperiode (186–248 Tagesgrade bei Temperaturen von 14 °C bis 6 °C, (Jungwirth & Winkler 1984); 175–206 Tagesgrade (keine Temperatur angegeben; Guthruf 1996)). Die Emergenz erfolgt ca. 7–8 Tage danach bei ca. 13 °C. Im Gegensatz zur Bachforelle bestehen bei der Äsche Anzeichen dafür, dass die Emergenz bei Tageslicht, insbesondere in den frühen Morgenstunden, erfolgt (Bardonnet & Gaudin 1990). Die Larvalphase dauert bei mittleren Temperaturen von 14 °C zwischen 39 und 44 Tage. Nach Sempeski & Gaudin (1995a) halten sich die frühen Larvenstadien (15–20 mm) an der Wasseroberfläche nahe dem Ufer auf. Ältere Larven und kleine Jungfische (20–35 mm) beginnen Standorte nahe der Gewässer- sohle und am Rande des Hauptgerinnes einzunehmen. Ab 35–40 mm hält sich ein zunehmender Anteil bodennah im Hauptgerinne auf. In der Nacht verlagern alle Stadien ihre Habitate in Totwasserbereiche, wo sie in sehr seichten Bereichen am Boden ruhen. Dieses Verhalten lässt sich sowohl hinsichtlich der Optimierung des Energiehaushaltes als auch der Vermeidung von Prädation interpretieren.

Die Larvenhabitats sind durch Fließgeschwindigkeiten < 20 cm/s, Tiefen < 40 cm und sandig/schlammigen Untergrund gekennzeichnet. Danach findet ein „Shift“ zu den Juvenilhabitats statt, die durch Fließgeschwindigkeiten von 20–40 cm/s, Tiefen von 40–60 cm und kiesig/steinigen Untergrund charakterisiert sind. Nach Guthruf (1996) nutzen Äschenlarven (15–30 mm) Fließgeschwindigkeiten bis 35 cm/s entlang der Ufer, mit einer deutlichen Präferenz für den Bereich von 5–10 cm/s. Bevorzugte Tiefen bewegen sich zwischen 5 und 10 cm. Die Schwimmgeschwindigkeit nimmt in dieser Phase von ca. 3 auf ca. 5

Körperlängen/s zu. Allein anhand von Fließgeschwindigkeitsparametern lassen sich bereits 40 % der Variabilität der Larvenhabitats erklären. Chironomiden stellen die bedeutendste Nahrungsquelle der Larven dar.

Äschen zeigen in der Larvalphase ein stark ausgeprägtes Schwarmverhalten. Im Alter von 3 Wochen wechseln sie zu solitärer Lebensweise, verhalten sich agonistisch und werden territorial. Im Gegensatz zu Bachforellenlarven besteht bei Äschenlarven keine starke Bindung an sichtschutzgebende Strukturen.

Bezüglich der Migrationen während der Larven- und frühen Juvenilphase ist bekannt, dass Äschen überwiegend bei Nacht flussab wandern. Zum Laichen genutzte Zubringer werden innerhalb der ersten eineinhalb Monate nach der Emergenz (bis Juni) verlassen (Wanderdistanz einige 100 Meter) (Bardonnet et al. 1991; Scott 1985).

Während sich die Äsche in Bezug auf die Wassertiefe markant stadienspezifisch einnisch, bevorzugen laut einer Untersuchung von Mallet et al. (2000) alle Stadien ab 7 cm Körperlänge mittlere Fließgeschwindigkeiten von 80–90 cm/s. Die bevorzugte Wassertiefe nimmt mit der Fischgröße zu: 0+ Äschen präferieren Wassertiefen von 50–60 cm, 1+ Fische 80–120 und ≥ 2+ Fische 100–140 cm.

Für 0+ und 1+ Äschen stellen Schotterbänke Schlüsselhabitats dar. Adulte Äschen bevorzugen Habitate in der Flussmitte und konzentrieren sich in größeren Fließgewässern ab Spätherbst in Tiefstellen (Kaufmann et al. 1991; Greenberg et al. 1996). Im Gegensatz zur Bachforelle halten sich Äschen meist nicht in unmittelbarer Nähe von Flussbettstrukturen auf und sind praktisch nie unter Steinen zu finden. Habitatstudien zeigen, dass der Abstand zu sichtschutzgebenden Flussstrukturen bei der Äsche wesentlich größer ist (81–119 cm) als bei der Bachforelle (7–37 cm, (Greenberg et al. 1996)).

Wie die Bachforelle ist auch die Äsche Gegenstand *bioenergetischer Modellierungen* hinsichtlich der Habitatwahl, die vom Prinzip ausgehen, dass Fische Standorte aufsuchen, die ihre Nettoenergieaufnahme maximieren (Hughes 1992b). Dabei ist die Nahrungsaufnahme von der Reaktionsdistanz zur Beute (die wiederum in Bezug zur Fischgröße steht), von der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit abhängig. Mit zunehmender Fließgeschwindigkeit nimmt der Anteil erkannter Beutetiere, die auch aufgenommen werden, ab. Die Nettoenergieaufnahme der Fische ergibt sich aus der Differenz von Bruttoenergieaufnahme (Nahrung) und Schwimmkosten, berechnet auf Basis der zu bewältigenden Fließgeschwindigkeiten (Hughes & Dill 1990). Zusätzlich werden bei der Modellierung auch Einflüsse des Beuteverzehr auf die Beutedichte flussab der fressenden Fische, laterale Ausgleichsmechanismen der Beuteverteilung, der Eintritt der Beute in die Drift sowie Einschränkungen, die dominante Fische auf die freie Standortwahl der subdominanten ausüben, berücksichtigt. Die Modelle zeigen, dass aufgrund der Lage der gewählten Standorte in Bezug zur Gewässermorphologie und Fließgeschwindigkeit das physikalische Habitat die Verteilungsmuster von Ort und Rangfolge der profitabelsten Standorte bestimmt. Dominante (größere) Fische besetzen die energetisch günstigsten Standorte. Bestätigt wird dies z. B. auch durch experimentelle Freilandversuche von Hughes (1992a), bei welchen jeweils

der ranghöchste Fisch aus einem Kolk entnommen wurde und dessen Position innerhalb eines Tages durch den rangnächsten eingenommen war (Abb. 5.16).

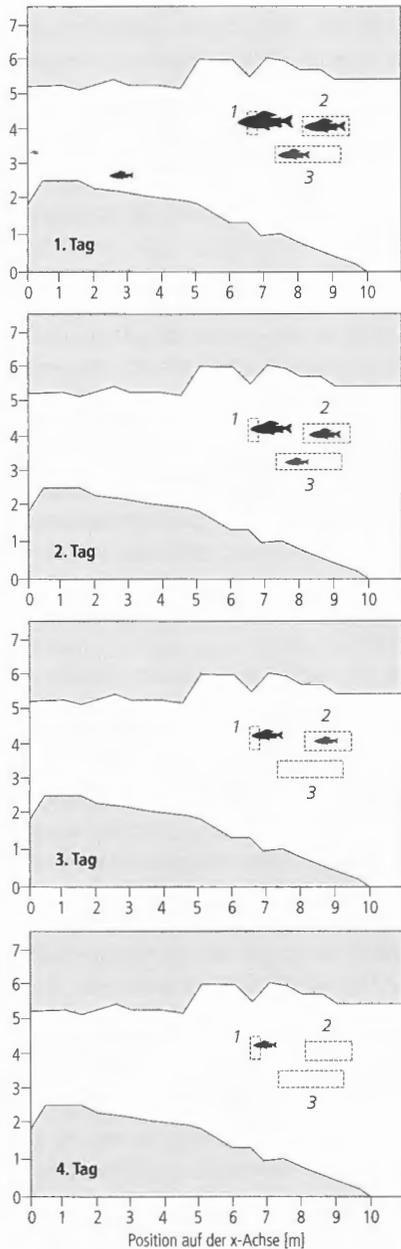


Abb. 5.16 Rangordnung und Habitatwahl Arktischer Äschen (verändert nach Hughes 1992a). Prognostizierter Habitatrang anhand bio-energetischer Modellierung (Kästchen mit Nummern von 1–3) im Vergleich zur Habitatwahl von 4 rangverschiedenen Fischen, wobei aufeinanderfolgend nach jedem Versuchstag der ranghöchste Fisch entfernt wurde (die Größe der Fischsymbole steht für deren Dominanzrang innerhalb der Gruppe, die Umrandung um den Fisch für dessen Aufenthaltsort; * der rangniedrigste Fisch hatte am ersten Versuchstag noch keinen fixen Standort eingenommen). 1.Tag: Ausgangsposition, 2. Tag: Fisch Rang 1 entnommen, 3. Tag: zusätzlich Fisch Rang 2 entnommen, 4. Tag: zusätzlich Fisch Rang 3 entnommen.

Laichwanderungen der Äsche sind von vielen Gewässern bekannt, erstrecken sich jedoch meist nicht über 15 km (Northcote 1993). Witkowski & Kowalewski (1988) beschreiben Laichwanderungen, die einige Tage nach der Schneeschmelze bei 4–6 °C beginnen und deren Intensität von der Wassertemperatur abhängt. Die selben Autoren belegten durch Markierungsexperimente von 0+ Äschen ein eindeutiges Heimkehrverhalten. Gustafson (1949) beschreibt Laichwanderungen bis zu einer Ausdehnung von 12 km, mit einem Wanderungspeak bei ca. 5 °C Ende April, hauptsächlich zwischen Dämmerung und Mitternacht. Die Rückwanderung der Adultfische erfolgte im Mai überwiegend innerhalb von 4 Tagen. 0+ Äschen wanderten zwischen August und Dezember mit einem Peak im Oktober flussab. Einige Äschen verblieben bis zum 4. Sommer im Laichgewässer, bevor sie abwanderten. Parkinson et al. (1999) beobachteten mittels Telemetrie Laichwanderungen über eine Strecke von 230 bis 4980 m. Nach dem Laichen kehrten die Äschen exakt in die selbe Kolk-Furt Sequenz zurück, wo sie zuvor markiert worden waren (homing). Laichgründe von Äschenpopulationen größerer Fließgewässer liegen oft in deren Zubringern (Wiesbauer et al. 1991). Fischzählungen an einem Umgehungsgerinne beim Kraftwerk Unzmarkt an der Mur (Steiermark) zeigten, dass ca. 20 % der potenziellen Laichfische Laichwanderungen von bis zu 5 km durchführten, wobei der Großteil der Fische aus dem Unterwasser des Kraftwerkes stammte (Jungwirth et al. 1994). Linløkken (1993) beschreibt anhand von Fischzählungen bei 8 hintereinander liegenden Fischaufstiegshilfen im Glomma Flusssystem (MQ 100–300 m³/s, Norwegen), dass

Lebenszyklus der Äsche (*Thymallus thymallus*)

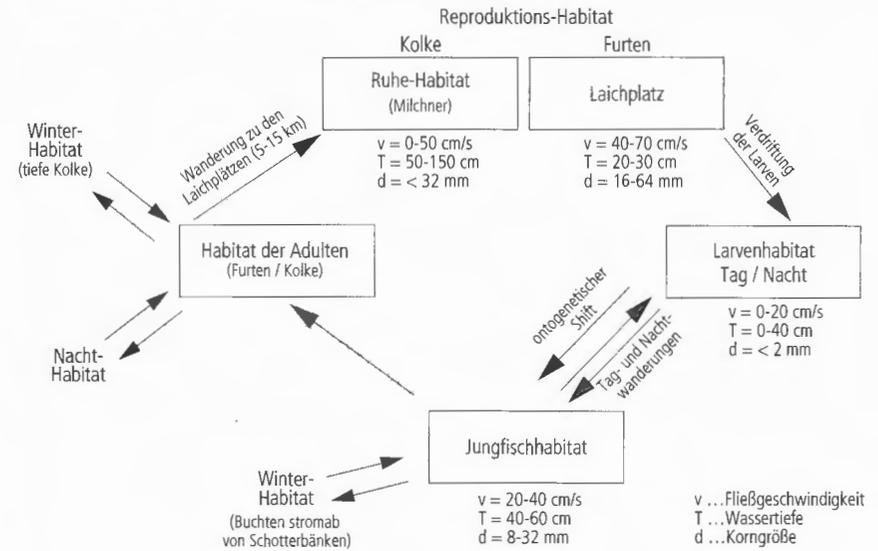


Abb. 5.17 Lebenszyklus der Äsche. v: Fließgeschwindigkeit, T: Tiefe, d: Korndurchmesser des Substrates in mm (verändert nach Sempeski & Gaudin 1995a,b,c,d).

Äschen (20–45 cm Länge) in diesem System im Mai ab Wassertemperaturen von 5–6 °C sogar Laichwanderungen von bis zu 100 km durchführen. Zusätzlich wurden flussauf gerichtete Wanderungen im Sommer beobachtet (Nahrungswanderungen). Über Wanderungen adulter Äschen außerhalb der Laichzeit ist jedoch relativ wenig bekannt.

Hughes & Reynolds (1994) beschreiben für die Arktische Äsche (*Thymallus arcticus*, Pallas.) folgende Wandermuster: Nach dem Abbläichen im Frühjahr wandern die Äschen mehrere 10 Kilometer von den Laichplätzen zu den Sommernahrungsgründen und kehren im Herbst zu den Winterquartieren zurück. Dadurch ergibt sich im Sommer das Bild, dass in den Oberläufen fast ausschließlich Fische > 30 cm und in den Unterläufen Fische < 30 cm anzutreffen sind.

5.2.3.3 Huchen

Verbreitung und Gefährdung

Der Huchen (*Hucho hucho*) ist nicht nur der größte Vertreter der Salmoniden, sondern zugleich weltweit einer der größten Süßwasserfische (Länge > 140 cm, Gewicht > 60 kg, Alter > 20 Jahre). Nach Holcik et al. (1988) sind der früher als eigene Art geführte Donauhuchen und der Sibirische Huchen (Taimen) als eine Spezies anzusehen. Während sich das natürliche Verbreitungsgebiet des Donauhuchens (*Hucho hucho hucho*) ausschließlich auf das Einzugsgebiet der Donau beschränkt, kommt der Taimen (*Hucho hucho taimen*) in Europa nur im Wolga- und Pechoraflusssystem vor, sein Hauptverbreitungsgebiet liegt jedoch in Asien.

Das Verbreitungsgebiet des Donauhuchens erstreckte sich auf die bayrische und österreichische Donau und deren Zubringer sowie auf Donauzubringer im ehemaligen Jugoslawien, in der Slowakei und Westukraine (Harsanyi 1982; Holcik et al. 1988). Im gesamten ehemaligen Verbreitungsgebiet ist starker Rückgang zu verzeichnen.

In Österreich lag der Verbreitungsschwerpunkt in der Donau und in den Unterläufen der Donauzubringer. Für die in Abb. 5.18 angeführten Fließgewässer ist das Vorkommen historisch belegt (> 2500 km Gesamtlänge; Jungwirth 1980a; Schmutz et al. 2002). Typische Huchengewässer sind dabei die größeren Fließgewässer der Äschen- sowie Barbenregion. Nicht ausgewiesen sind in der Grafik kleine Laichgewässer bzw. solche Gewässer, in denen diese Art nur sporadisch auftritt. Wasserkraftanlagen, Flussregulierungen, Abwasserbelastungen und Überfischung führten bereits im 19. Jahrhundert zu einem starken Rückgang dieser Art. Der gravierendste and nachhaltigste Eingriff, die Errichtung von Stauketten, wirkte sich erst nach dem 2. Weltkrieg flächendeckend auf die Huchenbestände aus und bestimmt heute vorrangig den hohen Gefährdungsgrad dieser Art (vom Aussterben bedroht; Spindler et al. 1997). Gegenwärtig liegen lediglich noch in ca. 10 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes sich selbst erhaltende, natürlich reproduzierende Populationen vor.

Die größte Population von geschätzten 2000 Adulttieren befindet sich in der steirischen Mur auf einer Länge von ca. 110 km (Kaufmann et al. 1991), die Po-

pulation mit der höchsten natürlichen Reproduktion findet sich hingegen in der niederösterreichischen Pielach (Mainburg bis Mündung in die Donau, Länge 41 km). Der Bestand in der Pielach umfasst ca. 220 Adulttiere, ist jedoch durch eine Vielzahl von Wehren stark fragmentiert (vgl. Schmutz et al. 2002 und Fallbeispiel EU-LIFE-Projekt Huchen Kap. 10). Erwähnenswerte Bestände liegen noch in der oberen Drau und in der Gail, Kärnten, vor. Alle anderen, in Abb. 5.18 dargestellten Vorkommen basieren auf Einzelfunden oder Besatz. In den letzten 2 Jahrzehnten wurde infolge kontinuierlicher Besatzmaßnahmen in der Donau, insbesondere in der Wachau, wieder ein vergleichsweise großer Bestand aufgebaut.

Lebenszyklus

Der Huchen ist eine rheophile Art. Er führt zwischen Ende März und Anfang Mai z. T. ausgedehnte *Laichwanderungen* durch, insbesondere wandert(e) er aus der Donau und den größeren Flüssen in die jeweiligen Zubringer. Huchen laichen vielfach traditionell an den selben Standorten. An diesen so genannten „Hucherien“ sind bisweilen über 20 Laichfische zu beobachten. Rogner schlagen die für Salmoniden typischen Laichgruben an verhältnismäßig rasch überströmten Stellen mit 0,5 bis 1 m Wassertiefe and kiesig-schottrigem Untergrund (Schulz & Piery 1985).

Untersuchungen an der Pielach (Niederösterreich) zeigen, dass Huchenlaichplätze bevorzugt an flach überströmten Stellen mit einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 60 cm/s, einer Wassertiefe von 60 cm und mikro- bis mesolithalem Substrat (2–20 cm Durchmesser) angelegt werden (Schmutz et al. 1999b). Interessant ist, dass von ein und demselben Huchepärchen oft 2 Laichplätze aufeinanderfolgend und in unmittelbarer Nähe angelegt werden. Die Laichgruben von 80–120 cm langen Rognern weisen hier eine Fläche von ca. 0,7 m² (0,12–1,84 m²) auf, was einem maximalen Grubendurchmesser von 50–200 cm entspricht.

Der befruchtete Laich benötigt durchschnittlich 2 bis 3 Wochen bis zum Schlüpfen der Dottersackbrut. Dauer der Embryonalentwicklung und Mortalität der Eier hängen stark von der jeweiligen Wassertemperatur ab. Laborversuche zeigen, dass rasche Embryonalentwicklung bei zugleich niedrigen Ausfällen im Temperaturbereich zwischen 9 und 11 °C gegeben ist (Jungwirth & Winkler 1984).

Die piscivore Ernährungsweise ist bereits im *juvenilen Stadium* stark ausgeprägt. Im ersten Jahr ernährt sich der Huchen von Makrozoobenthos (Augustyn et al. 1998) oder Fischen. Äsche, Nase und andere Cypriniden stellen die Hauptnahrung adulter Huchen dar. Unter optimalen Temperatur- und Ernährungsverhältnissen erreichen die Jungfische bereits nach einem Jahr Längen von über 20 cm. In den folgenden Jahren ist vielfach mit einem jährlichen Längenzuwachs von ca. 15 cm zu rechnen.

Die *Geschlechtsreife* wird bei Milchneern meist mit 4 Jahren, bei Rognern mit 5 Jahren erreicht. Ab diesem Stadium macht die jährliche Gewichtszunahme etwa 1 bis 2 kg aus (Jungwirth 1980a). Wachstum and maximal erreichbare Größe ste-

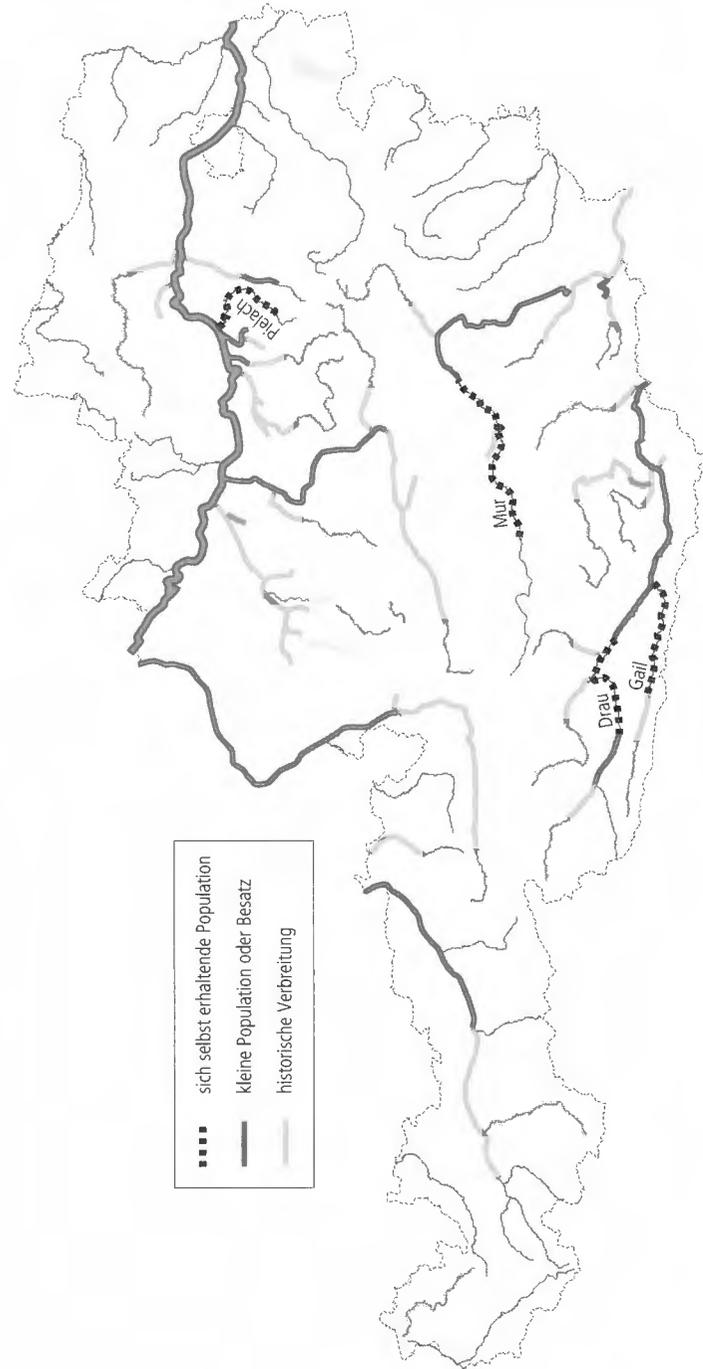


Abb. 5.18 Historische und aktuelle Verbreitung des Huchens in Österreich (Schmutz et al. 2002)

hen offensichtlich in Zusammenhang mit Nahrungsangebot and Gewässergröße. Dient in der Äschenregion v. a. die Leitfischart selbst als Futterfisch, so erreicht der Huchen in der noch produktiveren Barbenregion mit hohem Cyprinidenbestand sein höchstes Gewicht mit 25–50 kg. In kleinen Huchengewässern (Breite: ca. 5–10 m) erreicht diese Art durchschnittlich nur ein Maximalgewicht von 10–15 kg (z. B. Ferschnitz, Mank; Niederösterreich), in größeren (Breite 10–20 m, z. B. Pielach; Niederösterreich) ca. 20 kg. Bei großen Donauzubringern (Breite ca. 20–100 m, z. B. Mur and Drau) ist ein Maximalgewicht von 30 kg und mehr möglich. Die zwei schwersten Huchen sind für die Donau bei Tulln für das Ende des letzten Jahrhunderts mit je über 50 kg nachgewiesen (Holcik et al. 1988).

Über die *Habitateinnischung* des Huchens ist äußerst wenig bekannt. Generell wird von einer ähnlichen Einnischung wie bei anderen Salmoniden ausgegangen. Augustyn et al. (1998) beschreiben die Habitatwahl von besetzten Dottersackbrütlingen wie folgt: Während der ersten 3 Monate werden die seichtesten Bereiche (5–10 cm) mit geringen Fließgeschwindigkeiten und ohne Beschattung ausgewählt. Mit zunehmender Fischlänge werden sukzessive tiefere Standorte aufgesucht, wobei dies mit einer Wanderungstendenz nach flussab verbunden ist. Ab ca. 10 cm Länge sammeln sich die 0+ Huchen in durchströmten Tiefstellen flussab von natürlichen Überfällen.

Untersuchungen an der Pielach zeigen, dass Jung- und Adultfische unterschiedlich eingenischt sind und sich die Habitatansprüche beim Laichen deutlich von jenen der anderen Stadien abgrenzen (Abb. 5.19a–c). Während sich juvenile Huchen (0+, 10–25 cm Länge) überwiegend in mitteltiefen Bereichen von ca. 50 cm Wassertiefe (Bereich 0–120 cm) und vergleichsweise variablen Fließgeschwindigkeiten um 10–40 cm/s (Bereich 0–120 cm/s) aufhalten, präferieren Adulte eindeutig die tiefen, schwach durchströmten Stellen im Gewässer. Im Falle der Pielach sind dies Kolke > 150 cm Tiefe mit mittleren Fließgeschwindigkeiten von 10–20 cm/s. Sichtschutzpendende Strukturen wie überhängende und eingetauchte Vegetation spielen beim Huchen eine geringere Bedeutung als bei anderen Arten (Schmutz et al. 1999b).

Über *Wanderungen*, insbesondere außerhalb der Laichzeit, ist beim Huchen vergleichsweise wenig bekannt. So fanden in einem 60 km langen Revier der Enns Markierungen von 600 (von insgesamt 8000) einsömmrigen Besatzhuchen durch Abschneiden der Fettflosse statt. Der Wiederfang erfolgte „stets 12 bis 16 km, in einem Falle sogar 25 km unterhalb der Ausfangplätze“ (Anonymus, 1913). Untersuchungsergebnisse über die Wanderung von 2–3-sömmrigen Besatzhuchen in der Mur zwischen Judenburg und Scheifling zeigen, dass von insgesamt 333 Stück individuell markierten Jungfischen 18 Stück (5,4 %) von Sportanglern rückgemeldet wurden (Markierung mit Visible Implant Tags, d. h. mit einem Code versehene Mikrofilme, die hinter dem Auge implantiert wurden). Im Zeitraum von 10 Tagen bis 18 Monaten nach Besatz wurden 1 Individuum am Besatzort, 6 Fische flussauf und 11 flussab wiedergefangen. Die längste Wanderdistanz flussab betrug 17,2 km, ansonst zwischen 0,6 and 4,8 km (Mittelwert 2,7 km). Wanderungen flussauf erstreckten sich von 1,2 bis 22,5 km (im Mittel

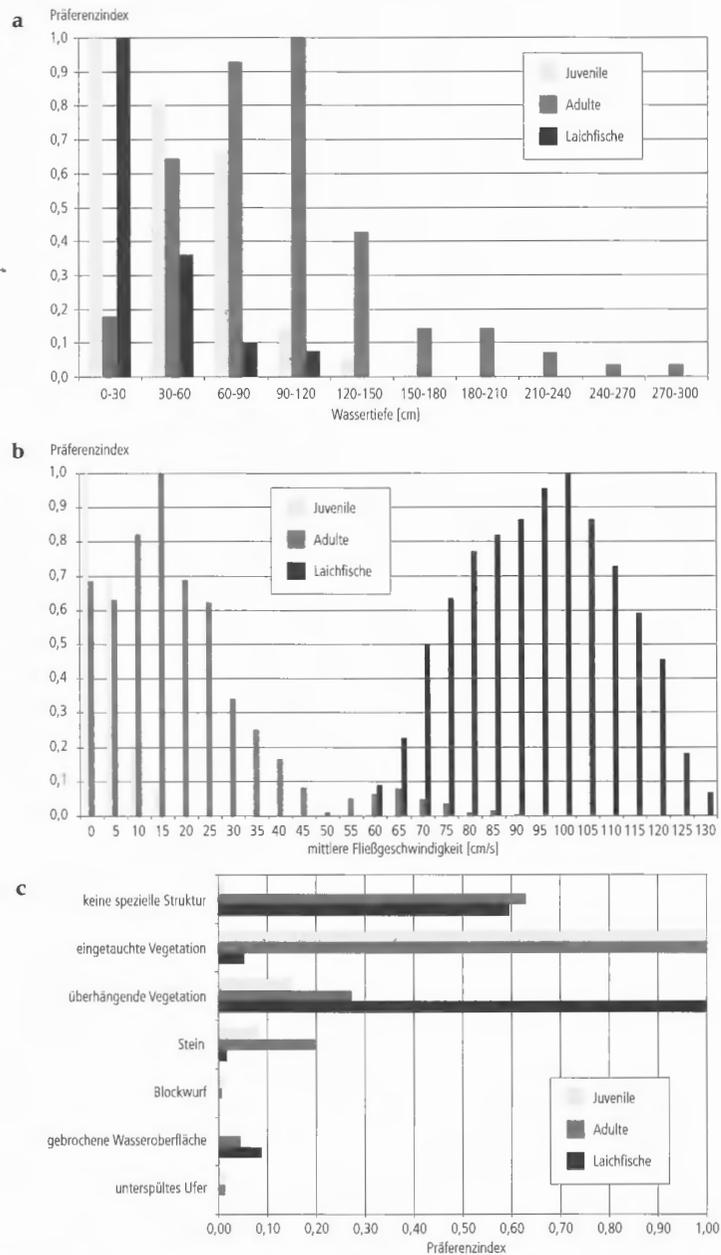


Abb. 5.19a-c Einnischung von Jung-, Adult- und Laichfischen des Huchens im Hinblick auf Wassertiefe (a), mittlere Fließgeschwindigkeit (b) und Strukturangebot (c). Der Präferenzindex wird statistisch aus dem Verhältnis genutztes Habitat und tatsächliches Habitatangebot ermittelt; vgl. Text.

15,4 km). 3 flussauf wandernde Fische passierten die Fischaufstiegshilfe beim KW Unzmarkt (Kaufmann et al. 1991).

Der *Huchenbestand* der Mur schwankt im Bereich zwischen Murau und Leoben je nach Abschnitt zwischen 7 and 17 Ind/ha, die Biomasse zwischen 50 und 129 kg/ha, was ca. 40 Huchen pro Kilometer entspricht (Individuen > 3 kg, Kaufmann et al. 1991). Im Unterlauf der Pielach beträgt der Bestand ca. 25 Ind/km, mit einem hohen Anteil an Jungfischen (ca. 70%). Der Adultfischbestand liegt hier bei ca. 8 Ind/km (Schmutz et al. 2002). Die durch verschiedene Kontinuumsunterbrechungen entstandenen Teilpopulationen umfassen jeweils weniger als 50 adulte Huchen und sind daher hinsichtlich der Anforderungen an Minimalpopulationsgrößen (vgl. Kap. 5.1) als nur eingeschränkt intakt zu beurteilen. Eine markante Verbesserung dieser Situation ist im Rahmen des Projektes „Life-Natur- Lebensraum Huchen“ (vgl. Kap. 10.5.4) vorgesehen.

5.3 Fischfauna des Potamals

Die Artenvielfalt nimmt vom Rhithral zum Potamal deutlich zu. Basierend auf der in Tab. 5.2 zusammengestellten Fischfaunenliste kommen im Epirhithral maximal 2 und im Metarhithral potenziell lediglich bis zu 7 Arten vor, während die Anzahl der im Hyporhithral und im Epipotamal vorkommenden Arten auf 24 und 58 Spezies zunimmt. Im Metapotamal sinkt die Artenzahl wiederum auf potentiell 48 vorkommende Arten (Abb. 5.20). Ähnlich verhält es sich mit der Anzahl der vorkommenden Familien, die vom Epirhithral bis zum Epipotamal von 2 auf 14 ansteigt, um im Metapotamal wiederum auf 9 zurück zu gehen.

Der hohen Artenvielfalt innerhalb der Potamalfischfauna entspricht auch eine höhere Variabilität an ökologischen Ansprüchen. Einer der Schlüsselfaktoren ist die Wassertemperatur, die während der Vegetationsperiode in der Regel einen deutlichen Anstieg im Längsverlauf der Fließgewässer aufweist. Entsprechend der zunehmenden Wassertemperatur nimmt der Anteil *oligo-stenothermer* Arten ab und jener *meso-eurythermer* zu. Während im Epirhithral noch alle Fischarten als oligostenotherm zu bezeichnen sind, steigt der Anteil der meso-eurythermen im Metarhithral auf 14% und im Hyporhithral auf 63%, um dann im Epipotamal mit 88% bzw. im Metapotamal mit knapp 100% ein Maximum zu erreichen. Einzige Ausnahme im Metapotamal stellt die winterlaichende Aalrutte dar, die als oligostenotherm eingestuft ist (vgl. Tab. 5.2). Insbesondere der Anstieg der Wassertemperatur im Frühjahr spielt bei den Frühjahrslaichern, zu welchen alle anderen Potamalfischarten zählen, eine entscheidende Rolle. Die Wassertemperatur bestimmt die Dauer der letzten Eireife sowie den Zeitpunkt der Laichwanderungen und des Ablaichens. So laicht die Nase bevorzugt bei einer Temperatur von 9,6–10,3°C (Gesamtbereich 7–17°C) (Reinartz 1997), die Barbe bei > 14°C ab (Baras et al. 1994).

Während im Rhithral fast ausschließlich *Rheophile* vorkommen, steigt ab dem Epipotamal die Anzahl *Eurytoper* und *Stagnophile* treten hinzu. Im Metapotamal

sinkt der Anteil rheophiler Arten auf ca. 50 % ab (Abb. 5.20). Die rheophilen Arten sind in ihrem gesamten Lebenszyklus an Fließgewässer-Bedingungen optimal angepasst. Dies äußert sich z. B. in der stromlinienförmigen Gestalt sowie im Verhalten der Fische. Die meisten Fischarten und Stadien halten sich freilich am Gewässerboden, in Ufernähe oder im Strömungsschatten von Ufer- und anderen Flussbettstrukturen auf. Der gesamte Lebenszyklus ist jedoch an das fließende Gewässer gebunden. Auch Jungfische rheophiler Arten sind hinsichtlich ihrer Schwimmleistung limitiert und halten sich bevorzugt in strömungsberuhigten Bereichen, meist in Ufernähe, auf. Im Winter besiedeln selbst Adulttiere meist Bereiche mit stark reduzierter / fehlender Strömung.

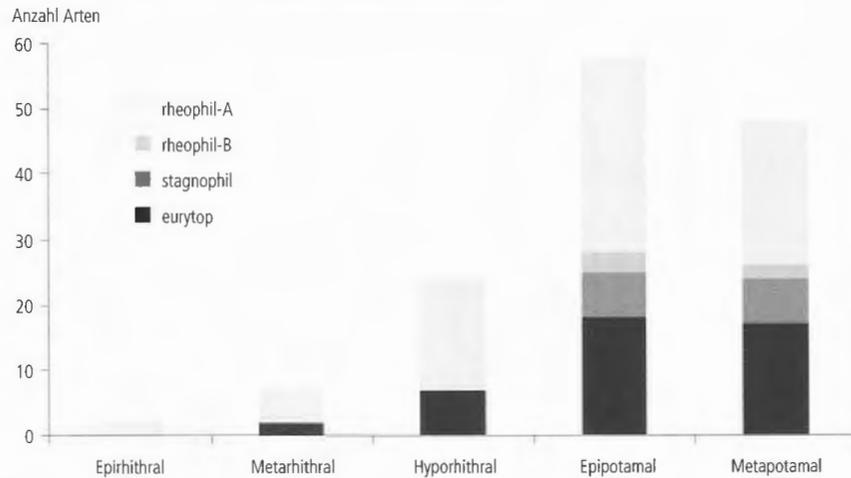


Abb. 5.20 Zuordnung potenziell vorkommender Arten zu Lebensraumgilden entlang der Fischregionen (basierend auf Tab. 5.2).

Besonders starke Abhängigkeit zeigen rheophile Fischarten von der Strömung in Bezug auf das Laichgeschehen. Fast alle sind der lithophilen Reproduktionsgilde zuzuordnen.

Rheophile Arten werden nach Schiemer & Waidbacher (1992) in Rheophil-A-Arten, die ausschließlich im Fluss leben, und Rheophil-B-Arten, die gewisse Lebensabschnitte auch in Nebengewässern (Altarmen) verbringen, unterschieden. In Tabelle 5.2 sind 3 Arten, Zope, Perlfisch und Donaukaulbarsch, der rheophil-B Gilde zugeordnet. Letzterer lebt fast das ganze Jahr über im Hauptgerinne der Donau und sucht während der Laichzeit als phyto- / lithophile Art Altarme auf (Zauner & Pinka 1998). Im Gegensatz dazu wandert die Ruhigwasser und langsam fließende Bereiche bevorzugende, planktivore Zope als lithophile Art zur Laichzeit in schneller fließende Flussbereiche. Rheophil-B Arten sind daher gute

Zeiger für intakte Konnektivität zwischen Haupt- und Nebenarmen von Fluss / Au-Systemen.

Fischzönosen in Fluss / Au-Systemen zeigen einen lateralen Gradienten (vgl. auch Kap. 6.2). Während im Hauptfluss (Eupotamon) Rheophil-A-Arten dominieren, sinkt deren Anteil mit zunehmender lateraler Distanz zum Hauptfluss bzw. reduzierter Konnektivität. In angebundenen Altarmen (Parapotamon) steigt der Anteil eurytoper Arten an. In abgetrennten Altarmen (Plesiopotamon) schließlich treten stagnophile Arten in Erscheinung, die v. a. in stark verlandeten, selten überschwemmten Altarmen (Paläopotamon) die Fischzönose prägen. Insgesamt erfolgt mit zunehmender Entfernung vom Hauptfluss eine starke Abnahme der Artenzahl (Abb. 5.21).

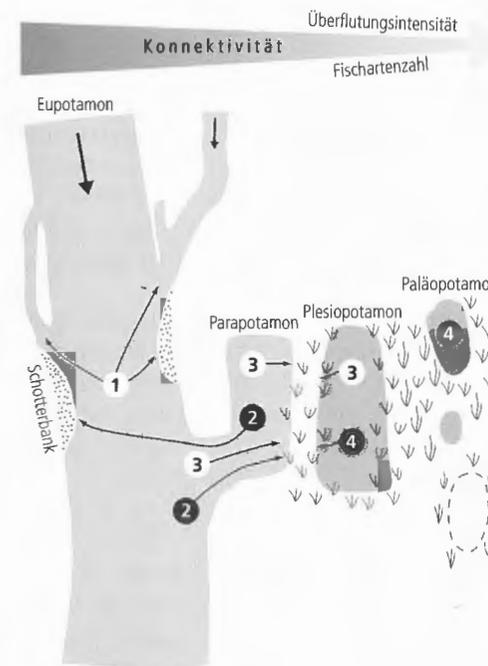


Abb. 5.21 Bevorzugter Lebensraum (Kreise) sowie Reproduktions- und Jungfischhabitats (Pfeile) ökologischer Gilden (1 = rheophil-A, 2 = rheophil-B, 3 = eurytop, 4 = stagnophil) in Fluss / Au-Systemen (verändert nach Schiemer & Waidbacher 1992; Ward et al. 1999; Schiemer 2000; Gewässertypen nach Amoros et al. 1987; vgl. auch Abb. 3.31).

Typische *stagnophile* Fischarten wie Karausche, Moderlieschen, Rotfeder oder Schleie sind in ihrer Lebensweise an stehende Gewässer von Fluss / Au-Systemen gebunden. Alle Stadien halten sich in stagnierenden Bereichen wie Autümpeln und Auweihern (Paläopotamon) auf, die lediglich während Hochwasserereignissen in das oberflächliche Abflussgeschehen eingebunden sind. Eine stagnophile Art mit besonderen Anpassungen an temporär austrocknende (astatische) Autümpel ist der Schlammpeitzger. Im Frühjahr und Sommer besiedelt diese Art abgeschlossene Autümpel, die vom Grundwasser gespeist oder während Hoch-

wässern dotiert werden. Typisch für solche Gewässer sind starke Verlandung und schlammiger Untergrund. Schlammpeitzger präferieren Habitate mit dichter aquatischer (Meyer & Hinrichs 2000) oder terrestrischer (Käfel 1991) Vegetation. Mithilfe der sogenannten Darmatmung werden sauerstoffarme Perioden im Gewässer überdauert, indem Luft an der Wasseroberfläche aufgenommen und deren Sauerstoff im Darm resorbiert wird. Eine weitere Anpassung an das sauerstoffarme Milieu solcher Lebensräume stellen die Außenkiemen (Kiemenfäden) in der Larvalphase dar.

-*Eurytope* Fischarten stellen keine speziellen Anforderungen an den Lebensraum und besiedeln sowohl Fließwasserhabitate als auch stagnierende Bereiche. Der überwiegende Teil ist der litho- / phytophilen bzw. phytophilen Gilde zuzuordnen. Überschwemmungsbereiche stellen auch für diese Lebensraumgilde wichtige Reproduktionsareale dar (Abb. 5.21).

Die Reproduktionsstrategien im Potamal umfassen ein breites Spektrum. Es kommen sowohl Kleinfischarten mit kurzen Generationszyklen wie Gründling, Schmerle, Hasel etc. als auch großwüchsige Arten mit längeren Generationszyklen wie Nase, Barbe, Nerfling, Schied, Wels etc. vor. Generell kennzeichnend für Potamalfischarten sind vergleichsweise hohe Eizahlen. Die Eier und Larven von Frühjahrs- / Frühlommerlaichern entwickeln sich aufgrund der höheren Temperaturen vergleichsweise rasch. Das Abläichen erfolgt oft in großen Schwärmen (z. B. Nase, Barbe).

Lithophile Arten dominieren im Rhithral, nehmen im Epipotamal auf 40 % und im Metapotamal auf ca. 30 % potenziell vorkommender Arten ab (Abb. 5.22). Die Lithophilen des Potamals legen im Gegensatz zu den lithophilen Salmoniden des Rhithrals ihre Eier nur oberflächlich auf kiesig / steinigem Grund oder unter Stei-

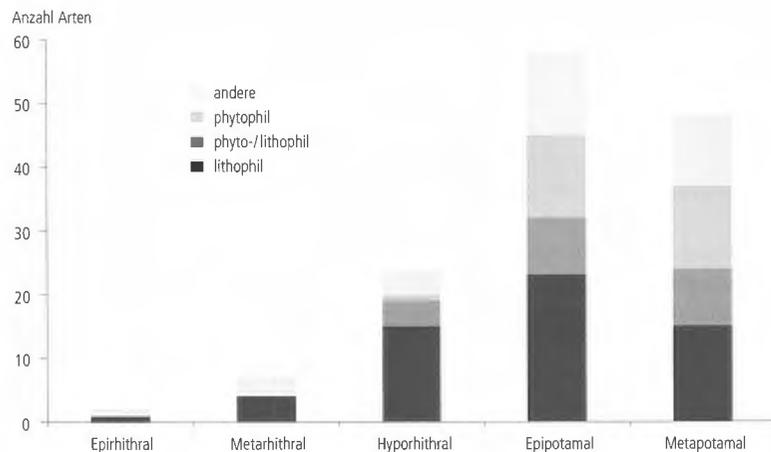


Abb. 5.22 Zuordnung potenziell vorkommender Arten zu Reproduktionsgilden entlang der Fischregionen (basierend auf Tab. 5.2)

nen ab, da aufgrund der höheren Eizahlen und kürzeren Entwicklungsdauer auch ein geringerer Schutzbedarf gegeben ist. Verdriftung wird durch klebrige Oberfläche der Eier und Anhaften an entsprechenden Substraten verhindert.

In der Längszonierung der Fließgewässer treten ab dem Hyporhithral *phyto-/lithophile* auf, die hinsichtlich ihrer Substratwahl vergleichsweise unspezifisch sind. Ab dem Epipotamal kommen *phytophile* Arten hinzu, die pflanzliches Material wie Makrophyten, Schilf, Totholz, eingetauchte oder untergetauchte terrestrische Vegetation (Sträucher, Gräser) als Laichsubstrat verwenden. Die Eier besitzen eine stark klebrige Oberfläche. Der überwiegende Anteil der phytophilien Arten ist der stagnophilen Lebensraumgilde zuzuordnen.

Zudem sind im Potamal weitere spezielle Reproduktionsformen wie *psammophile* (Sandlaicher: Gründling und Schmerle), *pelagophile* (Freiwasserlaicher: Sichling), *ostracophile* (Muschellaicher: Bitterling) und *speleophile* (Höhlenlaicher: Marmorierter Grundel, Kessler Grundel) von Bedeutung.

Während sich Fischarten des Epi- und Metarhithrals überwiegend *benthivor* ernähren, nehmen *piscivore*, *euryphage* und Arten mit anderen Spezialisierungen ab dem Hyporhithral an Bedeutung zu (Abb. 5.23).

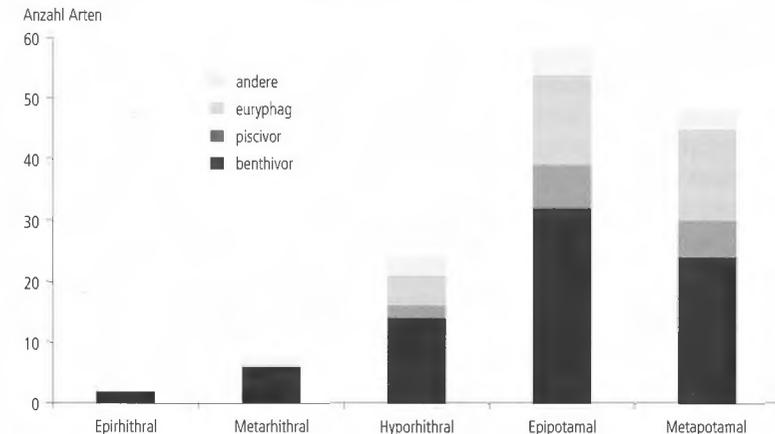


Abb. 5.23 Zuordnung potenziell vorkommender Arten zu Ernährungsgilden entlang der Fischregionen (basierend auf Tab. 5.2)

Im Hinblick auf die Habitatansprüche seien hier exemplarisch jene der Nase als Vertreter der rheo- / lithophilen Gilde dargestellt. Habitatpräferenzen sind aus einer Untersuchung an der Pielach (Niederösterreich) für die Lebensstadien Larven / Juvenile (0+ Frühjahr, Fischlänge < 50 mm), Juvenile (Herbst, < 250 mm), Adulte (Herbst / Winter) und Laichfische (350–500 mm) (Schmutz et al. 1999b) sowie aus anderer Literatur entnommen. Larven und Jungfische präferieren in der Pielach sehr seichte Bereiche (Wassertiefe < 15 cm) mit äußerst geringen

Fließgeschwindigkeiten ($< 5 \text{ cm/s}$), was sehr gut mit Untersuchungen an 15 mm langen Brütlingen an der Isar übereinstimmt (0–20 cm Wassertiefe, $< 5 \text{ cm}$ Fließgeschwindigkeit) (Schubert 1998). Meist handelt es sich dabei um Uferzonen von Schotterbänken (Uferabstand $< 1 \text{ m}$) oder strömungsgeschützte Buchten mit eingetauchter Vegetation bzw. ohne spezielle Strukturen. Jungnasen mit einer Körperlänge von 35–70 mm sind in den Sommermonaten Juli und August in der Donau vornehmlich auf Schotterbänken mit Fließgeschwindigkeit bis zu 50 cm/s vorzufinden (Zauner et al. 2001). Im Herbst sammeln sich Jungfische bei abnehmendem Wasserstand und zunehmender Sichttiefe in Strukturen mit entsprechendem Sichtschutz. Das sind z. B. eingetauchte Vegetation oder größere Totholzansammlungen in stagnierenden, mitteltiefen Bereichen von Seiten- oder Totarmen, die Schutz vor Räubern bieten. Adulte halten sich in der Pielach bevorzugt an der Sohle mitteltiefer (60–120 cm), strömungsberuhigter (mittlere Fließgeschwindigkeit $5\text{--}15 \text{ cm/s}$) Bereiche mit oder ohne eingetauchter Vegetation auf. Insgesamt ist dieses Stadium am flexibelsten, da es die größte Bandbreite an Habitaten nutzt. Das Laichstadium unterscheidet sich sehr deutlich von allen anderen. Die Laichplätze liegen auf rasch überströmten Schotterbänken (mittlere Fließgeschwindigkeit $80\text{--}105 \text{ cm/s}$) mit mikrolithalem Substrat (Durchmesser 2–6,3 cm), oft mit überhängender Vegetation. Während Adulte und Laichfische auch Habitate ohne Struktur besiedeln, sind Juvenile im Herbst obligat auf sichtschutzgebende Strukturen angewiesen.

Potamalfischarten sind durch umfassende Migrationen in verschiedensten Erscheinungsformen gekennzeichnet, wobei sie aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Mobilität als gute Indikatoren für Kontinuums- und Konnektivitätsverhältnisse herangezogen werden (vgl. Kap. 6.2). Folgende Migrationsformen lassen sich unterscheiden: (1) Laichwanderungen, (2) Larven- und Juvenil drift, (3) Jungfischwanderungen, (4) Hochwasserwanderungen, (5) saisonale Wanderungen (z. B. Wintereinstände), (6) nahrungsbedingte Wanderungen und (7) Ausbreitungswanderungen. Je nach Länge der Migrationen spricht man von Kurz-, Mittel- und Langstreckenwanderern (Abb. 5.24). Mittelstreckenwanderer treten in der Längszonierung verstärkt ab dem Hyporhithral (z. B. Huchen) auf und erreichen im Potamal einen Anteil von ca. 20 % (z. B. Barbe, Nase). Im Potamal kommen Langstreckenwanderer wie in der Donau Hausen und Sternhausen (vgl. Tab. 5.2) sowie im Rhein Atlantischer Stör (*Acipenser sturio*), Atlantischer Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta trutta*) hinzu.

Während ausgedehnte Laichwanderungen bei einigen wenigen Potamalfischarten schon lange bekannt und z. B. bei der Nase (Steinmann 1937; Huber 1997) und Barbe (Steinmann 1937; Baras 1990; Baras et al. 1994; Lucas 1996) zumindest ansatzweise untersucht sind, ist das Wanderverhalten der meisten anderen Arten kaum erforscht. Die umfassendsten Informationen über Wanderdistanzen liefern Steinmann et al. (1937), die anhand von Fang / Wiederfangversuchen zeigen, dass 25 % der markierten Nasen ($N = 14288$) und Barben ($N = 7568$) in der damals noch weitgehend frei passierbaren Donau Distanzen von über 50 km und bis zu 446 km zurücklegten. Auch jüngere Untersuchungen an der

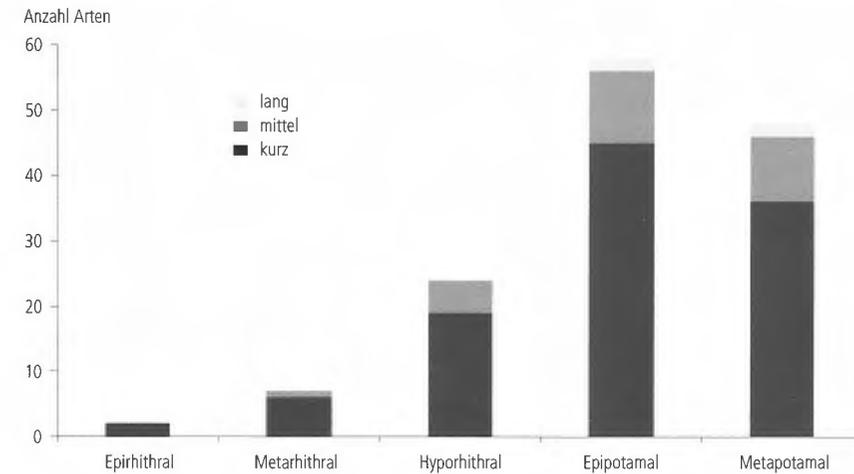


Abb. 5.24 Zuordnung potentiell vorkommender Arten zu Migrationsgilden entlang der Fischregionen (basierend auf Tab. 5.2)

Save (Slowenien) dokumentieren für die Nase Laichwanderungen von $> 100 \text{ km}$ (Povz 1988). Bei Arten wie Brachse, Karpfen, Aitel, Rotaugen, Rotfeder, Schleie und Hecht sind Wanderdistanzen von 5 bis 150 km belegt.

Andere Informationen über Fischwanderungen sind durch Fischzählungen bei Fischaufstiegshilfen verfügbar. Scheuring (1949b) berichtet von Fischzählungen am Donaukraftwerk Kachlet, wo innerhalb eines Jahres mehr als 36 000 Individuen $> 15 \text{ cm}$ gezählt wurden. Jüngere Untersuchungen an einem künstlich geschaffenen Seitengerinne der Donau, dem Marchfeldkanal (MFK), zeigen jährliche Aufstiegszahlen von mehr als 50 000 Individuen pro Jahr (Mader et al. 1998). Bei 40 von 47 im Marchfeldkanal vorkommenden Arten wurden Wanderungen festgestellt, wobei der Großteil der Fische zumindest 37 km weit wanderte. Bei den Fischzählungen belegte Arten umfassten 12 Familien. Es dominierten Kleinfischarten mit vergleichsweise geringer Schwimmkapazität (Laube, Rotaugen, Güster, Rotfeder), die bislang als „Nichtwanderer“ eingestuft waren. Interessant ist auch die Tatsache, dass 14 % der aufgestiegenen Fische juvenil waren. Das verdeutlicht, dass bei vielen Arten auch Jungfischwanderungen in hohem Ausmaß stattfinden.

Relativ neu ist die Erkenntnis, dass nicht nur bei Salmoniden sondern bei weit mehr Fließgewässerarten als bisher angenommen Drift der Larven stattfindet (z. B. Copp & Cellot 1988; Olivier 1992; Penaz et al. 1992). Obwohl erste zusammenfassende Arbeiten über Art, Ausmaß und zugrundeliegende Mechanismen der Larven- und Jungfischdrift vorliegen (Pavlov 1994), sind die meisten diesbezüglichen Fragen noch offen. Bemerkenswert ist jedenfalls die Tatsache, dass es sich bei der Larvendrift offensichtlich um ein obligates Wanderverhalten handelt.

So zeigen z. B. Ergebnisse von Driftuntersuchungen im Marchfeldkanal, dass im Sommer während der Nacht bis zu 0.81 Fischlarven pro m^3 Wasser driften. Wie anhand umfangreicher zusätzlicher Untersuchungen aufgezeigt werden konnte, war diese Drift, die insgesamt bei etwa 6 000 Individuen pro Tag und Gerinnequerschnitt lag, der bedeutendste Faktor für die Erstbesiedelung dieses erst kürzlich neugeschaffenen Gewässers (Schmutz et al. 1994). Die Larvendrift bei Potamalfischarten ist somit analog jener der Salmoniden ein entscheidender Mechanismus, um vom Laichplatz in strömungsberuhigte Bereiche zu gelangen bzw. auch längere Gewässerstrecken in kurzer Zeit zu besiedeln.

Das Phänomen von Hochwasserwanderungen ist zwar seit langem bekannt, detaillierte Untersuchungen dazu sind jedoch rar. Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass bei Hochwasser strömungsberuhigte Bereiche in Ufernähe, eingestauter Ufervegetation, inundierten Überschwemmungsflächen und Auegebieten oder in Zubringern aufgesucht werden. Voraussetzung dafür ist intakte Anbindung solcher Refugialräume während der gesamten Hochwasserwelle. Insbesondere bei deren Fehlen erfolgt bei Hochwasser eine Abdrift der Fische. Dadurch verursachten Bestandsverlusten wird bei intaktem Kontinuum durch Kompensationswanderungen entgegengewirkt.

Saisonale Wanderungen sind Reaktion auf sich im Jahresverlauf ändernde Umweltbedingungen. Bekannt ist z. B., dass im Herbst bei abnehmender Temperatur von bestimmten Arten Wintereinstände in meist flussabgelegenen Tiefstellen mit geringer Strömung aufgesucht werden. Dies steht einerseits mit reduziertem Metabolismus während der Wintermonate, andererseits mit der „Einengung“ des Lebensraumes sowie der Gefahr des Ausfrierens von Seichtbereichen bei sinkendem Wasserstand in Zusammenhang. Andere saisonale Wanderungen wiederum sind beispielsweise nahrungsbedingt.

Ausbreitungswanderungen dienen der Besiedelung neuer Lebensräume und/oder wirken ausgleichend zwischen Populationen unterschiedlicher Dichte. So erreichte z. B. der neugeschaffene Marchfeldkanal als Folge aus der Donau ein-driftender und aufsteigender Fische bereits im 3. Jahr nach Flutung die maximale Fischartenzahl von 29 Spezies.

6 Aktuelle Konzepte der Fließgewässerökologie

6.1 Die vierdimensionale Natur von Fließgewässern

Bevor Fließgewässer als 4-dimensionale Systeme erkannt wurden (Ward & Stanford 1983), herrschten sowohl in Klassifizierungsschemata (z. B. Illies & Botosaneanu 1963) als auch in Versuchen zur Entwicklung genereller Konzepte lineare Sichtweisen vor. Den ersten Ansatz zur modellhaft ganzheitlichen Betrachtung von Fließgewässersystemen stellte das so genannte River-Continuum-Concept (RCC) von Vannote et al. (1980) dar. Dieses Konzept beschreibt die unterschiedlichen Lebensgemeinschaften im Fließgewässersystem auf funktioneller Basis, wobei vor allem die Zusammenhänge zwischen morphologisch/hydrologischen Aspekten und den Auf- und Abbauprozessen (P steht für autochthone Produktion, R für Respiration bzw. Abbau, vgl. Abb. 6.1) bzw. den funktionellen Ernährungstypen der aquatischen Benthos-Biozönosen diskutiert werden. Zudem verwendet das River-Continuum-Concept die so genannten Flussordnungszahlen. Bei dieser von Horton (1945) und Strahler (1957) entwickelten Maßzahl für die Beschreibung des Einzugsgebietes und dessen Fließgewässer wird ein System von Ordnungszahlen beginnend vom Quellfluss festgelegt. Die Ordnungszahl eines Fließgewässers beschreibt somit die relative Lage eines Flussabschnittes im gesamten Fließgewässer-System. Die im River-Continuum-Concept als Oberlauf definierten Flussabschnitte weisen meist Flussordnungszahlen bis 3 auf, die Mittelläufe zwischen 4 und 6, die Unterläufe ab 7. Die kleineren Gewässeroberläufe (Flussordnungszahl 1–3) stehen demnach im Allgemeinen unter dem Einfluss der umgebenden Vegetation, deren Beschattung die autochthone Primärproduktion im Gewässer hemmt. Dominierende Energiebasis ist hier der allochthone Eintrag (z. B. Laub, Holz etc.), das Verhältnis $P/R < 1$. In der Benthosbiozönose überwiegen daher die Zerkleinerer (Shredder) und Sammler (Collectors). Entlang der breiteren, aber nach wie vor seichten Mittelläufe (Flussordnungszahl 4–6) nimmt der Einfluss der Ufervegetation ab, die autochthone Primärproduktion gewinnt aufgrund der günstigen Lichtverhältnisse an Bedeutung ($P/R > 1$). Es überwiegen daher Weidegänger, Raspler, Kratzer und Detritusfresser. Die auch unter natürlichen Bedingungen nährstoffreichen, tiefen und häufig anhaltend trüben Unterläufe (Flussordnungszahl > 6) schließlich sind meist von feinputikulärem, organischem Material (FPOM) geprägt ($P/R < 1$), das aus flussauf liegenden Flussabschnitten stammt. Detritusfressende Organismen (v. a. Filtrierer und Schlammfresser) prägen hier häufig das Faunenbild.

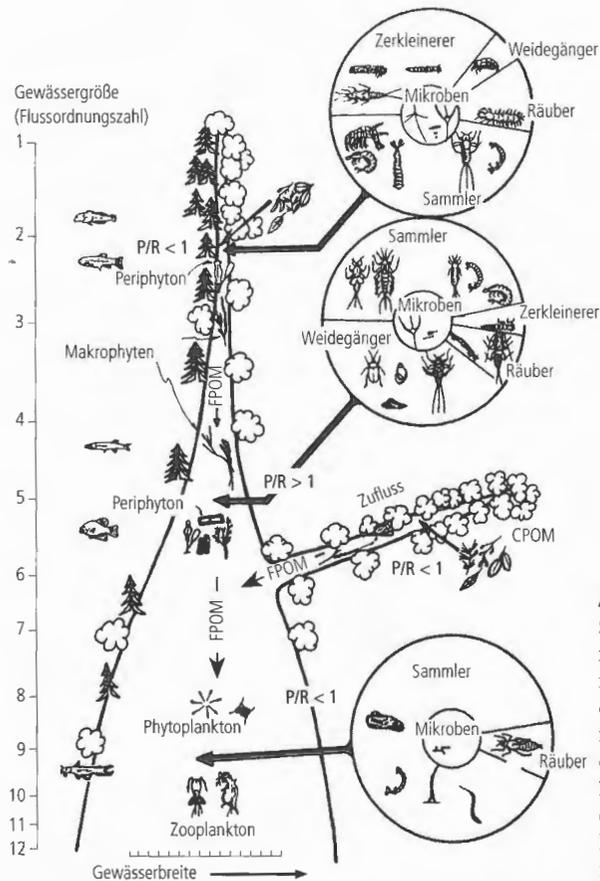


Abb. 6.1 Schema des River-Continuum-Concepts (aus Vannote et al. 1980); CPOM = coarse particulate organic matter (grobpartikuläres organisches Material); FPOM = fine particulate organic matter (feinpartikuläres organisches Material).

Das RCC gilt als Modell für anthropogen unbeeinflusste Fließgewässer. Durch Kraftwerke und/oder Abwässer etc. beeinträchtigte Gewässer lassen vor allem die dargestellte Abfolge von Ernährungstypen nicht mehr so ausgeprägt erkennen (zur Unterbrechung des Fließkontinuums im Sinne der Unterbindung freier Migrationsmöglichkeiten von Fischen und anderen Fließgewässerorganismen s. Kap. 5.2 und 7; zur ökologischen Funktionsfähigkeit s. Kap. 9.2.2).

Im Zuge der weiteren Entwicklung der Fließgewässerforschung wurde bald erkannt, dass das oben beschriebene RCC zu einseitig auf das longitudinale Prozessgeschehen fokussiert bzw. die vertikalen und insbesondere die lateralen Austauschprozesse nicht entsprechend berücksichtigt. Diesem Defizit Rechnung tragend, werden nach dem von Ward & Stanford 1983 entwickelten und 1995a erweiterten „Extended Serial Discontinuity Concept“ (ESDC) Flusssysteme heute grundsätzlich als in drei räumlichen Ebenen interaktiv angesehen: longitudi-

nal innerhalb des Flusses bzw. zwischen Fluss und Zubringern, vertikal (Flussbett/ Aquifer) und lateral (Flussbett/ Ufer- bzw. Überschwemmungsflächen). Lange Zeit in ihrer Bedeutung unterschätzt, sind es vor allem die verzweigten und mäandrierenden Flüsse innerhalb ausgeprägter Alluvialzonen, die durch besonders hohe laterale Interaktionen zwischen Fluss und Umland gekennzeichnet sind (Abb. 6.2). Nach dem ESDC weisen verzweigte Flüsse mit einem vielfachen Talweg im oberen Abschnitt meist besonders instabile Umlagerungszonen mit vegetationslosen Sand- und Schotterbänken auf. In flussabwärts folgenden Abschnitten finden sich zunehmend Schotterinseln, die durch Pionier- und später ältere Vegetationsbestände stabilisiert sind. Mäanderzonen hingegen zeigen meist nur ein einziges Hauptgerinne, dessen vergleichsweise langsame Seitentwicklung in der alluvialen Überschwemmungsfläche zu Erosion konkaver Steilufer und Ablagerung konvexer Bänke entlang der Innenufer führt. Die Mäanderentwicklung bedingt eine breite Palette verschiedener Au- und Altwasertypen in unterschiedlichsten Sukzessionsstadien, die zusammen mit dem reichen Mosaik an Auwaldtypen Basis für äußerst artenreiche aquatische, semi-aquatische und terrestrische Lebensgemeinschaften sind.

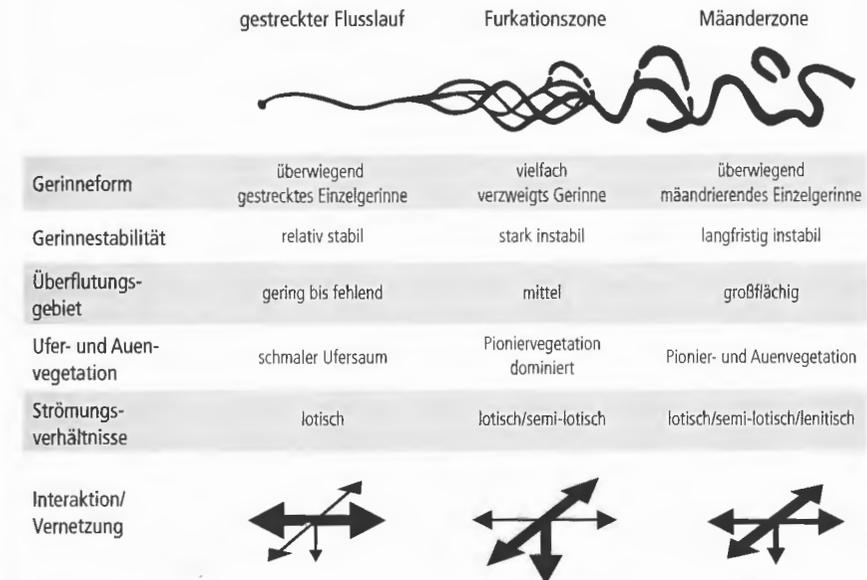


Abb. 6.2 Schlüsselmerkmale und deren Änderungen im Längsverlauf eines schematisierten Fließgewässersystems. Dicke und Länge der Pfeile zeigen die Intensität der Interaktionen und Austauschprozesse in der Longitudinalen, Vertikalen und in lateraler Erstreckung (schräger Pfeil) (verändert nach Ward & Stanford 1995a, aus Jungwirth 1998).

Die im ESDC in ihrer Bedeutung als sehr wesentlich erkannte vierte Dimension, das zeitliche Geschehen, wird auch ganz besonders im sogenannten „Flood Pulse Concept“ (Junk et al. 1989) hervorgehoben und diskutiert. Dieses Konzept befasst sich speziell mit der hohen Instabilität von Mäander- und vor allem Furkationssystemen und beschreibt die Auswirkungen von Hochwässern bzw. hochwasserbedingte Störungen als prägende Elemente von Fluss- / Auensystemen. Die flussmorphologische Dynamik bedeutet stetige Umformungen des Auenreliefs, Neubildung und Verlandung von strukturreichen Altarmen und Uferzonen. Damit ist sie auch Basis für Ein- und Austrag von Nährstoffen, Auf- und Abbau organischen Materials und entsprechende Sukzessionsabläufe. Die individuelle Entwicklung (z. B. hinsichtlich Temperaturverhältnisse, Nährstoffgehalt etc.) einzelner Gewässer(-zonen) während Niedrigwasserzeiten wird durch Hochwässer gestört, die auf diese Weise unter anderem konkurrenzstarke Arten kontrollieren bzw. konkurrenzschwächere fördern. Für die Biozönosen von Oberläufen gelten unregelmäßig auftretende Hochwässer eher als „natürliche Katastrophen“. Potamale Lebensgemeinschaften temperierter Fließgewässer hingegen setzen erhöhte Mittelwasserführung bzw. länger andauernde Hochwasserstände im Zuge der Schneeschmelze für das Reproduktionsgeschehen obligat voraus. Große Bedeutung scheinen dabei insbesondere mittelstarke Störungen zu haben, da solche „intermediate disturbances“ (Connell 1978; Huston 1979; Lampert & Sommer 1993) einen wesentlichen Beitrag hinsichtlich Habitatvielfalt, Sukzessionsprozesse und Biodiversität liefern (vgl. auch Kap. 4.4). Störungen sind somit typische und notwendige Prozesse, zeitliche und räumliche Instabilität ein Charakteristikum funktionierender Fluss- / Auensysteme (vgl. auch Schiemer 1995).

Gerade durch hohe Instabilität und regelmäßige Störungen als charakteristische Größen zeigen Fluss- / Auensysteme auch eine besonders hohe Dichte und Komplexität an Übergangs- bzw. Grenzzonen, wie dies im „Ecotone-Concept“ zum Ausdruck kommt (Naiman & Decamps 1990). Ökotope sind durch vielfältigste Lebensgemeinschaften, großen Artenreichtum und meist höhere Prozessraten als die angrenzenden Lebensräume gekennzeichnet. Vor allem die Reichhaltigkeit und räumliche Anordnung und Dynamik von Ökotonen machen die Intensität der Prozessabläufe und die hohe Biodiversität von Fluss- / Auensystemen aus (Schiemer & Zalewski 1992). Das Konzept der „ecological connectivity“ (Amoros & Roux 1988) schließlich bezieht sich auf die vielfältigen Interaktionen und Austauschprozesse zwischen den verschiedenen Gewässern sowie zwischen den aquatischen und terrestrischen Lebensräumen. Die Wechselwirkungen umfassen Transport von Wasser, Nährstoffen und Detritus sowie aktive und passive Bewegung von Organismen. Den Höhepunkt, mit einer Vielzahl komplexer Interaktionen, erreicht die Konnektivität dabei in Flussauen des Mäandertyps (Ward & Stanford 1995a und b).

6.2 Zur fischökologischen Relevanz des 4-Dimensionalitäts- und Konnektivitätsprinzips

Wie in Kapitel 6.1 aufgezeigt, gilt die hochkomplexe 4-dimensionale Natur von Fließgewässersystemen heute als allgemein anerkanntes Grundprinzip (Ward 1989). Räumlich / zeitliche Dynamik des Abflussgeschehens und Störungen werden als Schlüsselparameter für die Entwicklung flusstypspezifischer Ausprägungen angesehen, deren funktionale und strukturelle Elemente großteils durch Konnektivität, Sukzession und Ökotope bestimmt sind (Stanford & Ward 1992; Ward & Stanford 1995 a und b).

Das Ausmaß der Wechselbeziehungen im Sinne komplexer Verbindungen, Interaktionen und Austauschprozesse in den drei räumlichen Ebenen ist laut ESDC dabei im Längsverlauf verschieden (vgl. Abb. 6.2): In den überwiegend gestreckten Oberläufen dominiert relativ gesehen das longitudinale Prozessgeschehen. Vertikale Austauschprozesse zwischen Fluss und Bettsedimenten sind häufig begrenzt, die laterale Konnektivität spielt eine vergleichsweise unbedeutende Rolle und umfasst primär einseitig zum Fluss gerichtete Prozesse.

In verzweigten Mittelläufen nimmt sowohl das Ausmaß der vertikalen Austauschprozesse als auch das der lateralen Konnektivität zu, wogegen die longitudinalen Interaktionen in Relation dazu schwächer sind als in den anderen Abschnitten. Bei mäandrierenden Alluvialflüssen mit großen Überflutungsflächen schließlich sind nach dem ESDC die vertikalen Austauschprozesse tendenziell deutlich schwächer als die longitudinalen und lateralen. Speziell die laterale Konnektivität wird hier sowohl funktionell als auch strukturell zur zentralen ökologischen Größe, indem eine Vielzahl komplexer und sehr dynamischer Austauschprozesse zwischen dem Fluss und seinen begleitenden aquatischen, semiterrestrischen und terrestrischen Lebensräumen und Gemeinschaften besteht.

Vergleicht man die grundsätzlichen Anforderungen natürlicher Fischgemeinschaften temperierter Fließgewässer Europas mit den im ESDC schematisch dargestellten Prozessen und Wechselbeziehungen, so ergeben sich einerseits viele Übereinstimmungen, andererseits aber auch einige wesentliche Unterschiede (Abb. 6.3): In gestreckten Oberläufen europäischer Flüsse ist häufig die Bachforelle die bestandsbildende Art. Diese hängt in Hinblick auf Wanderungen und sogenannte Habitatshifts ganz wesentlich von der longitudinalen Konnektivität zwischen unterschiedlicher Flussabschnitten, Mesohabitaten und Strukturen ab. Dasselbe gilt auch für Vertreter der rhithralen Fischfauna in Nordamerika, wie z. B. die Regenbogenforelle oder den Bachsaibling. Bei anadromen (vom Meer ins Süßwasser zum Laichen aufsteigenden) Arten übergreifen die Anforderungen hinsichtlich der longitudinalen Konnektivität ganze Flusssysteme, da deren Habitate inklusive der Wanderungskorridore den gesamten Bereich zwischen Meer und Laichgewässern im Oberlauf umfassen (Northcote 1998).

Aus fischökologischer Sicht betont das ESDC die vertikalen Austauschprozesse in den Oberläufen insofern zu wenig, als der Wasseraustausch Fluss / Bettsedi-

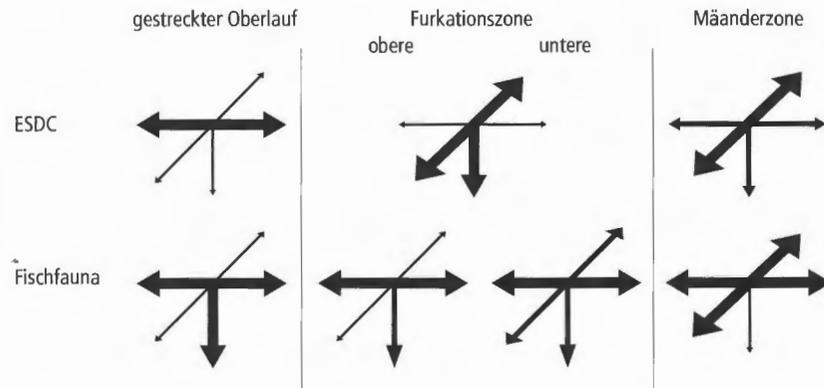


Abb. 6.3 Interaktionen und Austauschprozesse in longitudinaler, vertikaler und horizontaler (schräger Pfeil) Erstreckung eines Modellflusses mit 3 Abschnitten. Die Dicke der Pfeile zeigt die relative Intensität der Interaktionen nach dem ESDC-Konzept (Ward & Stanford 1995a, vgl. Abb. 6.2) bzw. im Hinblick auf fischökologische Relevanz (unten; aus Jungwirth et al. 2000); vgl. Text.

mente hier für die Reproduktion eine Schlüsselrolle spielt. Praktisch alle Salmoniden, aber z. B. auch die Koppe, hängen zusätzlich zur longitudinalen auch stark von der vertikalen Dimension ab. Die hyporheische Zone spielt hinsichtlich der Eiinkubation, der Larvalentwicklung, aber auch der Ernährung der Salmoniden und anderer Rhithralarten (z. B. Koppe) eine zentrale Rolle.

Im verzweigten Mittellauf empfiehlt sich aus fischökologischer Sicht eine schematische Differenzierung: Einerseits in eine obere, durch starke Umlagerungen gekennzeichnete Zone, die häufig der Äschenregion entspricht, andererseits in eine flussab folgende, durch vergleichsweise stabilere, ältere und damit bewachsene Inseln sowie Seiten- und Altarme gekennzeichnete Zone, die neben der häufig dominierenden Barbe und anderen rheophilen Vertretern auch schon erste stagnophile Arten beherbergt. In Übereinstimmung mit dem ESDC ist hier die Vertikale in Hinblick auf Reproduktion und Invertebratenfauna (Fischnährtiere) von essenzieller Bedeutung, speziell in der oberen Umlagerungszone. Die Annahme, dass die relative Stärke der vertikalen Austauschprozesse hier ihr Maximum erreicht, ist freilich aus fischökologischer Sicht nicht unbedingt zu bestätigen. Vielmehr ist während der Reproduktionsphase lange Nutzung der hyporheischen Zone bei zugleich hoher Eindringtiefe der Larven in das Interstitial eher für die Herbst- und Winterlaicher (Bachforelle, Bachsaibling etc., s. oben) in gestreckten Oberläufen typisch. Dies erfährt zugleich auch dadurch Bestätigung, dass viele rheophile Vertreter furkierender Äschen- und Barbenflüsse ihre Eier nur vergleichsweise oberflächlich (oberste Schicht der Bettsedimente) ablegen, bzw. bei diesen Frühjahrsleichern die Inkubationszeit der Eier nur kurz dauert. Auch die frühen Larvalstadien genannter Arten sind hinsichtlich ihres Vorkom-

mens bzw. der Wahl der Mikrohabitate primär auf die oberflächlichen Layer der Bettsedimente beschränkt. Zugleich sind bei Äsche, Nase und typischerweise mit diesen assoziierten Arten (Strömer, Barbe, Hasel etc.) saisonale Migrationen und stadienspezifische Shifts entlang der Longitudinale obligatorische Phänomene im Lebenszyklus. Die longitudinale Konnektivität über unterschiedliche räumliche Maßstabsebenen ist daher auch hier als essenzieller Teil der fischökologischen Funktionsfähigkeit zu betrachten.

Betrachtet man schließlich die laterale Konnektivität in furkierenden Mittelläufen, besteht insofern Übereinstimmung mit dem ESDC, als ihre relative Bedeutung im Vergleich zu gestreckten Oberläufen steigt. Besonders trifft dies für die Zone der Barbenregion zu, wo die alluvialen Überschwemmungsflächen häufig bereits höhere Ausdehnung zeigen. Das zunehmend breitere Spektrum unterschiedlicher Nebengewässer, speziell von Altarmen, die funktionell wie strukturell lenitische Habitate repräsentieren, führt auch zu einer deutlichen Erweiterung des Fischartenspektrums in Richtung potamaler Gesellschaften.

Die enorme Bedeutung der lateralen Konnektivität von Mäanderflüssen innerhalb großflächiger alluvialer Überschwemmungsgebiete wurde schon sehr früh für europäische Flüsse beschrieben (Antipa 1910). Dieses Wissen geriet aber später großteils wieder in Vergessenheit, bis schließlich aktuelle Arbeiten über temperierte Flüsse der nördlichen Hemisphäre die komplexen Zusammenhänge und die Bedeutung von Überflutungszyklen bestätigten (Arthington & Wellcome 1995; Petts 1989; Copp 1989). Das ESDC sowie die anderen oben beschriebenen Konzepte zeigen die Bedeutung der lateralen Konnektivität mäandrierender Fluss- / Auensysteme sehr klar auf. Aus fischökologischer Sicht besteht diesbezüglich volle Übereinstimmung, indem z. B. die fischereiliche Produktivität temperierter Potamalsysteme eine klare Abhängigkeit von den jährlichen Überflutungen hinsichtlich Dauer und Höhe bzw. den damit in Verbindung stehenden Austauschprozessen, Wanderungen und Reproduktionsbedingungen zeigt (Schiemer et al. 1991; Schiemer & Waidbacher 1992 und 1994; Jungwirth 1998). Werden die diesbezüglichen Funktionen gestört oder lokale Austauschprozesse z. B. durch Regulierungen oder Kraftwerke unterbunden, sinken die Fischbestände und Fänge stark ab, wie dies etwa bereits im frühen zwanzigsten Jahrhundert an der Donau geschah (Busnita 1961; Jungwirth 1984a und 1998; Backhalbasar-Drobowizi 1982). Nichtsdestoweniger kommt aus fischökologischer Sicht auch hier der longitudinalen Konnektivität zusätzlich enorme Bedeutung zu. Dies ist nicht nur durch das endgültige Verschwinden von vier anadromen Störartigen bestätigt, die vor Errichtung des Kraftwerkes am Eisernen Tor auch die Obere Donau bewohnten. Vielmehr machen weitere 27 rheophile Arten, die früher zum Teil weite Laichwanderungen entlang des Hauptflusses zeigten bzw. obligatorisch saisonal stadienspezifische Längswanderungen oder Shifts durchführten, nahezu die Hälfte des gesamten Artenspektrums der Donau aus. Das Verschwinden von Stör (*Acipenser sturio*) und Lachs (*Salmo salar*) im Rhein und anderen europäischen Flüssen zufolge der Unterbindung des Längskontinuums sind weitere bekannte Beispiele. Somit erweist sich einmal mehr auch in mäand-

rierenden Flusssystemen alluvialer Niederungen neben der lateralen Konnektivität das longitudinale River-Continuum als Schlüsselparameter für artenreiche und damit ausgewogene Fischbestände.

In Hinblick auf die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern (vgl. Kap. 9.2 und 9.3) ergibt sich somit ganz klar, dass das Prinzip der Konnektivität speziell in Bezug auf Fischgemeinschaften eine zentrale Rolle spielt. Jüngste Studien über ein breites Spektrum unterschiedlicher Flussfischarten ergaben, dass praktisch alle Vertreter der Ichthyofauna stadienspezifische Bewegungen, Driftphänomene oder entwicklungsbedingte Wanderungen über sehr unterschiedliche räumliche Maßstabsebenen als obligatorische Phänomene im Rahmen ihres Lebenszyklus zeigen (Schiemer et al. 1991; Mader et al. 1998; Pokorny 2000). Exakte Bestimmung einzelner Fischarten, bzw. genaue Kenntnis deren stadienspezifischer ökologischer Anforderungen in Hinblick auf die unterschiedlichen räumlichen Verhältnisse, erweist sich somit als eine unabdingbare Voraussetzung für die Auswahl und Anwendung adäquater Methoden und Kriterien zur Evaluierung der ökologischen Integrität und damit letztlich auch für den Schutz, das nachhaltige Management und den Rückbau von Fließgewässern.

7 Eingriffe an Fließgewässern und ihre Auswirkungen auf Lebensräume und Fischfauna

7.1 Eingriffsformen und Nutzungsdruck

Fließgewässer zählen weltweit zu den am vielfältigsten und zugleich am intensivsten durch den Menschen genutzten Ökosystemen. Der Mensch nutzt die an Flüssen und in deren Umland zur Verfügung stehenden Ressourcen seit Jahrtausenden. Zugleich ändert er Flussökosysteme zum Teil tiefgreifend, um die vom Gewässer ausgehenden Gefährdungen für Siedlungen, Infrastruktureinrichtungen und Produktionsflächen abzuwenden (Arthington & Welcomme 1995). Als Resultat dieser Entwicklung ist heute weltweit nur mehr bei wenigen der großen Fließgewässer die ursprüngliche ökologische Funktionsfähigkeit erhalten (Karr 1993).

Neben die Eutrophierung fördernden Nährstoffeinträgen als Resultat intensiver Land- und Forstwirtschaft in großen Teilen vieler Flusseinzugsgebiete führen punktuelle Einleitungen kommunaler und / oder industrieller Abwässer vielfach zu schweren Beeinträchtigungen der Wassergüte. Insbesondere in der Zeit nach dem zweiten Weltkrieg in vielen europäischen Ländern ein sehr ernstes und großflächiges Problem, hat sich die diesbezügliche Situation in den letzten Jahren aufgrund umfangreicher Sanierungsmaßnahmen freilich deutlich verbessert (vgl. Kap. 4.5.2 und Abb. 7.1). Die Phase, in der Fließgewässer primär als Instrument zur Verdünnung bzw. zum Abtransport von Abwässern angesehen wurden, ist mittlerweile in den meisten Ländern mit hohem Lebensstandard einer vorsorgenden Haltung gegenüber Gewässern gewichen. Verbliebene und / oder neue Probleme mit zum Teil erheblichen ökologischen Konsequenzen sind freilich zunehmende Belastungen mit Schwermetallen, schwer abbaubaren und schon in sehr geringen Dosen toxischen Verbindungen oder etwa hormonartig wirkenden Substanzen (vgl. Kap. 4.5).

Besonders nachhaltig und großflächig wirksame Einflüsse ergeben sich heute vor allem aber durch wasserbauliche Maßnahmen, die zu tiefgreifenden Änderungen / Störungen der aquatischen Lebensräume und der von diesen abhängigen Lebensgemeinschaften führen. Hierzu zählen einerseits die über weite Fließgewässer-Abschnitte nach dem zweiten Weltkrieg systematisch durchgeführten Hochwasserschutzmaßnahmen, andererseits ist der Aufstau und die Fragmentierung von Flüssen durch Kraftwerke ein weltweites Problem. Eine Untersuchung der 139 größten Flusssysteme Nordamerikas, Europas und der ehemaligen Sowjetunion ergab, dass 77 % dieser Gewässer schwer bis mittelstark durch Kontinuumsunterbrechungen auf Grund von Wehranlagen und / oder durch Störungen

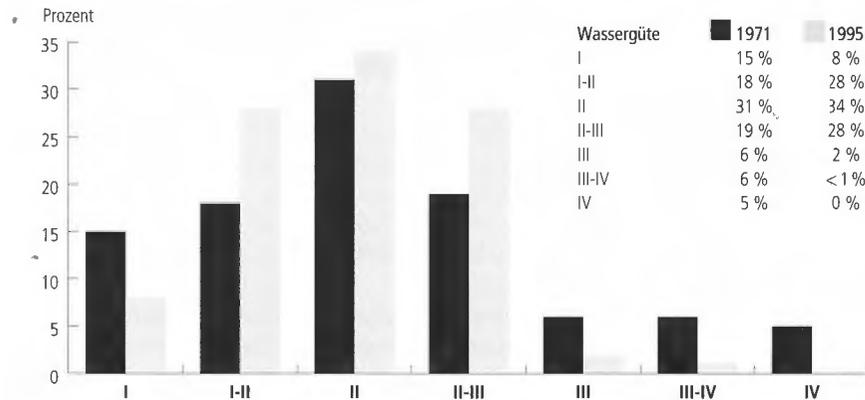


Abb. 7.1 Saprobiologische Gewässergüte in Österreich 1971 und 1995: Die Güteklasse I–II, II und II–III haben sich deutlich verbessert, Gewässer mit III–IV sind weitgehend verschwunden (Koller-Kreimel 1996).

des Abflussregimes als Folge von Kraftwerksbetrieb, Aus- und Umleitungen betroffen sind (Dynesius & Nilsson 1994). Zusätzlich zu den genannten Eingriffen ist kraftwerksbedingter Schwellbetrieb in vielen Fließgewässersystemen ein enormes Problem. Sowohl Regulierungen als auch Kraftwerke haben aber insbesondere auch weitreichende Konsequenzen hinsichtlich der lateralen Austauschprozesse Fluss / Umland und der vertikalen Verbindungen Fluss / Aquifer (vgl. Kap. 6).

Die Tatsache, dass zum Beispiel in den USA 60 % der typischen Flussfischarten als gefährdet gelten, ist nicht nur auf die Errichtung von Kraftwerksketten zurückzuführen, sondern auch auf die systematischen Flussregulierungen (Holden 1979). Viele dieser Maßnahmen ändern nicht nur auf verschiedenste Weise das natürliche hydrologische Regime, sondern bewirken auch künstliche Trennungen bzw. Aufsplitterungen der ursprünglich stark untereinander vernetzten Systeme Fluss / Überschwemmungsflächen in isolierte Einzelteile. Im Rhein und Main beispielsweise hat das komplexe Zusammenwirken verschiedener anthropogener Eingriffe bereits in den 70er-Jahren zum Verschwinden von 59 bzw. 50 % der ursprünglichen Fischarten geführt (Lelek 1976; vgl. auch Kap. 8.1).

Neben den schon oben erwähnten Problemkreisen sind aktuell noch zahlreiche andere Nutzungen / Eingriffe von Relevanz. In engem Zusammenhang mit Kraftwerken und Regulierungen steht beispielsweise die weit verbreitete Eintiefung von Fließgewässern, die bedingt durch Geschiebeentnahmen (z. B. durch Bauwirtschaft, Wildbachverbauung), Rückhalt (z. B. durch Kraftwerksstau, Retentionsbecken) und / oder verstärkten Austrag (z. B. als Folge zu enger Regulierungs-Querprofile) von Geschiebe enorme ökologische und wasserwirtschaftliche Probleme nach sich zieht (vgl. Kap. 7.5). Großschifffahrt und Sportbootbetrieb wiederum erfordern das Freihalten einer geeigneten Fahrrinne und

verursachen zudem unnatürlichen Wellenschlag, Aufwirbeln von Bettseimenten sowie Ufererosionen, die zur Beeinträchtigung von Seichtwasser- und Uferhabitaten führen. Exzessive Nutzung von Fließgewässern für Freizeit und Erholung (Raften, Paddeln, Canyoning, Fischen etc.) führt vielfach zu Störungen und Beunruhigungen (z. B. gewässergebundene Vogelwelt), unsachgemäße fischereiliche Bewirtschaftung (einseitige Befischung und überproportionaler Besatz wirtschaftlich wertvoller Arten, Einbürgerung von Exoten, Einschleppung von Parasiten etc.) unter Umständen zu direkten Beeinträchtigungen natürlicher Fischbestände, deren Gilden- und Artenzusammensetzung und vieles mehr. Die Komplexität natürlicher Fließgewässersysteme in ihrer Wechselwirkung mit menschlicher Vielfachnutzung erschwert es dabei, die Auswirkungen einzelner Einflüsse herauszufiltern bzw. isoliert zu quantifizieren.

7.2 Geschichte der Eingriffe und Nutzungen an Fließgewässern

Zwar wurden die alpinen Fließgewässer meist erst mit den systematischen Regulierungen des 19. Jahrhunderts grundlegend verändert, doch gab es auch davor bereits vielfache Eingriffe. Die wirtschaftlichen Interessen der Nutzungen unterschieden sich dabei nicht wesentlich von den heutigen (Energiegewinnung, Transportfunktion, Fischereiwirtschaft etc.). Auch lokale Ufersicherungen zum Schutz von Siedlungen, teilweise zudem von landwirtschaftlichen Flächen, sind seit Jahrhunderten bekannt. Allerdings waren diese Bauwerke früher weniger dauerhaft und zumeist lokal begrenzt. Dementsprechend erwiesen sich auch die ökologischen Auswirkungen dieser Eingriffe als weniger gravierend.

Für die Untersuchung der Entwicklungsgeschichte von Fließgewässern werden verschiedene Methoden verwendet. Wichtige Quellen sind historische Aufzeichnungen im eigentlichen Sinn, also Karten und schriftliche Archivadokumente. Darüber hinaus beschäftigen sich die Archäologie und verschiedene naturwissenschaftliche Disziplinen mit der Geschichte von Gewässern. Zu letzteren gehören z. B. die Geomorphologie, Bodenkunde, Pollenanalytik oder Paläoklimatologie.

Fließgewässer wurden zumindest seit dem Mittelalter für Transport (Trift, Flößerei, Schifffahrt), Beseitigung von Abwässern, Energiegewinnung oder Fischereiwirtschaft genutzt und durch lokale Regulierungen beeinflusst. Abgesehen von diesen unmittelbaren Eingriffen wirkten sich Maßnahmen im Einzugsgebiet indirekt auf die Morphologie von Flüssen und Bächen aus. Änderungen in der Landnutzung, allen voran großflächige Entwaldung und Beweidung, aber auch Besiedlung bzw. Verbauung von Flächen, zählen zu den frühesten Eingriffen an Gewässern überhaupt. Sie verändern den Wasserhaushalt in Richtung eines verstärkten Oberflächenabflusses und damit auch das Erosions- und Sedimentationsgeschehen (Brookes 1992).

Bei der Untersuchung großräumiger Veränderungen der Gewässermorphologie ist es häufig schwierig, menschlich verursachte Änderungen und Folgen natürlicher Klima- bzw. hydrologischer Schwankungen voneinander zu trennen. Jüngere Untersuchungen der prähistorischen Forschung kommen zum Ergebnis, dass die Einflüsse des Menschen auf die Landschaft in den letzten Jahrtausenden wesentlich stärker waren als bisher angenommen (Jäger 1994). Auch die mittelalterlichen Rodungen für Landwirtschaft, Siedlungen, Gewerbe, Bergbau etc. zeigten enorme Auswirkungen auf die Bodenerosion (Kern 1994).

In den mediterranen Ländern reichen die Auswirkungen der Rodungen auf Gewässer zumindest 2000 Jahre zurück. In West- und Mitteleuropa sind sie erst später wahrnehmbar, in Ost- und Nordeuropa zum Teil erst in jüngerer Zeit (Petts 1989). Bodenanalysen und archäologische Untersuchungen zeigen beispielsweise an der Weser, der Elbe oder dem Main verschiedene Sedimentationsphasen. Einschlägige Untersuchungen stufen allerdings den Anteil des Menschen bzw. natürlicher Schwankungen als Wirkungsfaktoren unterschiedlich ein. Am Main wurde die Ausbildung der Terrassenstufen von der Nachwürmperiode bis zum 19. Jahrhundert untersucht. Gerlach (1990) verschneidet aufgrund von Analysen von Karten und Schriftquellen verschiedene Akkumulations- und Erosionsphasen mit Klimadaten und Siedlungsaktivitäten. Das Ergebnis zeigt, dass die Flussschwankung am Main grundsätzlich durch Klimaschwankungen initiiert wurde. Die Ausformung der zwischen 1400 und 1900 gebildeten Terrassen ist jedoch auch auf die menschlichen Siedlungs- und Bewirtschaftungsaktivitäten zurückzuführen.

Frenzel (1983 aus Gerlach 1990) kommt dagegen in seinen Untersuchungen zum Ergebnis, dass die Klimaschwankungen der letzten 5000 Jahre zu schwach waren, um den Wechsel zwischen Erosions- und Akkumulationsphasen hervorzurufen; Abflussschwankungen und die daraus resultierenden Änderungen der Gewässermorphologie sind daher nach Frenzel im Wesentlichen auf Landnutzungsänderungen zurückzuführen.

Neben großräumigen morphologischen Änderungen, wie sie für den Main erwähnt wurden, wirkten sich Schwankungen der Sedimentfracht auch auf das Sohlniveau von Flüssen aus. Als Beispiel dafür wird weiter unten der Alpenrhein beschrieben.

Wenngleich historische Eingriffe in die Gewässersysteme die Dynamik der Gewässer und damit die natürliche Vielfalt der Lebensräume nicht zerstörten, bewirkten sie mitunter zumindest lokal markante Veränderungen des ökologischen Gesamtgefüges (z. B. durch Trift / Flösserei, Mühlen, Einleitung von ungeklärten Abwässern). Letztlich waren es aber erst die systematischen Regulierungen und die umfassenden energiewirtschaftlichen Nutzungen des 20. Jahrhunderts, die großflächig zur Monotonisierung vieler Flusslandschaften bis hin zur vollkommenen Zerstörung der aquatischen Lebensräume führten. Kern (1994) beschreibt die Auswirkung von verschiedenen Nutzungen auf die Gewässer sowie die Regenerationszeit nach einer theoretischen Beendigung der Eingriffe (vgl. Abb. 7.2).

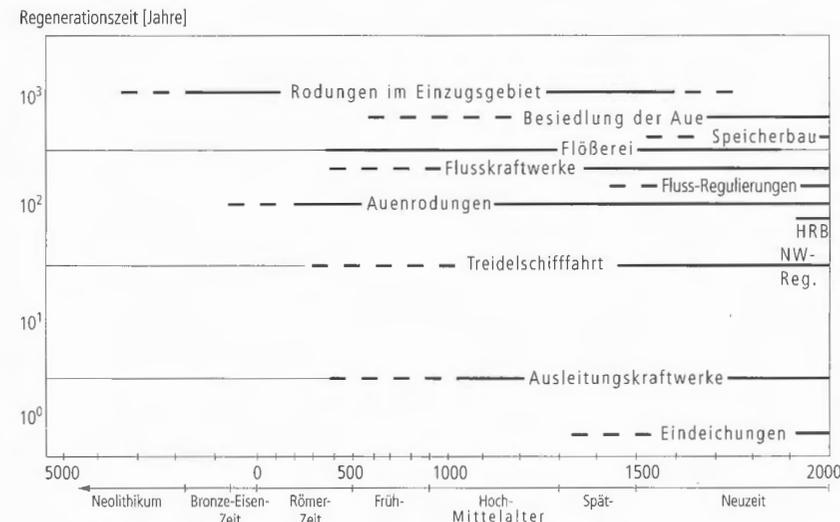


Abb. 7.2 Historische Eingriffe in die Gewässersysteme und Regenerationsdauer nach Einstellen der Eingriffe (nach Kern 1994); HRB = Hochwasserrückhaltebecken.

7.2.1 Beispiele für historische Eingriffe in Fließgewässer und ihre Folgen

Sohlaufhöhung am Alpenrhein

Zumindest seit Ende des 18. Jahrhunderts wird in Beschreibungen des Alpenrheins darauf hingewiesen, dass sich die Rheinsohle stetig aufhöhte (u. a. Krapf 1901; Lichtenhahn 1972; Haidvogel & Kindle 2001). Diese Sohlaufhöhung steht mit mehreren Faktoren im Zusammenhang: Durch die großflächigen Waldrodungen im Einzugsgebiet des Alpenrheins und seiner Zubringer wurde der Wasserrückhalt reduziert und die Bodenerosion an den Hängen verstärkt. Eine weitere Ursache wird in der Einengung des Rheinbettes durch lokale Wuhrbauten (Buhnen, Ufersicherungen) gesehen (Lichtenhahn 1972). Die Wuhre wurden zur Stabilisierung der Ufer bei Siedlungen oder Fähren bereits im Mittelalter errichtet. Mit der Zeit wurden die verbauten Rheinabschnitte immer länger, bis schließlich um die Mitte des 19. Jahrhunderts zwischen Tardisbrücke (Graubünden, Schweiz) und der Mündung in den Bodensee bereits lange, geschlossene Wuhrabschnitte und teilweise auch Dämme als Überschwemmungsschutz vorlagen. Obwohl dadurch das Gewässerquerschnitt enger und die Fließgeschwindigkeit höher wurden, reichte die Strömung nicht aus, um das Geschiebe weiter flussab zu transportieren (Lichtenhahn 1972; Weber et al. 1978). Die Aufhöhung der Rheinsohle war flussab von Sargans (St. Gallen, Schweiz) besonders stark. Als Folge der höheren Flusssohle stieg die Zahl der Überschwemmungen vor allem seit dem 19. Jahrhundert an (Datenzusammenstellung bei Krapf 1901;

Haidvogel & Eberstaller 1997). Neben den Änderungen im Geschiebehaushalt werden auch solche des Klimas und der Hydrologie als Ursachen für die Häufung von Hochwasserereignissen genannt (Pfister 1984; Lamb 1977).

Auch nach Beginn des 20. Jahrhunderts, als die systematische Regulierung des Alpenrheins weitgehend abgeschlossen war, kam es zu keiner langfristigen Stabilisierung bzw. Absenkung des Sohlenniveaus. Erst mit Kiesentnahmen, die in den 1940ern begannen, konnte die permanente Aufhöhung gestoppt werden. Zwischen 1940 und 1972 wurden insgesamt 15 Mio. m³ Geschiebe entnommen (Weber et al. 1978). Letztendlich verursachten die Kiesbaggerungen jedoch in Verbindung mit den Wildbachverbauungen lediglich eine Umkehrung der Probleme, indem die Rheinsohle nun massiv eintiefte. Nach dem Einsturz einer Brücke infolge unterspülter Pfeiler wurden die Entnahmen 1973 weitgehend eingestellt. Der Eintiefungsprozess konnte allerdings bis heute nicht gestoppt werden. Die Sohle des Alpenrheins liegt derzeit an manchen Stellen um bis zu 5 m tiefer als 1950 und um mehr als 2 m tiefer als 1850.

Häufigere Überschwemmungen, durch die höhere Rheinsohle verursachte Rückstau der Zubringer und zunehmende Vernässung des Umlandes hatten umfassende Eingriffe in das Alpenrheinsystem zur Folge. Geländevermessungen von ca. 1850 zeigten, dass in vielen Bereichen der mittlere Wasserstand bereits höher lag als der tiefste Punkt der Talsohle. Die Maximalwerte waren bei Sevelen (St. Gallen, Schweiz) zu verzeichnen, wo sich der tiefste Punkt 2,8 m unter dem mittleren Wasserspiegel befand. Im Mittel lag der tiefste Talpunkt auf Schweizer Seite entlang der Grenze zu Liechtenstein ca. 1 m unter dem Mittelwasserspiegel.

Neben der systematischen Regulierung des Alpenrheins fanden zur Sicherung der Siedlungen und der wirtschaftlichen Nutzungen Maßnahmen an den Zubringern statt. Im Mittel- und Unterlauf wurden entlang dem Alpenrhein Kanäle errichtet (Werdenberger Binnenkanal, Liechtensteiner Binnenkanal, Vorarlberger Rheintaler Binnenkanal), in die heute alle ursprünglichen Zubringer des Mittel- und Unterlaufs einmünden. Die Anzahl der Rheinzubringer reduzierte sich dadurch zwischen Trübbach und Bodensee von ehemals 53 auf 10. Für Liechtenstein sind diese Veränderungen des Gewässersystems, die nicht nur durch die Verlegung der Zubringer in den Liechtensteiner Binnenkanal, sondern auch durch die Regulierung der Gewässer sowie durch die Entwässerung der Flachmoore hervorgerufen wurden, in Abbildung 7.3 dargestellt.

Fischereiwirtschaftliche Nutzung und Befischungsdruck

Die Fischereiwirtschaft hatte in den alpinen Gewässern bis ins 20. Jahrhundert große Bedeutung. Flüsse und Bäche wurden intensiv mit den verschiedensten Methoden befischt. Die z. T. Jahrhunderte zurückliegenden Erlasse von Fischereiordnungen sind als erste Versuche zu werten, die Fischbestände zu schonen und zu erhalten. Die Motive für diese Regelungen waren freilich weniger ökologischer sondern eher ökonomischer Natur.

Bei manchen Fischarten wird schon vor Jahrhunderten von einem Rückgang der Bestände berichtet. Ein Beispiel ist der Hausenbestand der Donau. Balon

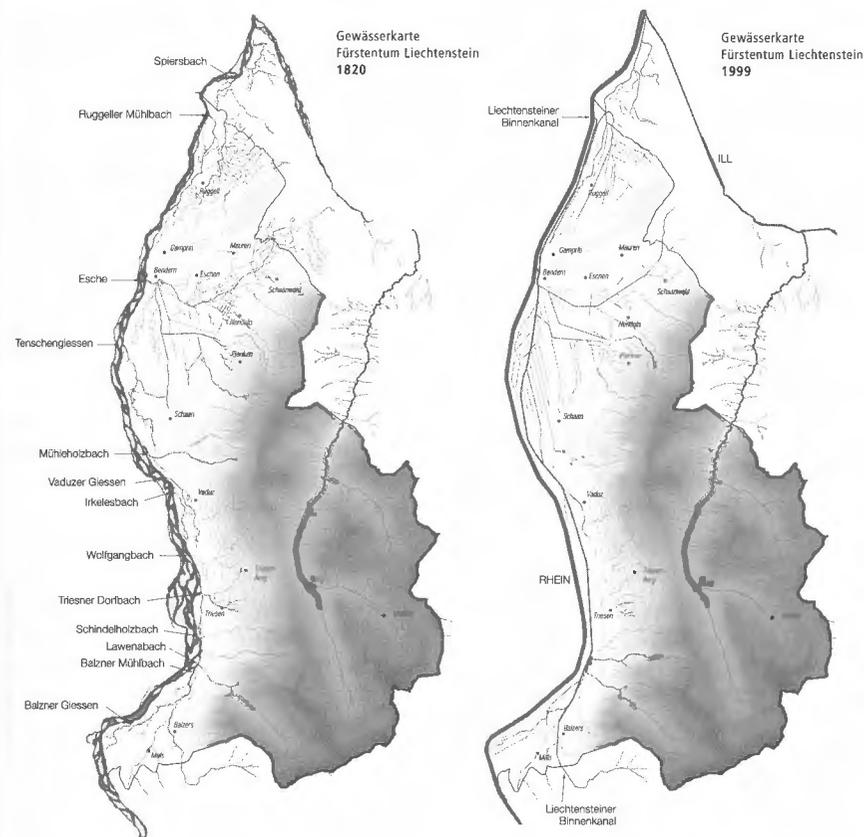


Abb. 7.3 Vergleich des Liechtensteiner Gewässersystem um 1820 und aktuell (aus Haidvogel & Kindle 2001). Graphik: P. Rey.

(1968) beschreibt den Fang und die dafür gebauten, sehr groß dimensionierten Fangvorrichtungen, mit denen Hausen und andere Störarten auf ihren Laichzügen in der mittleren und unteren Donau gefischt wurden. Dabei konnte z. B. im 16. Jahrhundert am Fangzaun bei Budapest der gesamte Laichschwarm erbeutet werden. Fixe Fangstellen gab es an der ungarischen Donau u. a. in Komarn, Esztergom und bei Aszod-Pusztas im Bereich der Palkovicovo Katarakte. Ertrags- bzw. Abgabenverzeichnisse überliefern beispielsweise im Jahr 1578 vom Fangzaun Kolarovo (Gutha) 140 erbeutete Hausen innerhalb von 13 Fangtagen. Im gleichen Zeitraum wurden am Fangzaun bei Nesvady (Nazwadh) 24 Hausen gefangen. Die Fangzäune bei den Palkovicovo Katarakten befanden sich in einem der attraktivsten Laichgebiete überhaupt. Als Resultat des großen Befischungsdruckes wird bereits in Quellen aus der 1. Hälfte des 18. Jahrhunderts auf einen Rückgang der Bestände hingewiesen (Balon, 1968). Auch auf dem Wiener

Fischmarkt ging im 19. Jahrhundert die Anzahl der gelieferten Störe zurück. Um 1830 kamen täglich noch 10–15 „Störe“ auf den Markt (Hausen bis 400 Pfund, Wax- und Glatttick mit ca. 30–40 Pfund, Sternhausen mit 10–25 Pfund; vgl. Jungwirth 1975). Als Ursache für den Rückgang wurde damals neben dem massiven Befischungsdruck auch die Dampfschiffahrt auf der Donau angesehen.

Fließgewässer als Transportweg – Flößerei und Holztrift in den österreichischen Alpen

Trift und Flößerei waren lange Zeit eine der wichtigsten Möglichkeiten, Holz aus verkehrsmäßig nicht erschlossenen Wäldern abzutransportieren. Bis zum 18. Jahrhundert erfolgte der Transport häufig mit dem natürlichen Abfluss. Gleichzeitig lassen sich aber auch Triftklausen, mit denen das Wasser für den Transport mittels Schwall aufgestaut wurde, bis ins frühe 14. Jahrhundert nachweisen (Vogel 1984 und 1987). Ab ca. 1800 wurden zunehmend stabile, gemauerte Klausen errichtet. Mit der Errichtung von Forststraßen verlor die Holztrift in der Mitte des 20. Jahrhundert ihre Bedeutung.

Auf wirtschaftlich wichtigen Triftbächen wurden häufig umfangreiche Systeme aus Hauptklausen und mehreren Nebenklausen errichtet. Die älteste Massivanlage in den österreichischen Alpen ist die 1756 an Stelle einer Holzklausen gebaute „Maria Theresienklausen“, die der Brennholztrift auf der Schwechat diente (Klausen Leopoldsdorf bei Baden). Sie war das Hauptbauwerk in einem Triftsystem mit weiteren 11 Neben- und 2 Nachklausen. Die gesamte Triftstrecke reichte über 104 km. An der Hauptklausen konnten ca. 78 000 m³ Wasser gestaut werden, das gesamte Klausensystem hatte ein Fassungsvermögen von 270 000 m³. Durchschnittlich lag die jährlich getriftete Holzmenge bei 51.500 m³. Die Anlage wurde 1930 eingestellt (Vogel 1984).

Einer der Haupttriftflüsse in den österreichischen Alpen war die Enns. Hier befanden sich zahlreiche holzintensive Betriebe für die Eisengewinnung und -verarbeitung. Die Triftstrecke in der Enns selbst reichte von Mandling bis Hieflau. Es wurde zudem auf fast allen geeigneten Zubringern Holz transportiert. An der Salza beispielsweise befand sich bei Weichselboden in der Steiermark die Prescenyklausen, die größte Mauerwerksklausen in Mitteleuropa. Sie wurde zwischen 1839 und 1843 anstelle einer Steinkastenklausen gebaut. Die Kronenlänge der Staumauer betrug 48 m, die Stauhöhe 9 m. Der „Klaushof“ hatte ein Fassungsvermögen von ca. 650.000 m³ Wasser und eine Fläche von 18,24 ha. Die Fülldauer betrug 12 bis 14 Stunden. Die Entleerung erfolgte innerhalb weniger Stunden. Der Triftbetrieb der Prescenyklausen verursachte auch in der Enns einen Schwall, der für die Ennsflößerei ausgenutzt wurde. Der Rückstau in der Salza erstreckte sich über 1,2 km. Die Prescenyklausen war von Mai bis November in Betrieb. Sie diente gleichzeitig als Auffangvorrichtung für das Holz aus dem Oberlauf der Salza. Unmittelbar unter der Klausen befand sich der erste Bindeplatz für Flöße, die bis Steyr geführt wurden (Vogel 1984).

In Hieflau an der Enns befand sich der 282 m lange Triftrechen, an dem alle aus dem Ennstal getrifteten Stämme gesammelt wurden. Das Fassungsvermögen

betrug 2.000 massive Kubikklafter (ca. 13.000 m³ nach Hafner 1979). Am Rechen machte die Differenz zwischen Ober- und Unterwasserspiegel oft 4,7 bis 5,7 m aus (Hafner 1979).

Ein weiterer Holzrechen für die Ennstift und -flößerei befand sich in (Groß-) Reifling. Er war vom 16. bis zum 19. Jahrhundert in Betrieb. Die Kronenlänge betrug 585 m. Die jährliche Leistung lag im 17. Jahrhundert bei 60.000 Fass (als Innerberger Fass angenommen = knapp 19.000 m³), nach Quellen aus dem 19. Jahrhundert bei 84.000 Innerberger Fass Holzkohle (= ca. 26.000 m³). Das Holz stammte aus dem Einzugsgebiet der Salza und wurde im Frühjahr und Herbst getriftet. Bei großen Hochwässern wurde die Trift eingestellt. 1862 wurde der Rechen bei einem Hochwasser zerstört und danach nicht an der Enns sondern an der Salza, ca. 1 km flussauf der Mündung in die Enns, neu errichtet.

Auch Wien war stark von überregionaler Holzversorgung abhängig. Am Beginn des 19. Jahrhunderts wurden die Naß und die Schwarza für den Holztransport erschlossen. Pro Jahr sollten hier 14.000 Klafter Holz geschwemmt werden. In Neunkirchen wurde ein Rechen gebaut und von hier das Holz über den Kehr- bach nach Wiener Neustadt transportiert. Der Transport nach Wien erfolgte von hier aus per Schiff auf dem Wiener Neustädter Kanal.

Energiewirtschaftliche Nutzung

Mühlwehre an der March – das Marchwehr bei Zwerndorf
Auch Mühlwehre und damit in Verbindung Wehranlagen und Mühlbäche („Mühlgänge“) waren schon vor Jahrhunderten nicht nur an Bächen und kleineren Flüssen weit verbreitet. Um die Mitte des 16. Jahrhunderts wurden bei Marchegg am Unterlauf der March drei Teiche und zwei Wassermühlen errichtet. Teich und Mühle erhielten ihr Betriebswasser durch einen 1540 angelegten Mühlgraben, der von der March bei Zwerndorf bis nach Marchegg führte. Wegen der im Spätsommer und Herbst geringen Wasserführung der March wurde 1545 zur Sicherung eines konstanten Teichzuflusses unterhalb der Ausleitung in der March ein Wehr errichtet. Damit war auch der Betrieb einer ortsfest an einem Triebwasserkanal gelegenen Mühle möglich.

Das Wehr bei Zwerndorf bildete insofern für diese Zeit eine technische Ausnahmeerscheinung, als im Normalfall bei Fließgewässern von der Dimension des Marchunterlaufs keine Wehre und Ausleitungskanäle sondern vielmehr Schiffsmühlen errichtet wurden.

Sowohl die Teiche als auch das in der March errichtete Wehr wurden, wie schriftliche Quellen des 16. Jahrhunderts belegen, häufig durch Hochwässer sowie durch Eisabgänge in der March beschädigt. Dennoch erhielt sich das Wehr bei Zwerndorf schriftlichen Quellen zufolge offensichtlich bis in die erste Hälfte des 17. Jahrhunderts. In der ältesten erhaltenen Marchaufnahme von 1723 ist es allerdings nicht mehr ersichtlich.

Ende des 18. Jahrhunderts zählte man an der March insgesamt 87 Wasserkraftanlagen und 42 Flusswehre. Der überwiegende Teil befand sich im innermährischen Abschnitt flussaufwärts von Göding (Hodonín). Für 1877 sind an der



Abb. 7.4
Der Unterlauf der March um 1820 in der Franziszeischen Landesaufnahme (Original im ÖSTAT, Kriegsarchiv).

mährischen Marchstrecke zwischen Göding (Hodonín) und Czernowier (Ortschaft nördlich von Olmütz) 15 Wehre überliefert. Weber, der ein Regulierungsprojekt für die österreichische March erstellte, ergänzte 1894 auf diesem Abschnitt bis Moravican 7 weitere Wehre. In den kalkulierten Regulierungskosten bildeten bis zum Ende des 19. Jahrhunderts jene für die Ablöse der Wasserrechte und Wasserkraftanlagen einen wesentlichen Faktor (Benz 2000; vgl. Abb. 7.4).

Mühlbäche an der Traisen

Die Traisen ist ein rechtsufriger Zubringer der Donau in Niederösterreich mit einer Mittelwasserführung von ca. $14 \text{ m}^3/\text{s}$. Mittel- und Unterlauf liegen an einem historisch wichtigen Gewerbe- und Industriegebiet. Daher war bereits früh die Erzeugung entsprechender Energiemengen notwendig. Die Traisen eignet sich aufgrund ihres hohen Gefälles von 5 ‰ im besonderen Maße zur energiewirtschaftlichen Nutzung. An den Seitenarmen des hier ursprünglich vorliegenden Furkationssystems wurden zumindest seit dem 11. Jahrhundert Mühlen errichtet (Werneck 1965). Für den Zeitraum von 1070 bis 1900 sind zwischen Wilhelms-

burg und Donaumündung insgesamt 93 Mühlen belegbar. Manche wurden bereits in der Vergangenheit wieder aufgelassen, der Bestand anderer reicht bis in die Gegenwart. Die Mühlen wurden ursprünglich an Seitenarmen der Traisen oder an Brunnadern errichtet. Aber auch die Anlage von künstlichen Mühlgräben ist bereits aus dem 12. und 14. Jahrhundert belegt. Beispiele dafür sind der in einen Donaunebenarm mündende Wolfswinkler Gang (1158 angelegt) und der St. Andrear Gang bei Einöd (1352 angelegt). Anfänglich wurden meist Mahlmühlen errichtet, ab dem 15. Jahrhundert auch Schmiedehämmer, Schleifsteine, Hadermühlen (Papierherzeugung), Pulverstampfen etc. (Werneck 1965; Scheiblin 1937).

Die beiden heute noch bestehenden, über ca. 30 km rechts- und linksufrig verlaufenden Mühlkanäle existierten bereits im 19. Jahrhundert. Sie wurden bei Altmannsdorf (südlich von St. Pölten) ausgeleitet und reichten nahezu bis zur Donau. Teilweise verlaufen sie in natürlichen Seitenarmen, Brunnadern und Altarmen der Traisen, die durch künstlich gegrabene Kanäle verbunden wurden (vgl. Abb. 7.5). Die Ausleitungswassermenge war allerdings Ende des 19. Jahrhunderts geringer

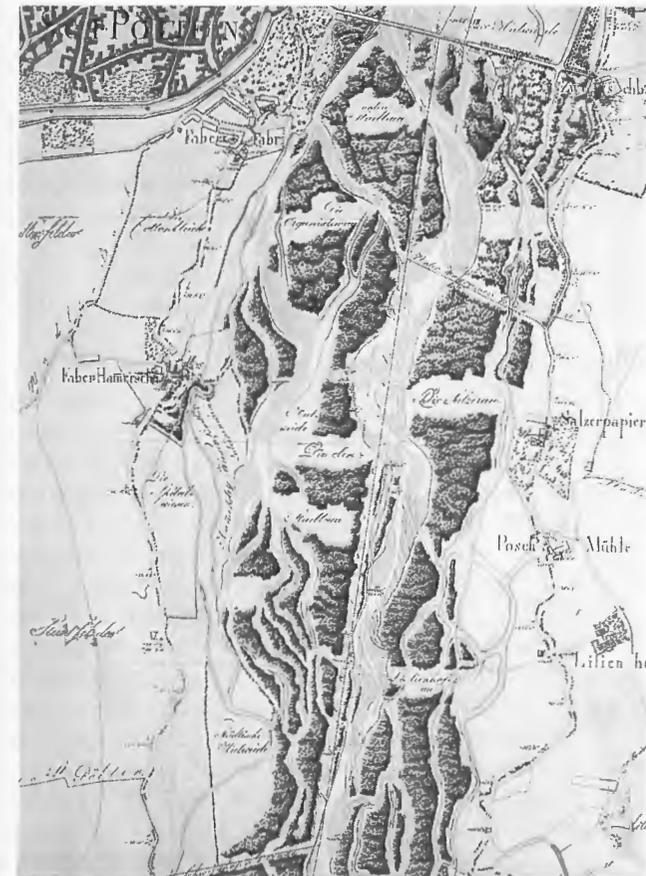


Abb. 7.5
Traisen und Mühlbäche im Bereich von St. Pölten. Regulierungskarte aus 1825 (Original NÖ Landesbibliothek, Kartensammlung).

als heute. Sie lag einem Gewässerbericht von 1886 zufolge bei ca. $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Regulierungsbericht für die Traisen 1886). Heute werden am Altmannsdorfer Wehr insgesamt $10 \text{ m}^3/\text{s}$ auseleitet, was zur Folge hat, dass die Traisen im Mittel durch die Hälfte des Jahres auf einer Länge von 30 km nicht dotiert wird und über weite Strecken trocken fällt (vgl. Beispiel Restwasser / Habitatmodellierung Kap. 10.2.2).

Regulierung von Flüssen

Auch die Veränderungen der Fließgewässer durch Regulierungen reichen bereits mehrere Jahrhunderte zurück. Bis in die 2. Hälfte des 18. Jahrhunderts blieben solche Maßnahmen meist lokal beschränkt. Sie dienten der Sicherung der Schifffahrt oder der Stabilisierung von Ufern, die bei Hochwasser stark abbruchgefährdet waren. Entsprechende Eingriffe umfassten z. B. das Räumen von durch Treibholz verlegten Flussabschnitten, das Abgraben von Sedimentbänken, das Durchschneiden enger Flusskrümmungen oder auch lokale Flussbettgestaltungen (Uferaufhöhungen, Gewässerbettverbreiterungen etc.). Kunstbauten waren selten und meist auf in Siedlungsgebieten ausgeführte Pilotagen oder Uferbeschlächte begrenzt.

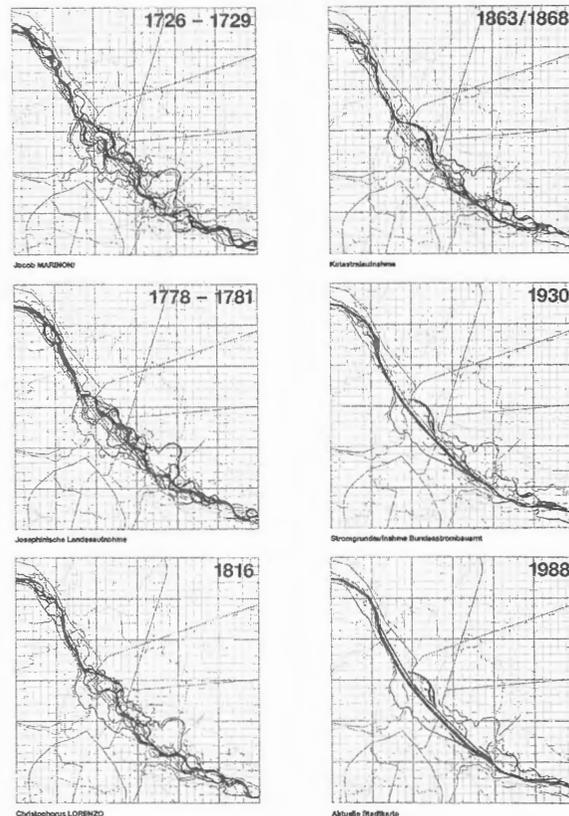


Abb. 7.6
Die Donau im Bereich von Wien von 1726 – 1988 (Karten aus Mohilla & Michlmayr 1996).

Mit Beginn des 19. Jahrhunderts wurden erste systematische Regulierungsprojekte für ganze Flussabschnitte ausgearbeitet. Diese strebten eine Stabilisierung des Flussbettes durch die Errichtung von Längs- und Querwerken an. Dabei wurden die anfänglich zumeist in Holz oder Kombinationsbauweise ausgeführten Regulierungsbauten zunehmend durch dauerhafte Steinbauten ersetzt.

Schäfer (1974 aus Kern 1994) beschreibt, dass am Oberrhein vor 1828 die ersten Maßnahmen nach den Regulierungsprojekten von Tulla ausgeführt wurden. Bis zum Ende des 19. Jahrhunderts war hier durch die Verbauung das Ausmaß der Fluss- und Seitenarme bereits quantitativ stark reduziert.

Auch an der österreichischen Donau lassen sich die Auswirkungen der Regulierungsaktivitäten bereits ab dem 18. Jahrhundert dokumentieren. Um 1865, als die systematische Regulierung der Donau in Wien erfolgte, begann sich durch die lokalen Ufersicherungen und Leitwerke bereits eine klare Reduktion der dynamischen Habitate des Furkationssystems abzuzeichnen. Stummer (1982) belegt dies durch eine Auswertung verschiedener Habitattypen in Kartenwerken zwischen 1780 und 1869. Der Anteil der Schotterflächen sank ebenso wie jener des benetzten Hauptflusses und offen angebundener Seitenarme. Gleichzeitig stieg der Anteil der stehenden, isolierten Altwässer.

Die Veränderungen an der Donau im Bereich von Wien seit den ersten genaueren Kartenaufnahmen um 1700 sind in Abb. 7.6 dargestellt. Zu Auswirkungen von Regulierungsmaßnahmen und Kraftwerken auf Gewässermorphologie, Flusslandschaft und Geschiebehauhalt der Donau siehe auch Kap. 7.4.

7.2.2 Ökologische Auswirkungen von Eingriffen / Nutzungen und erste historische „Verbesserungsmaßnahmen“

Einleitend wurde bereits darauf hingewiesen, dass die Eingriffe und Nutzungen an Fließgewässern bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts im Vergleich zu heute gesamt betrachtet wesentlich geringere Auswirkungen auf die ökologischen Verhältnisse hatten. Trotzdem muss davon ausgegangen werden, dass beispielsweise die Holztrift, die in vielen Gewässern der Forellen- und Äschenregion vor allem im Frühjahr und im Herbst stattfand, nicht unerhebliche Schäden an den Fischbeständen verursachte. Genaue Erhebungen über die Auswirkungen von Gewässernutzungen fehlen allerdings vor dem 20. Jahrhundert weitgehend. Indirekt lässt sich jedoch bereits aus Rechtstexten des Mittelalters, in denen Vorgaben zum Schutz und Erhalt der Fischfauna formuliert werden, schließen, dass die Bestände durch andere Nutzungen sowie durch den Befischungsdruck selbst beeinträchtigt wurden. Es existierten zum Beispiel Gesetze, welche die fischereiliche und energiewirtschaftliche Nutzung oder aber die Fischereiwirtschaft und Trift aufeinander abstimmten.

Auch Baumaßnahmen zur Verringerung von Beeinträchtigungen durch bestimmte Nutzungen reichen Jahrhunderte zurück. Die Errichtung von Fischaufstieghilfen wurde bereits im 16. Jahrhundert zumindest diskutiert. Solche Bauwerke waren damals sehr einfache Konstruktionen, ihre tatsächliche Funkti-

pnstüchtigkeit ist schwer nachvollziehbar. In der Ill in Vorarlberg bestand bei Feldkirch im 13. Jahrhundert ein Wehr, das schriftlichen Quellen zufolge wenigstens für die wirtschaftlich interessanten Fische, allen voran die Seeforelle, passierbar war. Im 16. Jahrhundert erhöhte die Stadt Feldkirch dieses Wehr. Seither war es auch für Forellen nicht mehr überwindbar. Es folgten umfangreiche Diskussionen, einen Fischweg zu errichten. Der Plan erfuhr jedoch keine Realisierung (Zösmaier 1886). An der Albula (Graubünden / Schweiz) wurde durch die Errichtung eines Mühlwehres in den 1680ern die Fischlaichwanderung unterbrochen. Als Folge einer Klage der Fischer musste der Mühlenbetreiber einen das Wehr seitlich umlaufenden „Fischgang“ herstellen, der ca. 6 m lang und ca. 1,5 m breit war (Bundi 1988).

Auch die Protokolle der 1884 in Wien veranstalteten Internationalen Fischereikonferenz zeigen Diskussionen und Bestrebungen zur Erhaltung der Fischbestände und zur Minimierung der Auswirkungen von Eingriffen. Die Vertreter aus den Einzugsgebieten von Donau, Rhein, Elbe, Oder und Weichsel berichteten über den Rückgang der Fischereierträge, der durch Wehre, Regulierungen und Abwassereinleitungen verursacht worden war. In Bayern zerstörten Regulierungen und Wehranlagen Laichplätze und Jungfischhabitate und verhinderten die freie Fischwanderung v. a. von Huchen und Äschen. Ziel der Vertreter bei der Konferenz war es, sowohl in Bayern als auch Preußen eine gesetzliche Verpflichtung zur Errichtung von Fischleitern bei neu gebauten Wehranlagen einzuführen. An der oberösterreichischen Donau waren Zander (Schill) und Hecht so sehr geschädigt, dass sie als vom Aussterben bedroht angesehen wurden. Der oberösterreichische Fischereiverein beantragte u. a. auch das Verbot der Trift während der Forellenlaichzeit.

Zu unüberwindbaren Wanderhindernissen für Fische wurden Wehre mehr oder weniger generell ab dem 20. Jahrhundert. Waren beispielsweise die Rückgänge der Hausenbestände in der ungarischen Donau im 18. Jahrhundert noch in erster Linie auf Überfischung zurückzuführen, so sind sie später vor allem eine Folge der Abtrennung der Laichplätze im Mittel- und Oberlauf und in Zubringern. Neben dem als Langstreckenwanderer eingestuften Hausen wurden mit der Errichtung von Kraftwerken auch die Bestände von Fischarten, die zur Laichzeit mittlere Wanderdistanzen überwinden, stark beeinträchtigt. Diesbezüglich gut untersucht ist der Rückgang der Nasen- und Barbenbestände im Inn nach der Errichtung des KW Jettenbach im Jahr 1923 (Waidbacher & Haidvogel 1998).

7.3 Auswirkungen von Flussregulierungen auf Fließgewässerlebensräume und Fischfauna

Wie schon weiter oben in Kap. 3.5.4 aufgezeigt, fanden insbesondere nach dem zweiten Weltkrieg in vielen europäischen Ländern massive und systematische Regulierungen zahlreicher Fließgewässer statt. Unter den politischen Leitlinien des Wiederaufbaus und der Produktionssteigerung wurden bei gleichzeitig stark

verbesserter Wasserbautechnik auch im ländlichen Raum, ohne unmittelbaren Schutzbedarf für Siedlungen und Infrastruktureinrichtungen, großflächig Flussbegradigungen durchgeführt. Lineare Verbauungen führten dabei zu Verlusten an produktiver Wasserfläche, Erhöhung des Gefälles, beschleunigtem Abfluss und verstärktem Geschiebetransport. Die ökologische Bedeutung der lateralen Vernetzung Fluss-Umland wurde dabei vielfach völlig ignoriert. Zubringer wurden begradigt, vom Hauptfluss abgeschnitten und damit die Passierbarkeit für aquatische Organismen unterbunden. Neben der Stabilisierung der Ufer fand häufig Berollung oder Pflasterung der Sohle statt. Nebengewässer und Altarme wurden als Ödland betrachtet und häufig verfüllt, begleitende Auen in landwirtschaftliche Flächen umgewandelt. Aber auch aus wasserwirtschaftlicher Sicht zeitigten diese Regulierungen vielfach unvorhergesehene negative Folgeerscheinungen, wie etwa verstärkte Hochwasserspitzen flussabwärts, Sohleintiefungen mit parallel dazu absinkendem Grundwasserspiegel im Umland oder verringertes Selbstreinigungsvermögen. Daraus resultierten wiederum drastisch reduzierte Nutzungsmöglichkeiten für Fischerei, Erholung etc.

Seitens der Wasserbauverwaltungen wurde diese Fehlentwicklung bereits vergleichsweise früh erkannt und versucht, durch Änderungen der rechtlichen Rahmenbedingungen naturnähere Methoden und Techniken der Gewässerregulierung herbeizuführen (vgl. z. B. Schiechl & Stern 2002). Übergeordnetes Ziel dabei war es, die wasserwirtschaftlich / wasserbaulichen Notwendigkeiten und Erfordernisse möglichst weitgehend mit den natürlichen Prozessen, Funktionen und Strukturen von Fließgewässern in Einklang zu bringen. So gilt heute beispielsweise der Wahrung der Retentionswirkung von Inundationsflächen und Auen für Wasser- und Nährstoffe, der Erhaltung der komplexen Austauschprozesse Fluss / Bettsedimente / Aquifer für die Sicherung der Grund- / Trinkwasserressourcen, dem ausgeglicheneren Geschiebehaushalt hinsichtlich stabiler Sohlverhältnisse etc. zunehmend hohes Augenmerk. Da solche wasserwirtschaftlichen Zielsetzungen in weiten Bereichen auch mit den ökologischen Anforderungen bezüglich der Erhaltung und Wiederherstellung intakter Lebensräume übereinstimmen, haben sich die früher scheinbar unlösbaren Zielkonflikte zwischen Wasserwirtschaft und Ökologie weitgehend entschärft. Eine moderne, ökologisch orientierte Wasserwirtschaft versucht daher gerade heute jene natürlichen Charakteristika von Fließgewässersystemen zu erhalten und zu fördern, die letztlich auch die ökologische Funktionsfähigkeit dieser Systeme im Sinne der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ausmachen (Jungwirth & Nachtnebel 1994; vgl. auch Kap. 9.5.1 und 9.5.2).

7.3.1 Ökologische Relevanz der Strukturausstattung – „in stream structures“, Totholz, Ufer- und Nebengewässerstrukturen

Das dynamische Prozessgeschehen und die damit verbundene morphologische Ausformung von Fließgewässern bestimmen über das Habitatangebot die Qualität des Lebensraumes und der davon abhängigen Lebensgemeinschaften. Die

grundsätzliche Bedeutung der strukturellen Vielfalt des Lebensraumes für aquatische Lebensgemeinschaften ist zwar schon seit langem bekannt (Sheldon 1968; Karr & Schlosser 1978). Detaillierte Untersuchungen der Beziehung zwischen der Mannigfaltigkeit des Lebensraumes und jener der Gewässerfauna wurden jedoch erst in den letzten Jahrzehnten zu einem zentralen Gegenstand der Fließgewässerforschung.

Wie schon in Kap. 3.5.4.3 aufgezeigt, lässt sich auch Strukturausstattung im weitesten Sinne auf verschiedener räumlicher Maßstabebene betrachten. Das Spektrum reicht von kleinräumigen „in stream structures“ und entsprechenden Strukturen der Uferzone bis hin zu großflächigen (Struktur-)Elementen alluvialer Fluss- / Auensysteme. Unabhängig von der Maßstabebene zählen Strukturen bzw. die Strukturausstattung im Gewässer jedenfalls zu den Schlüsselfaktoren für Vorkommen und Verteilung einzelner Arten der aquatischen Flora und Fauna.

Besonders wichtige Funktionen / Merkmale natürlicher Strukturen im Gewässerbett sind Differenzierung der Strömung und Sortierung des Substrates. Kolke, Furten, Totholzansammlungen, große Blöcke etc. im Gewässerbett bedingen als „in stream structures“ spezifische Strömungsmuster und Substratverteilungen. Als Beispiel wurde in Kap. 3.5.4.3 bereits die überaus wichtige Funktion des Schwemm- bzw. Totholzes (englisch: „woody debris“ oder „debris dams“) behandelt.

Neben den „in stream structures“ ist die Strukturausstattung des Uferbereiches eine entscheidende ökologische Größe, da die Uferzonen als Land / Wasser-Übergang sowohl für den terrestrischen als auch den aquatischen Lebensraum von besonderer Bedeutung sind. Uferbereiche weisen vielfältigste Strukturen auf, die im Wesentlichen vom Flussverlauf (Prall- und Gleitufer, Eintiefungs-, Auflandungsstrecken etc.), Substrat und Vegetation geprägt werden. Insbesondere kleinere Gewässer sind hinsichtlich ihrer Strukturvielfalt maßgeblich von Art und Ausbildung der Ufer gekennzeichnet. Die Land / Wasser-Verzahnung zieht sich hier mehr oder weniger über den gesamten Gerinnequerschnitt, die Ufervegetation ist somit für das gesamte Gewässer prägend.

Neben den oben beschriebenen „in stream structures“ und der Strukturausstattung des Uferbereiches sind speziell in potamalen Fließgewässerabschnitten der unteren Furkationszone und des Mäandertyps großmaßstäbliche flussmorphologische Strukturen, Reliefausformungen von Überschwemmungsflächen und Auegebieten von besonderer Bedeutung (vgl. Kap. 3.5.4). Die Teillebensräume komplexer Fluss- / Auensysteme temperierter Fließgewässer spielen dabei in Hinblick auf potamale Fischzönosen bei den erhöhten Wasserständen während der Schneeschmelze im Frühjahr und Frühsommer für Laichgeschehen und Jungfischauftreten eine zentrale Rolle.

Strukturelle Vielfalt des Lebensraumes und damit vielfältige Habitatausstattung in verschiedensten räumlichen Maßstabebenen gilt somit generell als eine der wichtigsten Grundvoraussetzungen für die Entwicklung und Erhaltung artenreicher Lebensgemeinschaften. Wird die natürliche Strukturvielfalt durch Regulierungen oder Kraftwerke herabgesetzt, resultieren daraus deutliche Reduktionen der Artenzahl und Diversität, aber auch der Dichte, Biomasse und Produktion.

7.3.2 Vergleichende Untersuchungen von Regulierungen an Gewässern der Äschen-, Barben- und Brachsenregion

Im Folgenden seien beispielhaft die Auswirkungen unterschiedlicher Regulierungsmaßnahmen auf die Lebensraumqualität des Flussbettes und damit in weiterer Folge auch auf die dadurch betroffenen Fischbestände dargestellt. Die ersten der hier dargestellten Untersuchungen fanden bereits in den frühen 80er-Jahren statt. Zu dieser Zeit waren nach wie vor äußerst monotone Flussregulierungen die tägliche Praxis. Die aufgezeigten Untersuchungsergebnisse waren daher insofern von Bedeutung, als sie speziell in Österreich mit dazu beitrugen, die in den 80er und 90er-Jahren des 20. Jahrhunderts rasant zunehmenden Bemühungen um naturnähere Verbaunungsmaßnahmen und / oder Flussrevitalisierungen in Gänge zu bringen. Die in weiterer Folge dargestellten Zusammenhänge zwischen der strukturellen Vielfalt des Lebensraumes und der „ökologischen Qualität“ der Fischbestände sind dabei zugleich auch mit einer wichtigen Grundlage zum Verständnis der in Kap. 10 dargestellten Bemühungen, Ideen und Konzepte zur Revitalisierung von Fließgewässern.

Um die Bedeutung vielfältiger natürlicher Flussbettstrukturen in Hinblick auf die Entwicklung bzw. Wiederherstellung artenreicher Fischbestände zu belegen, fand im Rahmen aufeinander aufbauender Studien zu Beginn der 80er-Jahre die vergleichende Untersuchung fünfzehn unterschiedlich verbauter und naturbelassener Teststrecken an sieben verschiedenen Flüssen des Hyporhithrals und Epipotamals statt (Jungwirth & Winkler 1983; Jungwirth 1991; Jungwirth et al. 1993; vgl. Tab. 7.1).

In jeder für den jeweiligen Flussabschnitt als repräsentativ ausgewählten Teststrecke erfolgte bei Niedrigwasser eine Aufnahme der morphometrischen Verhältnisse durch Vermessung von Querprofilen in Abständen der mittleren Flussbreite. Entlang der Querprofile wurden in 1 m Abständen Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Substratzusammensetzung und Beschattungsgrad erhoben. Nach Test vieler verschiedener Größen wurden schließlich als bestgeeignete Maße zur Beschreibung der Strukturvielfalt des Gewässerbettes die Varianzen der Maximaltiefen (jeweils größte Tiefe innerhalb eines Querprofils) berechnet. Quantitative Erhebungen des jeweiligen Fischbestandes pro Teststrecke mit Hilfe der Elektrofischerei dienten als Grundlage zur Berechnung der Artenzahl, Dichte und Biomasse. Als wichtiges Maß zur Beschreibung der Qualität der jeweiligen Fischartengemeinschaft wurde weiters der Diversitätsindex ($D = 1 / N \times (\log N! - \log N_i)$ nach Brillouin (Pielou 1975) berechnet (N repräsentiert die Summe aller Fische, N_i die Individuen der einzelnen Arten). Bezüglich näherer Details zur Methodik siehe Jungwirth & Winkler (1983).

Bezüglich der Ergebnisse ist in Abb. 7.7 und 7.8 beispielhaft in Aufsicht und Längsschnitt die hart verbaute der naturbelassenen Teststrecke des Ferschnitzflusses gegenüber gestellt. Die vielfältigen Kolk-Furtsequenzen im naturbelassenen Abschnitt unterscheiden sich dabei deutlich vom monoton regulierten Abschnitt. Abb. 7.9 zeigt das Verhältnis der Varianz der Maximaltiefen und der

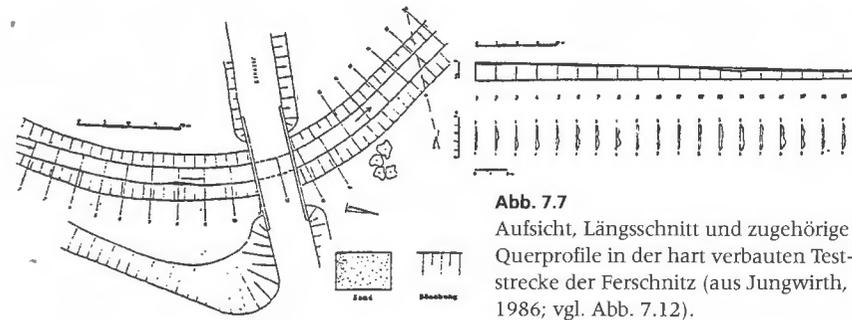


Abb. 7.7
Aufsicht, Längsschnitt und zugehörige Querprofile in der hart verbauten Teststrecke der Ferschnitz (aus Jungwirth, 1986; vgl. Abb. 7.12).

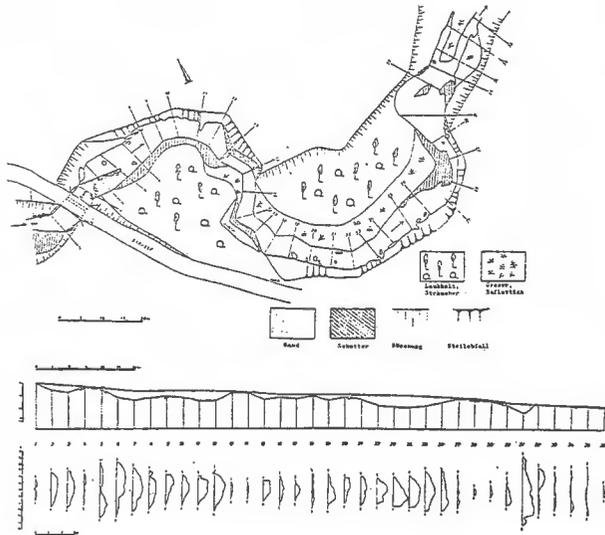


Abb. 7.8
Aufsicht, Längsschnitt und zugehörige Querprofile der naturbelassenen Teststrecke der Ferschnitz (aus Jungwirth, 1986 vgl. Abb. 7.12).

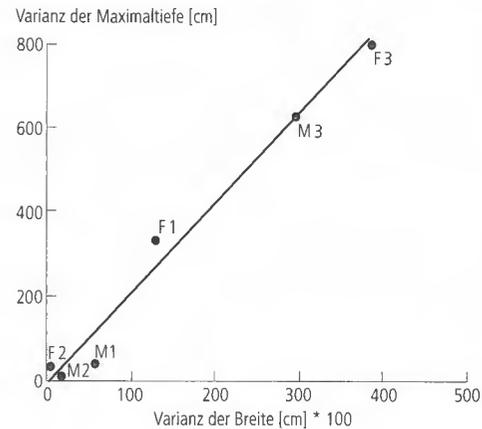


Abb. 7.9
Varianz der Maximaltiefen und -breiten in 3 Ferschnitzabschnitten (F1-F3; vgl. Text) sowie in einem naturnahen Melkabschnitt (M3) und zwei hart regulierten (M1, M2) Teststrecken der Melk.

Varianz der Breiten im naturbelassenen (F3), hart verbauten (F2) und naturnahe verbauten (F1) Abschnitt der Ferschnitz sowie in 3 Melkstrecken. Die prozentuelle Verteilung der Fließgeschwindigkeiten (Abb. 7.10) der drei Ferschnitz-Teststrecken belegt, dass mit zunehmendem Regulierungsgrad deutliche Verschiebung zu Klassen höherer Strömungsgeschwindigkeit erfolgt. Dies spiegelt sich auch in der prozentuellen Verteilung der Sohlsubstrate wider (Abb. 7.11): In der naturbelassenen Teststrecke 3 dominieren Schluff und Sand, im naturnahe regulierten Abschnitt hingegen treten zunehmend grobe Schotterfraktionen auf (die hart verbaute Teststrecke 2 ist in der Abbildung nicht ausgewiesen, da sie eine durchgehend verfügte Sohle und damit 100 % Stein aufweist).

Bei Vergleich der Fischbestandsdaten aus der Ferschnitz (Abb. 7.13) zeigt sich

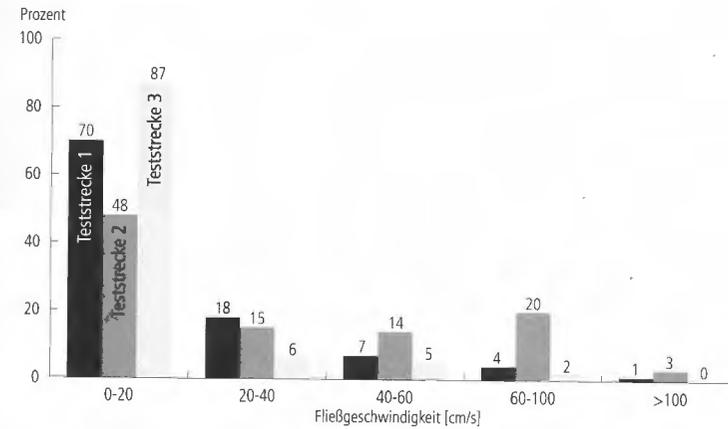


Abb. 7.10 Fließgeschwindigkeitsverteilung (in %) in den 3 Ferschnitzabschnitten; vgl. Text.

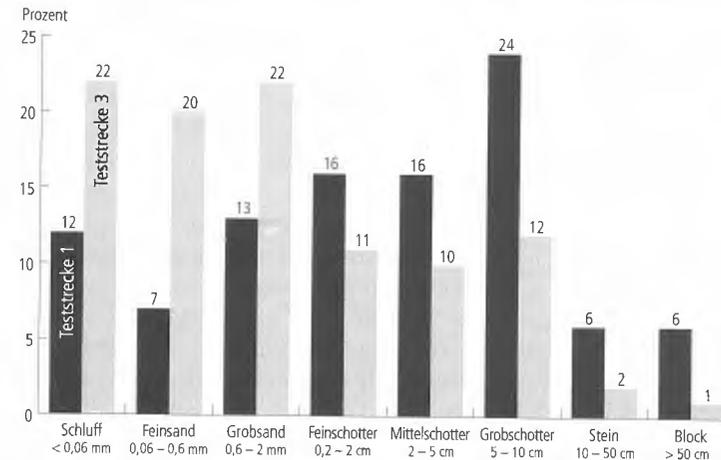


Abb. 7.11 Verteilung der Sohlsubstrate in den Ferschnitzabschnitten 1 und 3; vgl. Text.



Abb. 7.12 Ansicht der 3 untersuchten Ferschnittabschnitte (links: naturbelassen, rechts unten: naturnahe reguliert, rechts oben: hart verbaut; Fotos: Abt. f. Hydrobiologie).

mit zunehmendem Regulierungsgrad eine deutliche Abnahme der Artenzahl (von 14 auf 5), der Dichte sowie der Biomasse des Gesamtfischbestandes.

Vergleicht man die wesentlichsten Ergebnisse aller 15 Teststrecken der sieben untersuchten Gewässer (Tab. 7.1), ergibt sich ein ähnliches Bild. Artenzahl und Diversität des Fischbestandes korrelieren dabei jeweils sehr gut mit der Varianz der Maximaltiefe als Maß für die Vielfalt der Gewässerbettstruktur bzw. Habitatausstattung (vgl. Abb. 7.14 und 7.15) unabhängig von der Größe des Gewässers. Als Beispiel für einen Tieflandfluss mit metapotamalem Charakter, bei dem im Rahmen einer umfangreichen Studie ebenfalls gut strukturierte „Naturstrecken“ mit vergleichsweise monotonen Durchstichen verglichen wurden, sei die Thaya im nordöstlichen Niederösterreich angeführt (Zauner 1993). Da hier auch in den Mäander-Durchstichstrecken noch immer gewisse Reststrukturen (z. B. Totholzhabitate) erhalten sind, ergaben sich hinsichtlich der Artenzahl und Fischartendiversität nicht so signifikante Unterschiede wie bei den oben dargestellten Gewässern. Sehr wohl waren jedoch in den Durchstichen hinsichtlich der Individuendichte und Biomasse pro Hektar deutliche Abfälle zu verzeichnen (Abb. 7.16). Besonders eindrucksvoll war im Falle der Thaya die Auswertung des habitatbezogenen Welsbestandes. Wie bereits im Kapitel 3.5.4.3 (vgl. Abb. 3.38 und 3.39) aufzeigt, sind für diese Fischart in Hinblick auf die Einnischungserfordernisse der einzelnen Altersstadien Totholzstrukturen eine essenzielle Lebensraumgröße (vgl. Zauner 1993).

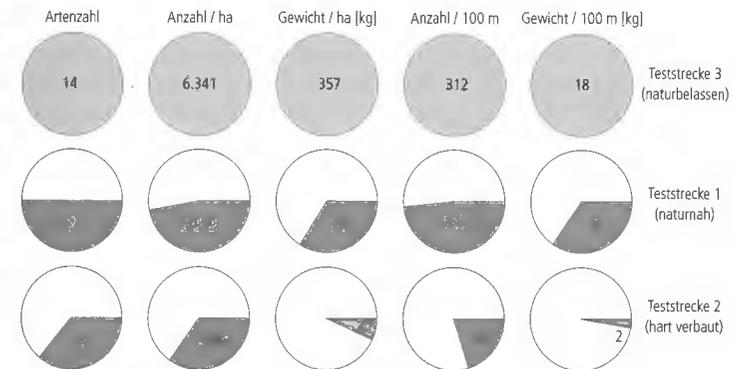


Abb. 7.13 Artenzahl, Dichte und Biomasse des Fischbestandes in den 3 untersuchten Ferschnittabschnitten.

Tab. 7.1 Morphometrie- und Fischbestandsdaten von 15 Teststrecken aus 7 untersuchten Fließgewässern (S^2b = Varianz der Breite, s^2t max = Varianz der Maximaltiefen).

		MW b (cm)	MW t max (cm)	S^2b	s^2t max	Arten	Ind./ha	kg/ha	Diversitätsindex
Ferschnitt	naturnah	540	35	12857	330	7	3072	123	1,39
	hart	324	17	61	32	5	2065	21	1,23
Melk	naturbelassen	510	45	38523	798	14	6341	357	1,88
	hart	867	47	5310	38	10	2846	542	1,4
Raab	kanalartig	494	29	1872	5	6	665	35	1,31
	naturbelassen	1146	90	29681	627	15	5997	1296	1,72
Pram	hart	1822	63	550	85	5	1595	364	1,25
	naturbelassen	1514	99	9265	703	18	4986	356	2,04
Mank	hart	1063	34	976	143	7	1341	41	1,44
	naturbelassen	818	78	26725	1020	15	4921	445	2,19
Pinka	hart	687	22	4966	4	5	2168	22	1,24
	naturbelassen	848	70	26160	868	12	7537	1312	1,98
Kamp	hart	883	78	525	22	6	3417	126	1,29
	naturbelassen	1152	113	35870	1211	15	11326	803	1,78
	naturbelassen	2147	72	440095	397	10	976	197	1,47

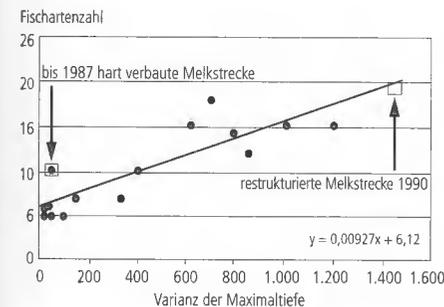


Abb. 7.14 Varianz der Maximaltiefe und Artenzahl von 15 Teststrecken in 7 untersuchten Fließgewässern ($r = 0,861$). Die Abbildung zeigt auch die Werte für die vormals hart verbaute und 1987 restrukturierte Melkstrecke 3 Jahre nach den Baumaßnahmen (Pfeil aufwärts; vgl. dazu Kap. 7.3.4).

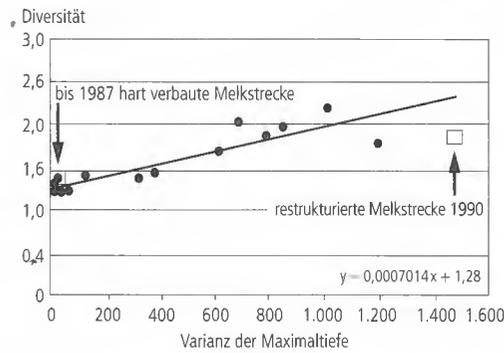


Abb. 7.15
 Varianz der Maximaltiefen und Diversität von 15 Teststrecken in 7 untersuchten Fließgewässern ($r = 0,861$). Die Abbildung zeigt auch die Werte für die vormals hart verbaute und 1987 restrukturierte Melkstrecke 3 Jahre nach den Baumaßnahmen (Pfeil aufwärts; vgl. dazu Kap. 7.3.4).

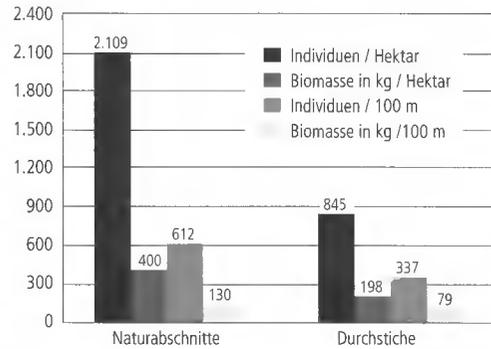


Abb. 7.16
 Dichte und Biomasse des Gesamtfischbestandes in Mäander- und Durchstichstrecken der Thaya (vgl. Text).

7.3.3 Regulierungen an Gewässern der Forellenregion

Um die Bedeutung vielfältiger natürlicher Flussbettstrukturen auch in Hinblick auf die Erhaltung bzw. Wiederherstellung ausgewogener Forellenbestände belegen zu können, fanden im Rahmen der oben aufgezeigten Studien auch vergleichende Aufnahmen unterschiedlich verbauter bzw. naturbelassener Teststrecken an mehreren Epi- und Metarhithalgewässern statt. Die morphometrischen Verhältnisse wurden dabei nach der schon beschriebenen Methode aufgenommen (Kap. 7.3.2). Da bei den zu Testzwecken herangezogenen Gewässern freilich nur die heimische Bachforelle bestandsbildend ist, waren Analysen und Beurteilungen mit Hilfe der Parameter Artenzahl und Diversität nicht möglich. Daher wird bei Bachforellenpopulationen als Maß für den natürlichen Altersaufbau jeweils die Forellenlänge bzw. deren Varianzen ermittelt. Als Arbeitshypothese wurde dabei zugrunde gelegt, dass die Varianz der Forellenlängen umso höher ist, je vielfältiger ein Forellenbestand altersmäßig strukturiert ist.

Ergebnisse

Hinsichtlich der Ergebnisse zeigt sich beim Vergleich eines naturbelassenen mit einem regulierten Abschnitt des oberen Lunzer Seebaches, dass Herabsetzung der morphologischen Vielfalt des Bachbettes eine deutliche Reduktion von Dichte und Biomasse der Bachforellenpopulation bewirkt (vgl. Abb. 7.17 und 7.18). Ist in der naturbelassenen Teststrecke 2 ein vergleichsweise ausgeglichener Populationsaufbau bestehend aus drei verschiedenen Alterskategorien gegeben (Tab. 7.2), so dominiert im korrigierten Bereich die mittlere Alterskategorie zu 80 % auf Kosten juveniler und alter Exemplare.



Abb. 7.17
 Durch Baggerarbeiten korrigierte (oben) und naturbelassene (unten) Teststrecke des Oberen Lunzer Seebaches; Fotos: Abt. f. Hydrobiologie.

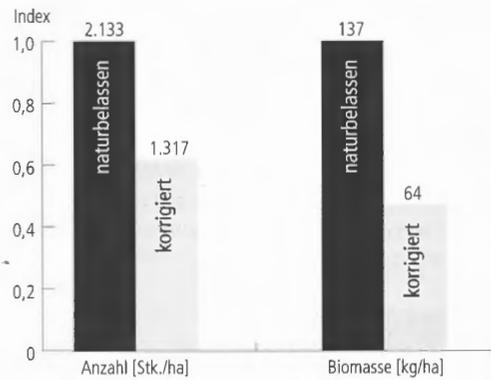


Abb. 7.18
Dichte und Biomasse des Bachforellenbestandes in der naturbelassenen und in der korrigierten Teststrecke des Oberen Lunzer Seebaches (aus Jungwirth 1984b).

Tab. 7.2 Vergleich des Altersaufbaues (Fischlängen) der Bachforelle in einem naturbelassenen und in einem korrigierten Abschnitt des Oberen Lunzer Seebaches (aus Jungwirth 1984b; vgl. Text und Abb. 7.18).

Altersgruppen	naturbelassen	reguliert
Altersgruppe 1 juvenile 1+, 2+ u. 3+	39,4 %	19,6 %
Altersgruppe 2 4+ bis 7+	52,3 %	80,4 %
Altersgruppe 3 > 7+ (290 mm)-Fische	8,3 %	0,0 %

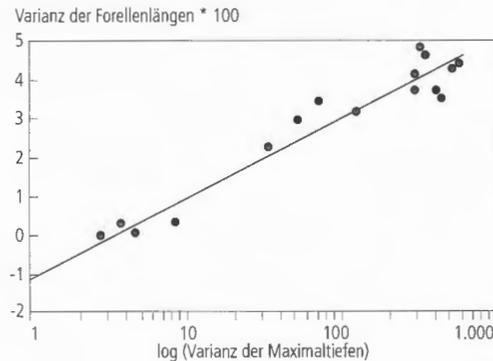


Abb. 7.19
Zusammenhang zwischen der Varianz der Maximaltiefen und der Varianz der Forellenlängen in hart regulierten (links unten) und unregulierten Teststrecken des Ferschnitz-Oberlaufes (n = 18; r = 0,97; aus Jungwirth 1984b).

Ein ähnliches Ergebnis ergibt sich bei der Aufnahme von 18 unterschiedlich strukturierten Teststrecken im Ferschnitz-Oberlauf, der ausschließlich von Bachforellen und Koppen besiedelt wird. Die Varianz der Forellenlängen (als Maß für den Altersaufbau der Bachforellenpopulation) korreliert sehr deutlich mit der Varianz der Maximaltiefen (vgl. Abb. 7.19).

Die aufgezeigten Befunde belegen erneut die eminente Bedeutung der Flussbettstruktur für ausgewogene Fischgesellschaften. Führt reiche Flussbettstruktur und Habitatausstattung in hyporhithralen / epipotamalen Gewässern zu artenreichen Fischgesellschaften mit hoher Diversität, so liegt im oberen Rhithralbereich unter ausschließlichem Vorkommen der Bachforelle bei guter Habitatausstattung ausgewogener Populations- bzw. Altersaufbau vor. Monotonisierung des Lebensraumes unter Zerstörung natürlicher Strukturen hat umgekehrt ganz klar herabgesetzte Artenzahl und Diversität – oder wie bei einzelnen Fischarten belegbar – unausgewogenen Populationsaufbau zur Folge.

7.3.4 Das „Restrukturierungsprojekt“ Melk-Fluss

Aufbauend auf die in Kap. 7.3.2 dargestellten Untersuchungsergebnisse fand Ende der 80er-Jahre am schon zuvor dargestellten Melk-Fluss (vgl. Tab. 7.1) ein „Restrukturierungsprojekt“ mit Pilotcharakter statt. Dabei wurden mit Bühnen unterschiedlichen Typs, kleinen Sohlrampen, einseitigen Uferaufweitungen sowie Bepflanzungen entlang der Wasserlinie verschiedenste Strukturierungselemente gesetzt. Der Terminus „Restrukturierungsprojekt“ wird hier ganz bewusst gewählt, da zum damaligen Zeitpunkt lediglich der Test unterschiedlicher Strukturen im Vordergrund stand, jedoch eine den typspezifischen Bedingungen des ursprünglichen Melk-Flusses entsprechende Revitalisierung unter Entwicklung eines Leitbildes noch nicht Praxis war. Morphometrische Verhältnisse des Flussbettes, Fischbestand sowie Zoobenthos wurden vor den Baumaßnahmen und über drei Jahre danach mit den bereits oben beschriebenen Methoden dokumentiert. Wesentlichstes Ziel des auf das Niedrigwassergerinne beschränkten „Restrukturierungsprojektes“ war es, die in Abb. 7.14 und 7.15 dargestellten Modelle in situ auf ihre Gültigkeit hin zu überprüfen.

Folgende Ergebnisse wurden erzielt (vgl. Jungwirth et al. 1993): Im über 1,5 km Länge restrukturierten Flussbett der Melk ergeben sich im Vergleich zur monotonen Regulierungsstrecke (Abb. 7.20) deutlich vielfältigere Tiefenverteilungen, Strömungsmuster (Abb. 7.21 a und b) und Substratverhältnisse (Abb. 7.22). Der Fischbestand nimmt innerhalb von drei Jahren bezüglich des Artenspektrums von 10 auf 19 Arten zu (Tab. 7.3), wobei sich Dichte und Biomasse des Gesamtfischbestandes auf Basis natürlicher Reproduktion annähernd verdreifachen (Abb. 7.23). Auch die Anzahl benthischer Invertebraten-Taxa steigt von 202 im regulierten auf 273 im restrukturierten Bereich.

Tab. 7.3 Entwicklung des Fischbestandes im restrukturierten Melkabschnitt im Vergleich zur regulierten Teststrecke (Jungwirth et al. 1993).

Fischart	1980 korrigiert	1987 korrigiert	1988 korrigiert	1988 restrukturiert	1990 korrigiert	1990 restrukturiert
Bachforelle	•	•	•	•	•	•
Bachsaibling				•		
Huchen			•	•		•
Regenbogenforelle	•	•	•	•	•	•
Äsche	•	•	•	•	•	•
Aitel	•	•	•	•	•	•
Barbe	•	•	•	•	•	•
Bitterling						•
Elritze	•	•	•	•	•	•
Gründling	•	•	•	•	•	•
Hasel	•	•	•	•	•	•
Karpfen						•
Nase				•		•
Rotaugen				•		•
Rotfeder						•
Schneider				•		•
Schmerle	•	•	•	•	•	•
Steinbeißer				•		•
Koppe	•	•	•	•	•	•
Karausche						•
Gesamtartenzahl	10	10	11	16	10	19



Abb. 7.20 Melkfluss: Monoton regulierte Strecke (links) und restrukturierter Abschnitt (rechts); Fotos: Abt. f. Hydrobiologie.

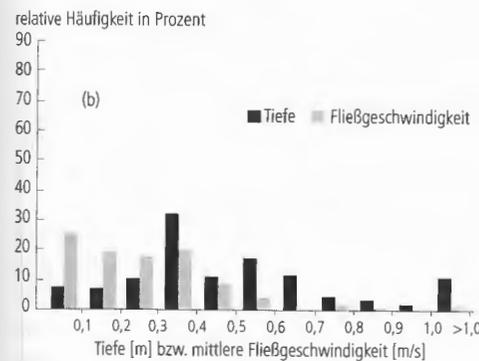
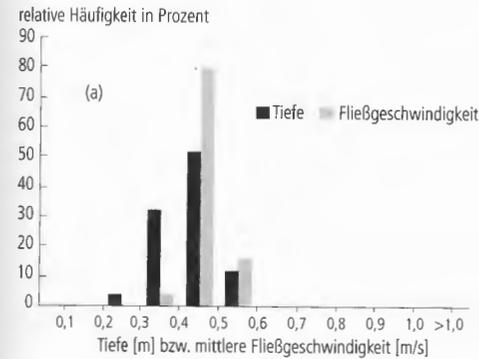


Abb. 7.21 a und b Prozentuelle Verteilung unterschiedlicher Tiefen und Fließgeschwindigkeiten im regulierten (a) und restrukturierten (b) Melkabschnitt (aus Jungwirth et al. 1993).

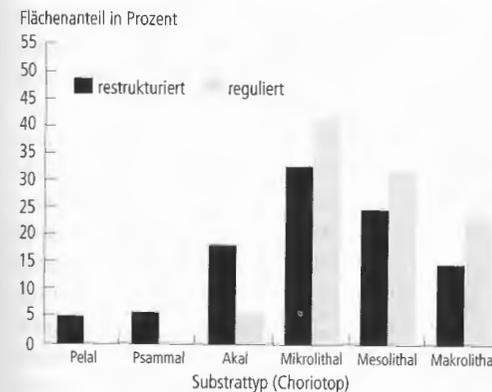


Abb. 7.22 Prozentuelle Verteilung unterschiedlicher Sohlsubstrate (Choriotope) im regulierten und restrukturierten Melkabschnitt (aus Jungwirth et al. 1993).

Die 1987 noch begradigte / monotone Melkstrecke entwickelt sich somit bezüglich des Fischartenspektrums exakt dem Modell entsprechend (Abb. 7.14). Die Diversität hingegen (Abb. 7.15) ist drei Jahre nach Restrukturierung noch nicht auf dem prognostizierten Niveau. Letzteres deutet darauf hin, dass die Struktu-

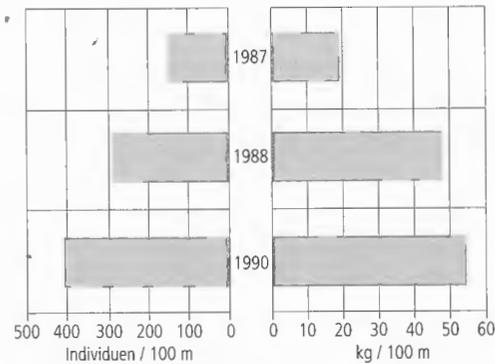


Abb. 7.23
Entwicklung von Dichte und Biomasse des Gesamtfischbestandes im restrukturierten Melkabschnitt (aus Jungwirth et al. 1993).

rierungsmaßnahmen entweder für die laut Modell zu erwartende Ausgewogenheit nicht ausreichen, oder aber z. B. Einpendelung ausgeglichener Räuber / Beuteverhältnisse (z. B. zwischen dem in der Melk vorkommenden Huchen und diversen Cyprinidenarten) eher längere Zeit in Anspruch nimmt.

Sowohl die im Rahmen der Vorläuferstudie aufgezeigten Befunde hinsichtlich der Auswirkungen verschiedener Verbauungen als auch die Ergebnisse des „Restrukturierungsprojektes“ Melk-Fluss bestätigen die eminente Bedeutung vielfältiger Flussbettstruktur für Fischbestände. Sowohl im Rhithral als auch im Potamal sind dem jeweiligen naturbelassenen Fließgewässertyp entsprechende Großstrukturen (Makrohabitate: Kolke, Furten, Schotterbänke, Totholz etc.) und auch Mikrohabitate (unterschiedliche Choriotoptypen mit spezifischer Überströmung etc.) wesentliche Voraussetzung dafür, dass die verschiedensten Tierarten und deren einzelne Entwicklungsstadien ihre ökologischen Ansprüche erfüllt finden.

In Potamalgewässern innerhalb breiter Alluvialzonen sind dabei aber auch entsprechende Strukturen in Form vielfältiger, bei Hochwasser und / oder erhöhter Mittelwasserführung während der Schneeschmelze verbundener Teilsysteme von eminenter Bedeutung (z. B. überstaute Auwiesen, Autümpel, Altwässer etc.). Der starke Rückgang des Hechtbestandes in der Thaya ist trotz sonst günstigen Strukturierungsgrades des Hauptflusses und seiner Ufer klarer Beleg für unzureichende hydrologische Konnektivität der Einzelkompartimente im Frühjahr, da hier zufolge Wasserrückhaltes im oberen Einzugsgebiet im zeitigen Frühjahr großflächige Überschwemmungswiesen als Laichgebiete entfallen (Zauner 1993; vgl. Abb. 7.24).

Instandhaltung und Pflege, aber auch Planung von Maßnahmen und Nutzungen müssen sich daher an den typspezifischen strukturellen Charakteristika orientieren, wobei insbesondere bei alluvialen Potamalgewässern der räumlichen und zeitlichen Vernetzung der unterschiedlichen Teillebensräume innerhalb der komplexen Fluss- / Auensysteme eine zentrale Rolle zukommt.



Abb. 7.24 Überschwemmung der Ravensburger Wiesen vor speicherbedingtem Wasserrückhalt im oberen Einzugsgebiet der Thaya; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

7.4 Auswirkungen von Wasserkraftwerken auf Lebensraum und Fischfauna

Die Nutzung der motorischen Kraft des Wassers, z. B. zum Betrieb von Mühlen und Hammerwerken, reicht in Mitteleuropa zum Teil bis ins frühe Mittelalter zurück (vgl. Kap. 7.2). Der systematische Ausbau unter optimaler Nutzung des Energiepotenziales einzelner Flüsse war freilich erst mit den technischen Mitteln des modernen Wasserbaues möglich. Ähnlich wie in den USA, wo die systematische Nutzung der Fließgewässer insbesondere für Bewässerungszwecke, Schifffahrt und elektrische Energieerzeugung schon ab der 1. Hälfte des 19. Jahrhunderts rasch um sich griff, ergaben sich speziell nach dem Zweiten Weltkrieg auch in Europa tiefgreifende Veränderungen der Flusslebensräume / Flusslandschaften und deren Lebensgemeinschaften. Im Unterschied zu anderen Eingriffsformen und deren Folgen (z. B. Abwasserbelastungen, Eutrophierungserscheinungen, lokale Maßnahmen zum Hochwasserschutz etc.) stellen vor allem geschlossene Ketten von Laufkraftwerken und große Speicher sehr nachhaltige Eingriffe dar. Die Probleme reichen häufig weit über den eigentlichen Kraftwerksstandort hinaus (z. B. bei Ausleitungen, Schwellbetrieb, gestörtem Geschiebehauhalt) und erweisen sich zudem in vieler Hinsicht als weitgehend irreversibel (z. B. Entkopplung der Niveaus Fluss / Au, Nutzungen ehemaliger Auen für Siedlungen / Gewerbe etc.).

Vor allem größere Wasserkraftwerke sind für die Fischfauna meist mit vielschichtigen Auswirkungen verbunden. Folgende zählen dabei zu den häufigsten Problemen:

- Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums
- Weitgehende Unterbindung dynamischer Prozesse
- Herabsetzung der strukturellen Vielfalt des Lebensraumes
- Trennung der Einheit Fluss / Umland (laterale Konnektivität)
- Ablagerungen von Feinsedimenten und / oder Sanden
- Überlagerung und Kolmation der ursprünglichen Bett sedimente
- Änderungen des Grundwasserhaushaltes
- Änderungen des Geschiebehaushaltes
- Eintiefungen der Flusssohle im Unterwasser
- Schwellbetrieb
- Ausleitungsstrecken / Restwasserdotation
- Geändertes Temperaturregime
- Stauraumverlandung / Stauraumspülung

Speziell in Fällen, wo Kraftwerksbetrieb in Kombination mit anderen Eingriffsformen stattfindet (z. B. starke Abwasserbelastung / schlechte Wassergüte in Stauen, Schwallbetrieb in hart regulierten und / oder gestauten Flussstrecken) ergeben sich häufig Extrembiotope, die durch einseitiges Überhandnehmen weniger spezialisierter / opportunistischer Arten gekennzeichnet sind (ad typische Probleme in Laufstauen siehe Kap. 7.4.1, ad mit Speicherbetrieb verbundene Probleme Kap. 7.4.4).

Der energiewirtschaftliche Nutzungs- bzw. Ausbaugrad der Fließgewässer Europas ist sehr hoch. Dies gilt speziell für Länder mit hohem Anteil alpin geprägter Gewässer. In Österreich beispielsweise werden derzeit rund 70 % der ausbauwürdigen Fließgewässerstrecken energiewirtschaftlich genutzt. In einzelnen Bundesländern, wie in Oberösterreich, beträgt der Ausbaugrad bereits über 90 % und erreicht damit annähernd jenen in der Schweiz (rund 95 %). In Deutschland ist die Nutzung in den einzelnen Bundesländern nicht zuletzt aufgrund der stark unterschiedlichen topografischen und hydrologischen Bedingungen sehr verschieden. Insgesamt ist jedoch auch in Deutschland der Ausbaugrad hoch (Bayern z. B. ca. 70 %).

7.4.1 Zur grundsätzlichen Problematik von Laufkraftwerken

Bei Laufkraftwerken erfolgt kontinuierliche Abarbeitung des Abflusses ohne Speicherung. In manchen Fällen werden freilich die von Kopf- oder Seitenspeichern stammenden und bei der Erzeugung von Spitzenstrom anfallenden Wasserschwalbe auch in flussab folgenden Laufkraftwerken zur Spitzenstromerzeugung „weiter genutzt“ (z. B. Steirische Enns flussab des Speichers Waag / Hieflau; Mittlere Salzach; Lech Unterlauf; Alpenrhein beim Kraftwerk Reichenau).

Speziell Laufkraftwerke in potamalen Gewässern des Hügel- oder Tieflandes sind häufig mit großen ökologischen Problemen verbunden, da bei geringem Gefälle besonders lange Rückstau (zum Teil auch weit in die Zubringer reichend)

notwendig werden. Neben Verlusten an produktiver Wasserfläche bei Ausleitungskraftwerken (vgl. Kap. 7.4.6) kommt es sowohl in den Rückstaubereichen als auch in den flussab der Wehranlagen vielfach ausgetieften Unterwasserbereichen zur Ausbildung monotoner Lebensräume. Seitliche Abtrennungen der Fließgewässer von ihrem Umland unter gleichzeitiger Isolierung vom begleitenden Grundwasserstrom führen zu entsprechenden Beeinträchtigungen der angrenzenden Auen. Fast immer ist dabei Reduktion dynamischer Prozesse sowohl im Fluss selbst als auch im Umland kennzeichnend, was unter anderem anhand einseitig gerichteter Entwicklungen und Prozesse (z. B. Verlandung, Überalterung der Vegetationsbestände) erkennbar wird. Für die Fischfauna sind dabei insbesondere die Unterbrechungen des Flusskontinuums (Fluss / Fluss und Fluss / Zubringer) sowie der lateralen Konnektivität (Fluss / Inundationsflächen) von eminenter Bedeutung. Ein schwerwiegendes Problem stellt nicht zuletzt bei vielen Kraftwerksketten die mit dem Rückhalt von Geschiebe verbundene Sohleintiefung dar.

7.4.2 Beispielfall Österreichische Donau

Bevor die grundlegenden Änderungen des ehemaligen Donaustromes durch Kraftwerke schematisch anhand der österreichischen Donau aufgezeigt und beispielhaft für andere große Alpenflüsse diskutiert werden, seien im Folgenden noch einige wichtige Kenngrößen für den Bereich Wien aufgezeigt:

Niedrigwasserführung (NNQ): ca. 600 m³ / s

Mittelwasserführung (MQ): ca. 1900 m³ / s

HQ₁₀₀ Wien-Reichsbrücke: ca. 10.400 m³ / s

Mittleres Gefälle (österreichische Donau): 0,43 ‰

Verhältnis NNQ : HHQ = ca. 1 : 20

Maximale jährliche Pegelschwankungen vor Kraftwerkserrichtung: 5–7 m.

Aktuelle Wassergüte flussauf Wien: II (beta-mesosaprob).

Hydrologie: stark durch Inn geprägt, Abflussregimetyp winternival (vgl. Kap. 4;

Mader et al. 1996).

Die ursprünglichen flussmorphologischen Verhältnisse waren vor allem in den Beckenlagen (Wiener Becken, Tullnerfeld etc., vgl. Abb. 7.25) durch Aufzweigungen – mit großflächigen Inundationen zur Zeit der Schneeschmelze in den Alpen – gekennzeichnet. Derzeit bestehen in Österreich nur mehr zwei freie Fließstrecken, jene in der Wachau (ca. 40 km Länge) und jene im Bereich östlich von Wien (ca. 50 km Länge). Letztere ist für den Nationalpark Donau-Auen von höchster Bedeutung. Die übrige Donau wird in Österreich durch zehn Laufkraftwerke energiewirtschaftlich genutzt (Abb. 7.26). Eines der größten Probleme in der Fließstrecke flussab Wien und damit für den Nationalpark Donau-Auen besteht darin, dass derzeit die jährliche Eintiefung der Donausohle im Mittel 3–4 cm beträgt. Damit ist ständig fortschreitende Entkoppelung der Niveaus von Donaustrom und begleitenden Auen gegeben (vgl. Kap. 7.5).

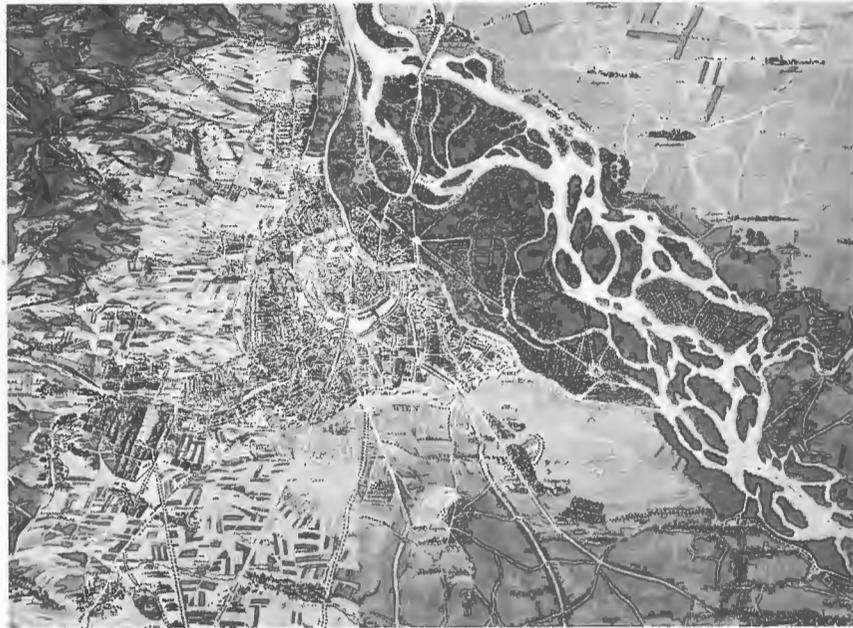


Abb. 7.25 Ursprüngliche Furkationsstrecke der Donau im Bereich Wien (aus: Schweikhardt 1830–1846)

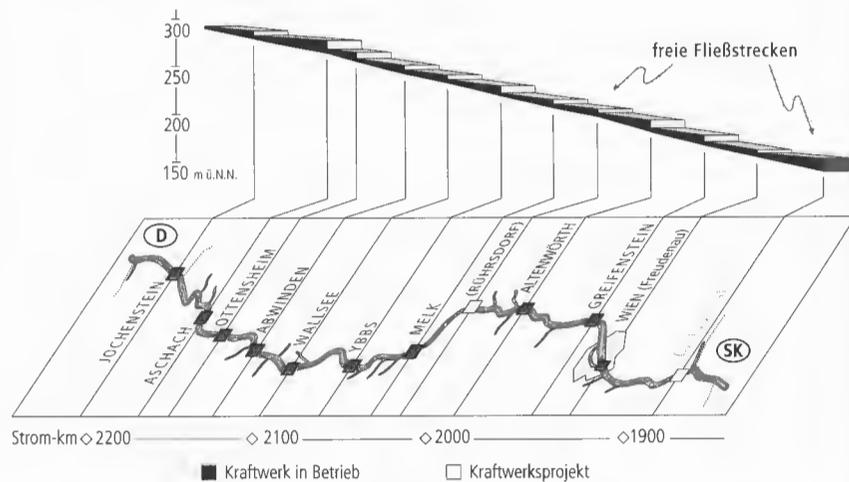


Abb. 7.26 Bestehende Laufkraftwerke und Kraftwerksprojekte an der österreichischen Donau sowie Lage der beiden noch frei fließenden Abschnitte

7.4.2.1 Lebensraum und Lebensgemeinschaften in einem Donaulaufstau

Von der so genannten Stauwurzel gegen die Staumauer hin zunehmende Querschnittsvergrößerung von Laufstauen bewirkt, dass sich die Strömungsgeschwindigkeit und Schleppkraft des Wassers markant verringern. Die im Stauwurzelbereich noch grobes Geschiebe aufweisende Stauraumsohle wird daher flussab sukzessive von großflächigen Sandablagerungen und schließlich Feinsedimenten abgelöst (vgl. Abb. 7.27). In den tieferen Stauraumabschnitten erfolgen zum Teil mehrere Meter mächtige Sand- und Schlammablagerungen. Diese überdecken einerseits die ursprünglichen Flussbettstrukturen, andererseits versiegeln sie den Stauraum vertikal gegen das Grundwasser (Kolmation). Auf diese Weise entstehen an Strukturen / Habitaten arme Stauraumausformungen bzw. sehr monotone Gewässerlebensräume.

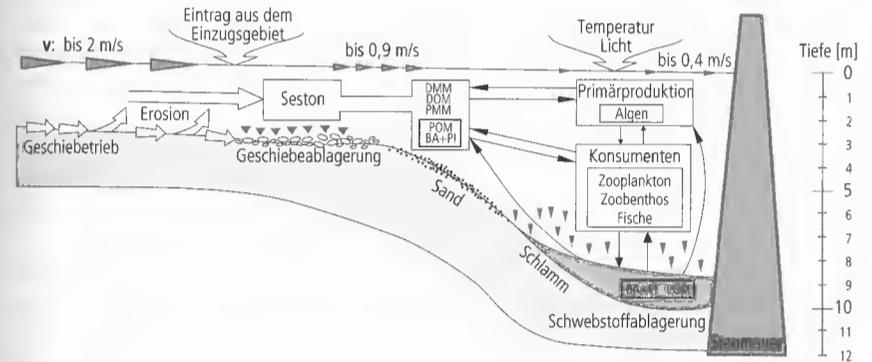


Abb. 7.27 Schematisierter Längsschnitt durch einen typischen Donaulaufstau (nach Herzog, 1984; verändert). DMM: gelöste, mineralische; DOM: gelöste, organische; PMM: partikuläre, mineralische; POM: partikuläre, organische Substanz; BA: Bakterien PI: Pilze. Dicke Umrandung von POM, BA und PI zeigt den Detrituskomplex an (vgl. Text).

Im Gegensatz zu Speicherstauen bleibt in großen Laufstauen wie jenen der Donau die Turbulenz so hoch, dass in der Vertikalen keine seenähnliche Stratifizierung bzw. Schichtung in einzelne Wasserkörper (z. B. hinsichtlich Temperatur und Sauerstoff) erfolgt. Die sommerlichen Wassertemperaturen zeigen einerseits zufolge der hohen Wärmekapazität des mächtigen Wasserkörpers, andererseits aber auch aufgrund der nach wie vor vergleichsweise kurzen Aufenthaltsdauer des Wassers weder nennenswerte Tagesschwankungen noch Erhöhung im Längsverlauf.

Die Sauerstoffverhältnisse im Stauraum verschlechtern sich zwar im Vergleich zur ehemaligen Fließstrecke als Folge ungünstiger Oberflächen / Volumsverhältnisse und geringerer Turbulenz tendenziell geringfügig. Nennenswerte Sauer-

stoffdefizite liegen jedoch nur lokal begrenzt in seitlichen Stauraumbereichen mit geringem Wasseraustausch oder in unmittelbarer Bodennähe über mächtigen Schlammablagerungen vor. Bei der derzeit gegebenen Güteklasse II sind selbst die großflächigen Schlammböden ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Aerober Abbau der organischen Bestandteile ist somit gewährleistet. Anaerobe Verhältnisse treten nur lokal begrenzt bei hoher Sedimentation fäulnisfähiger organischer Stoffe auf. Sauerstoffzehrungen können sich freilich dann ergeben, wenn die während längerer Niedrigwasserzeiten akkumulierten Feinsedimente bei plötzlich anlaufenden Hochwasserwellen innerhalb kurzer Zeit plötzlich wieder erodiert bzw. mobilisiert werden. Hohe Anteile organischer Frachten in der fließenden Welle führen dann unter Umständen kurzfristig zu gewissen Sauerstoffdefiziten.

Die verstärkte Sedimentation bewirkt zwar grundsätzlich erhöhte Lichttransmission pro Meter Wassersäule. Da die Wassertiefe im Stauraum jedoch im Vergleich zur ursprünglichen Fließstrecke um ein Mehrfaches größer ist, ergibt sich insgesamt hinsichtlich des „Lichtklimas“ für Primärproduzenten eine Verschlechterung. Makrophyten und Algenaufwuchs bleiben dementsprechend meist auf die Uferbereiche bzw. schmalen Bermen entlang der Steinwürfe beschränkt. Biogene Belüftung spielt hier somit eine eher untergeordnete Rolle. Phyto- und Zooplankton haben noch nicht jene Bedeutung wie im Unterlauf, wo das sogenannte „Potamoplankton“ nicht zuletzt zufolge höheren „Alters der fließenden Welle“ und damit verbunden entsprechend längerer Entwicklungszeit eine wichtige Stellung einnimmt.

Ähnlich wie in Speicherstauen ist je nach den individuellen Rahmenbedingungen in vielen Laufstauen des Donaueinzugsgebietes (z. B. Isar, Lech, Inn, Enns, Mur) der Rückhalt von organischen und anorganischen Feststoffen unterschiedlicher Art bzw. Korngröße und Menge ein schwerwiegendes Problem. Regelmäßig wiederkehrende Stauraumspülungen (z. B. im Falle verlandeter Stauwurzelbereiche aus Gründen des Hochwasserschutzes oder bei Verlegung der Einlaufbauwerke zu den Turbinen hinsichtlich der Betriebssicherheit notwendig) erweisen sich in vielen Fällen für die Gewässerbiozönose als äußerst abträglich (vgl. Kap. 7.4.7). In Zukunft ist daher für das gesamte Einzugsgebiet ein auf die jeweiligen wasserwirtschaftlichen und ökologischen Bedürfnisse abgestimmtes Spülmanagement anzustreben, das nachhaltig Beeinträchtigungen der aquatischen Biozönose verhindert und somit die ökologische Funktionsfähigkeit gewährleistet. Ein wichtiger Gesichtspunkt ist dabei letztlich auch der Transport von Geschiebe durch die Einzelstauräume bzw. Stauraumketten. Dieser ist nach Möglichkeit insbesondere dort sicher- bzw. wieder herzustellen, wo flussab Sohleintiefungen stattfinden (z. B. im Fall des Nationalparks östlich von Wien, vgl. Kap. 7.5), die nicht nur ein wasserwirtschaftliches, sondern zugleich auch ein erhebliches ökologisches Problem darstellen.

Die benthische Besiedlung entspricht noch am ehesten im Stauwurzelbereich mit grobem Geschiebe der ursprünglichen Flusssohle. Im zentralen Stauraum bei Fließgeschwindigkeiten von ca. 0,2–0,5 m/s vorliegende Sandflächen stellen für die meisten Benthosorganismen eher ungünstige Lebensraumverhältnisse dar,

da sandiges Substrat durch geringe Größe der Einzelporen und vergleichsweise hohe Labilität gekennzeichnet ist. Vergleichsweise niedrige Gehalte an partikulärem organischem Material (POM) bedeuten zugleich geringes Nahrungsangebot. Demgegenüber liegen auf wehrnahen Schlammböden bei Fließgeschwindigkeiten $< 0,2$ m/s zufolge Sedimentation bzw. Akkumulation grob- und feinputikulären organischen Materials hohe Dichten von Detritusfressern und Filtrierern vor. Die hier großflächig siedelnde Schlammfauna entspricht jedoch in ihrer Artzusammensetzung und Verteilung nicht mehr den Verhältnissen der ehemaligen Fließstrecke.

Das ursprüngliche Fischartenspektrum der Donau dominierten rheophile Vertreter (Nase, Barbe, Huchen etc.), die hinsichtlich ihrer Reproduktion auf Kies- und Schotterflächen des Hauptflusses, permanent durchflossener Nebenarme (vgl. Kap. 7.4.2.3) oder Zubringer angewiesen waren. In Stauräumen finden genannte Arten nur noch in den flächenmäßig stark eingeschränkten Stauwurzelbereichen vereinzelt Reproduktionsareale bzw. geeignete Laich-, Brut- und Jungfischhabitate. Da die rheophilen Fischarten auch bezüglich ihrer Nahrungsbasis vorrangig auf die Benthosorganismen kiesig/schottriger Sohlbereiche angewiesen sind, vermögen sie die oben beschriebene Sand- und Schlammfauna nur in geringem Ausmaß zu nutzen.

Indifferente und vor allem stagnophile Fischarten waren laut alter Chroniken und mündlicher Überlieferungen in der frei fließenden Donau von nachrangiger Bedeutung und hinsichtlich ihrer Reproduktion auf die angrenzenden Augewässer und Inundationsflächen angewiesen. In Stauräumen selbst laichen viele Vertreter dieser beiden Gruppen aktuell aufgrund zu niedriger Wassertemperaturen und fehlender/ungeeigneter Laichsubstrate nicht. Das hohe Nahrungsangebot der Schlammfelder im unteren Stauraumdrittel wird zwar von zahlreichen Vertretern dieser Gruppen potenziell genutzt, doch sind die Fischbestandsdichten zufolge reduzierter natürlicher Reproduktion und fehlender Habitatausstattung (z. B. völliges Fehlen von Seichtwasserhabitaten) niedrig. Da in Laufstauen unter anderem die ökologischen Faktoren Wassertemperatur und Sohlsubstrat nicht harmonisieren, wird in Deutschland für diesen Gewässertyp häufig der Terminus „Hybridgewässer“ verwendet.

Wehranlagen, aber auch große Stauräume selbst, stellen nicht zuletzt für Fische und viele Benthosorganismen unüberwindbare Kontinuumsunterbrechungen bzw. Driftfallen (Pechlaner 1986) dar. Sie blockieren longitudinale Migrationen (Kompensationswanderungen, Wanderungen zu Laich- und Fressplätzen etc.) und bedeuten auf diese Weise u. a. Gefahr, dass Fragmentierung in Einzelpopulationen genetische Isolation stattfindet. In der Donau verschwanden beispielsweise spätestens mit der Errichtung des Kraftwerkes am Eisernen Tor unwiederbringlich die früher bis Österreich und Bayern anzutreffenden anadromen Störarten (Waidbacher & Haidvogel 1996; Abb. 7.28; vgl. auch Kap. 5.1.4.7).

Als speziell für Fischbestände sehr negativ erweisen sich nicht zuletzt die geänderten Wasserspiegelschwankungen. Waren in der ursprünglichen Fließstrecke jährliche Spiegelschwankungen von mehreren Metern und entsprechende late-



Abb. 7.28

Hausenfang an der Unteren Donau; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

rale Austauschprozesse typisch, so sind derartige Verhältnisse nach Kraftwerkerrichtung nur noch in kurzen Stauwurzelschnitten zu beobachten. Über lange Bereiche der Stauräume wird das Stauziel konstant gehalten. Flussab des sogenannten Kipppegels (Punkt im Längsverlauf eines Laufstaus, an dem bei Hochwasser der Spiegel konstant bleibt, flussauf steigt und flussab fällt) erfolgt bei Hochwasser zufolge Öffnung der Wehre häufig sogar starke Spiegelabsenkung. Diese im Vergleich zur ursprünglichen Situation inversen Pegelverhältnisse sind völlig unnatürlich. Im Zusammenhang mit verstärkter Trübefracht und Entfall von Einstandsmöglichkeiten (v. a. zufolge monotoner Stauraumauskleidung mit Sand und Feinsedimenten) resultieren daraus bei Hochwasser entsprechende Beeinträchtigungen für die Fischbestände (vgl. folgendes Kapitel).

7.4.2.2 Änderungen bezüglich der Vernetzung Hauptfluss/Umland

Die Errichtung von Kraftwerken mit Wehranlagen und begleitenden Rückstaudämmen hat speziell bei Flüssen mit vergleichsweise geringem Gefälle enorme Konsequenzen in Bezug auf das ursprüngliche Flussumland. Neben der Flussmorphologie wird dabei meist die gesamte Flusslandschaft hinsichtlich ihrer ursprünglichen Funktionen, Prozesse und Strukturen grundlegend verändert (vgl. 7.4.2.3). Durch die Abdämmung des Flusses von seinen ursprünglichen Inundationsflächen und Augewässern liegen heute statt des ehemals eng verflochtenen Fluss- / Auensystems mit hoher lateraler Konnektivität weitgehend isolierte Teillebensräume vor. Die unterbundene Abflussdynamik bewirkt, dass die nunmehr abgetrennten ehemaligen Flussarme als „Altwässer“ vergleichsweise rasch verlanden. Da die eigendynamische Neubildung von Gewässern blockiert wird, ist damit mittelfristig das völlige Verschwinden der verschiedenen Nebengewässer eine typische Erscheinung. Als Folge der Unterbindung dynamischer Prozesse (Erosion, Akkumulation, Umbildung und Überformung der Gewässer) entfallen auch die ursprünglich sehr typischen Pionierstandorte und Sukzessionsflächen (z. B. Schotterbänke, Inseln). Zugleich fehlen den verschiedenen Vegetationseinheiten der Au Nährstoffeintrag bzw. Düngung durch flächige jährliche Überstauung. Die Entkopplung des Niveaus von Fluss und Au erfolgt nicht zuletzt dadurch, dass bei Hochwasser zwar teilweise noch Überflutung der Auen, entsprechende Sedimentation und damit langfristig Hebung des Auenniveaus erfolgt, Abtrag durch Erosionsprozesse (v. a. Seitenerosion) jedoch zufolge unterbundener Dynamik (stabiles Regulierungskorsett des Hauptflusses) unterbleibt.

Im ursprünglichen Zustand war den Pegelschwankungen im Fluss entsprechend auch der Grundwasserspiegel im flussnahen Umland durch starke jährliche Schwankungen gekennzeichnet. Als Folge der Kraftwerke hingegen sind die Amplituden des Grundwasserspiegels luftseits der Dämme drastisch reduziert (Nachtnebel et al. 1989). Dies hat einerseits entsprechende Auswirkungen auf Grundwasserqualität und Bodenverhältnisse, andererseits wird dadurch auch die Zahl und Vielfalt der Augewässertypen reduziert.

Speziell im Bereich der künstlichen aber auch „ungeplanten“ Unterwassertiefungen ist die laterale Vernetzung Fluss / Umland über lange Strecken weitgehend reduziert / unterbunden. Der Grundwasserspiegel sinkt ab, die begleitenden Auen liegen niveaumäßig zu hoch über dem Wasserspiegel des Flusses. Vor allem „Weiche Auen“ mit entsprechenden Pionierstandorten sind daher hier drastisch im Rückgang begriffen.

Nicht zuletzt ergeben sich auch bezüglich der Zubringer bzw. deren Mündungsbereiche charakteristische Probleme. Als Beispiele seien der Kamp- und der Traisenfluss in Niederösterreich angeführt, deren Mündungen im Zuge des Kraftwerksbaues Altenwörth flussab in das Unterwasser verlegt wurden. Obwohl in den neu geschaffenen Umleitungs- und Mündungsbereichen innerhalb des Augebietes grundsätzlich unstabilierte Ufer und dynamische Flussbettentwicklung möglich wären, sind beide Flüsse in äußerst monotonen Doppeltrapezprofilen stabilisiert. Zusätzlich unterbinden mehrere Absturzbauwerke als Migrationsbarrieren das Flusskontinuum.

7.4.2.3 Beispiel einer durch Regulierung und Kraftwerke veränderten Flusslandschaft

Systematische Regulierungen und Kraftwerksketten bewirken tiefgreifende Änderungen von Flusslandschaften. Als diesbezügliches Beispiel kann die österreichische Donau im östlichen Machland (Abb. 7.29) dienen. Dieser Flussabschnitt und sein Umland wurden jüngst eingehend hinsichtlich des Wandels während der letzten zwei Jahrhunderte untersucht (Hohensinner et al. 2002).

Im Jahr 1812 war die Donau im östlichen Machland durch großflächige Schotterbänke und Inseln in mehrere Arme verzweigt, wobei eupotamale Gewässer (Hauptstrom und Nebenarme) bei Niederwasser 97 % aller Gewässerflächen ausmachten (vgl. Abb. 7.30 und 7.31). Einseitig angebundene Altarme und isolierte Altwässer hatten früher flächenmäßig zwar weitaus geringere Bedeutung, spielten aber dennoch aufgrund ihrer ausgedehnten Uferlinien hinsichtlich der Verzahnung von Wasser- und Landlebensräumen eine wichtige Rolle. Das Augebiet zeichnete sich durch sehr geringe Flurabstände und Höhenunterschiede sowie durch ein weit verzweigtes, mit dem Hauptstrom verbundenes Grabensystem aus. Pionierstandorte und Gräben (VABB) lagen im Mittel nur 0,2 m über dem sommerlichen Mittelwasser (SMW), höher liegende Bereiche des Augebietes 1,6 m über SMW (Abb. 7.31). Dadurch wurden bereits bei Wasserständen knapp über SMW großflächig vegetationsbedeckte Bereiche überflutet, wobei der „Flow

Pulse“ – gemessen als Expansion der Wasserfläche zwischen LW und bordvollem Wasserstand (BW) – 24 % der aktiven Zone (Hauptstrom, Nebengewässer und rezente Austufe) betraf. Insgesamt wurde die aktive Zone im ursprünglichen Donau-Auen-System von 1812 bei BW zu 57 % überflutet, wovon lediglich 1 % keine Anbindung an das Gewässersystem aufwies.

Als Folge der Flussregulierungen im 19. Jahrhundert und der Kraftwerkerrichtungen im 20. Jahrhundert wurde die Fläche von Hauptstrom und Nebenarmen bis 1991 auf rund 35 % reduziert (Abb. 7.30). Ursprünglich typische Elemente wie z. B. Schotter- / Sandflächen verschwanden beinahe völlig. Die Fläche vegetationsbedeckter Inseln verringerte sich von 1048 ha auf nunmehr 29 ha. Ebenso reduzierten sich tief liegende Pionierstandorte und zusammenhängende Grabensysteme (VABB) von vormals 430 ha auf 294 ha, wobei aber heute bei Wasserständen unter BW nur mehr 32 ha direkt von der Donau geflutet werden. Einhergehend mit der quantitativen Reduktion wichtiger Elemente der ehemaligen Flusslandschaft fand bis 1991 somit auch eine weit gehende Entkoppelung des Auegebietes vom Hauptfluss statt. Dies zeigt sich vor allem in der Halbierung des „Flow Pulse“ zwischen LW und BW auf 12 % der aktiven Zone. Die bei BW überflutete Fläche verringerte sich von ursprünglich 57 % auf 31 % der aktiven Zone, wovon heute nur mehr 21 % an das Gewässersystem angebunden sind.

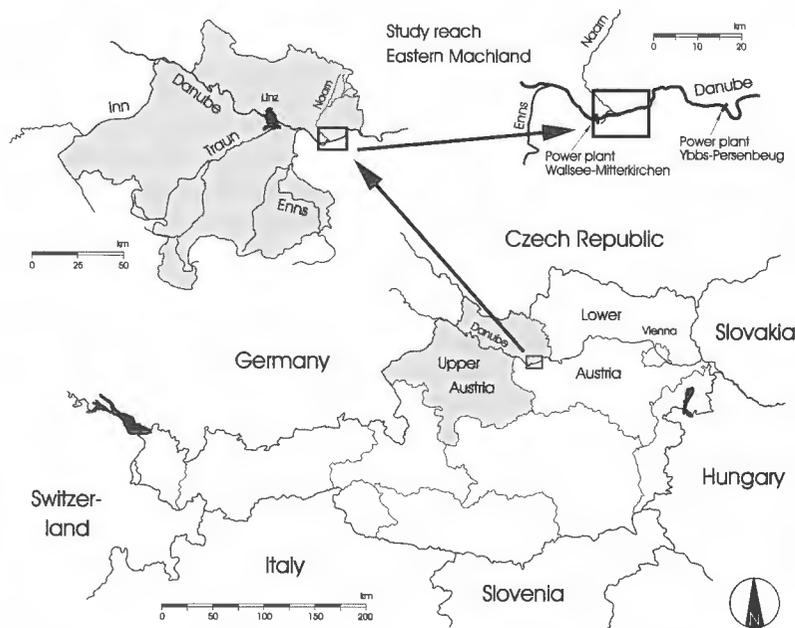


Abb. 7.29 Lage des untersuchten Donau-Abschnittes im östlichen Machland (aus Hohensinner et al. 2002).

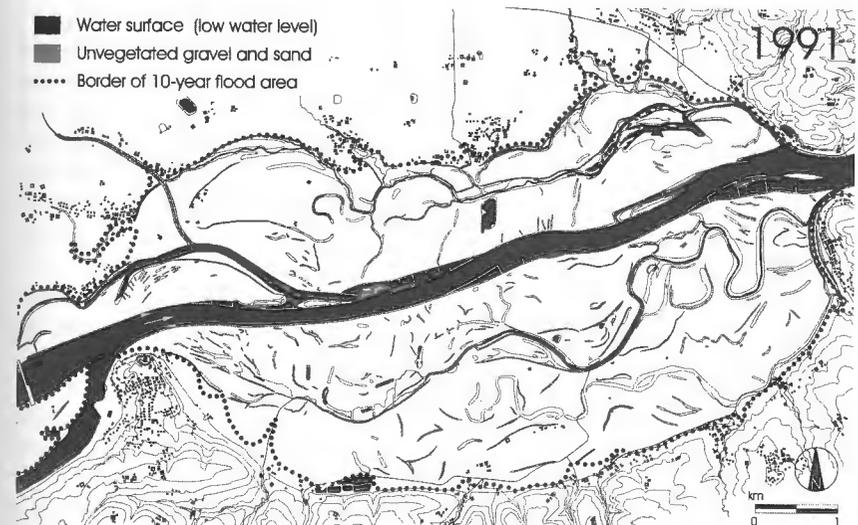
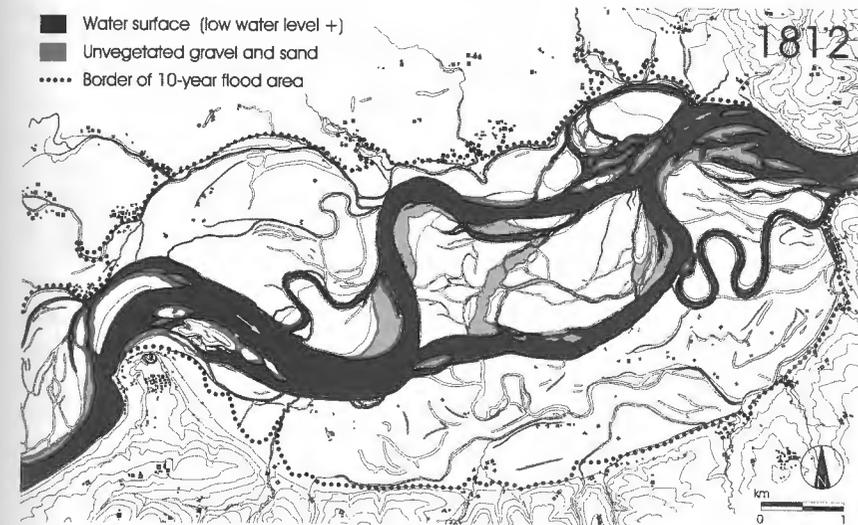


Abb. 7.30 Donau-Auen-System im östlichen Machland. Oben: Im natürlichen Zustand vor Beginn der Regulierung 1812; unten: nach Regulierung und Kraftwerkerrichtungen 1991 (aus Hohensinner et al. 2002).

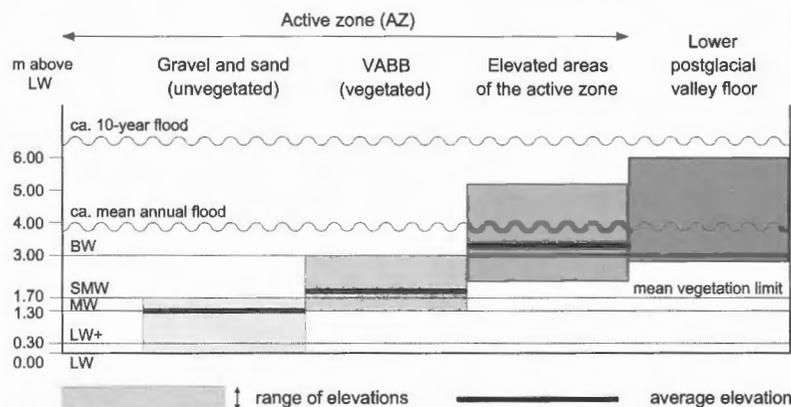


Abb. 7.31 Geländehöhenzonen und charakteristische Wasserstände bezogen auf LW 1812. VABB: vegetated area below bankfull (Pionierstandorte, Grabensysteme, Uferzonen mit Vegetation), LW: Niederwasser, MW: Mittelwasser, SMW: sommerliches Mittelwasser, BW: bordvoller Wasserstand (aus Hohensinner et al. 2002; vgl. Text).

Die restlichen 10 % liegen in den abgedämmten Bereichen des Auegebietes und werden von Sickerwässern der Donau sowie Zuflüssen einiger kleiner Zubringer inundiert. Während 1812 bei BW insgesamt 97 % der VABB Anbindungen an die Donau aufwiesen und so vielfältige Austauschprozesse und Migrationen aquatischer Organismen erlaubten, war dies 1991 nur mehr zu 13 % möglich. Die stark eingeschränkten Möglichkeiten für die Entwicklung von tief liegenden Pionierstandorten verbunden mit der verringerten Dauer von Überstauungen bewirkten zusätzlich eine wesentliche Reduktion der Produktivität.

Der Wandel vom ehemals furkierenden Charakter der Donau zu einem regulierten und gestauten Fließgewässer äußerte sich vor allem in der Ablösung dynamischer Prozesse und Entwicklungen (Transport, Umlagerung, Verjüngung, Sukzession etc.) durch statische und einseitig gerichtete Erscheinungen (Sedimentation, Überalterung, Klimax etc.).

7.4.2.4 Beispiel einer kraftwerksbedingten Veränderung des Lebensraumangebotes in der Donau, aufgezeigt am Beispiel der drei Perciden Zingel, Schrätzer und Streber

Eingehende fischökologische Untersuchungen der letzten Jahre zeigen, dass der Fischfauna in ihrer Gesamtheit ein hoher Zeigerwert für den ökologischen Zustand von Fließgewässern zukommt. Ihre Bedeutung als ökologischer Indikator ergibt sich aus der Summe der Lebensraumansprüche von Arten, die an die ur-

sprünglichen Gegebenheiten von Fließgewässern eng angepasst sind. Durch die vielfältigen und im Verlauf des Lebenszyklus stark wechselnden Erfordernisse (z. B. in Hinblick auf Laichsubstrate, Brutfischeinstände, Nahrungszonen, Hochwasser- und Wintereinstände) indiziert die Fischfauna klar den Grad ökologischer Intaktheit des gesamten Flusssystemes (Schiemer 1986).

Fischökologische Erhebungen mittels Langleinen sowohl in verschiedenen Fließstrecken als auch Stauräumen der Donau belegen für die drei Perciden Zingel, Streber und Schrätzer zum Teil sehr unterschiedliche Dichten.

Interessant sind neben den Bestandsdichten die Verteilungsmuster der drei Arten in den einzelnen Untersuchungsbereichen (Abb. 7.32). Während in den Fließstrecken Streber häufiger als Zingel und Schrätzer nachweisbar sind, ergibt sich in den Stauwurzelbereichen eine andere Reihung. Der Zingel ist hier vor Schrätzer und Streber bei weitem am häufigsten. In Staubereichen dominiert allerdings der Schrätzer vor dem Zingel, der Streber fehlt zur Gänze. Diese auffällige Verteilung hängt klar mit der strömungsspezifischen Einnischung der einzelnen Arten zusammen.

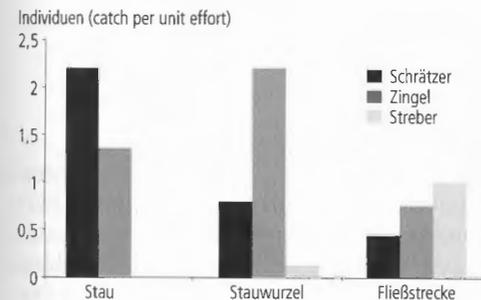


Abb. 7.32 Vergleich der unterschiedlichen Fangfolge pro Einheitsversuch (catch per unit effort; vgl. Zauner 1996) von Zingel, Streber und Schrätzer in Stauraum, Stauwurzel und Fließstrecke.

Abb. 7.33 stellt die Einnischungsbereiche jeder Art gesondert dar. Alle Fische einer Art (100 %) sind prozentuell auf die einzelnen Fließgeschwindigkeitsbereiche aufgeteilt.

Betrachtet man die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeitsbereiche hinsichtlich ihrer Einnischungsmöglichkeit für alle drei Arten, weisen die in der Stauwurzel von Donaukraftwerken vorherrschenden Verhältnisse grundsätzlich für alle drei Arten akzeptable Voraussetzungen auf. Geschwindigkeitsmessungen belegen, dass hier adäquate Strömungsverhältnisse für den Streber freilich nur noch an der strommittigen Sohle vorliegen, was durch Fangfolge bestätigt ist.

Diese Verteilung lässt sich schematisch auch aus der in Abb. 7.34 dargestellten Stauwurzelsituation (Unterwasser des Kraftwerkes Wallsee) im Jahre 1991 erkennen. Streberpopulationen sind somit in Stauräumen nur noch kleinräumig in den jeweiligen Stauwurzelbereichen überlebensfähig. Diese artspezifische Längszonierung in einem Stau birgt freilich die Gefahr in sich, dass z. B. durch einen Tankerunfall die gesamte Streberpopulation vernichtet wird.

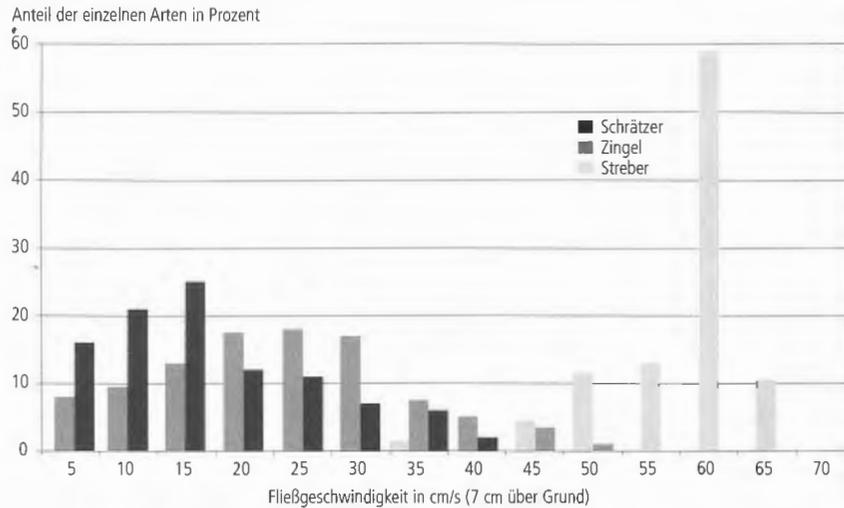


Abb. 7.33 Prozentuelle Aufteilung einzelner Percidenarten auf sohlnahe Fließgeschwindigkeitsbereiche.

Die in monotonen Stauräumen auf diese Weise geringe „ökologische Pufferung“ war im ursprünglichen Donausystem nicht der Fall (Abb. 7.34; Situation 1812). Vielmehr stellte die ursprüngliche Donau ein reich gegliedertes, ökologisch komplexes und damit gut abgepuffertes System dar. Strömungsmäßig unterschiedlichste Bereiche aufweisend, lag eine Vielzahl von „Percidenhabitaten“ vor. Diese hohe Habitat-Heterogenität ermöglichte eine artspezifische Einnischung auf vergleichsweise engem Raum. Die Zonierung war somit nicht eindimensional-longitudinal, sondern erstreckte sich auf der gesamten Lauflänge auch quer über das ganze Furkationssystem.

Die Einengung des Stromes auf eine Hauptrinne im Zuge der Donauregulierung ging auf Kosten großflächiger, mäßig durchströmter Nebenarme. In der Hauptrinne selbst bewirkte die Einengung eine Verringerung der durchströmten Fläche und damit Erhöhung der Fließgeschwindigkeit. Für die drei Percidenarten fehlen damit adäquate kleinräumige Strömungsmuster.

Zusammenfassend lassen sich aus den für die drei Donauperciden gewonnenen Erfahrungen stellvertretend für viele andere Donaufischarten bzw. unterschiedliche ökologische Gilden folgende Schlussfolgerungen ziehen: Im ursprünglich unregulierten Zustand war zumindest in den Furkationsabschnitten der Donau in longitudinaler und lateraler Erstreckung hohe Habitatvielfalt und damit Einnischungsmöglichkeit für alle drei Percidenarten gegeben, wobei zufolge Vorwiegens rasch strömender Haupt- und Seitenarmsysteme der Streber dominiert haben dürfte. Zuzufolge der Regulierung reduzierte sich das Habitatan-

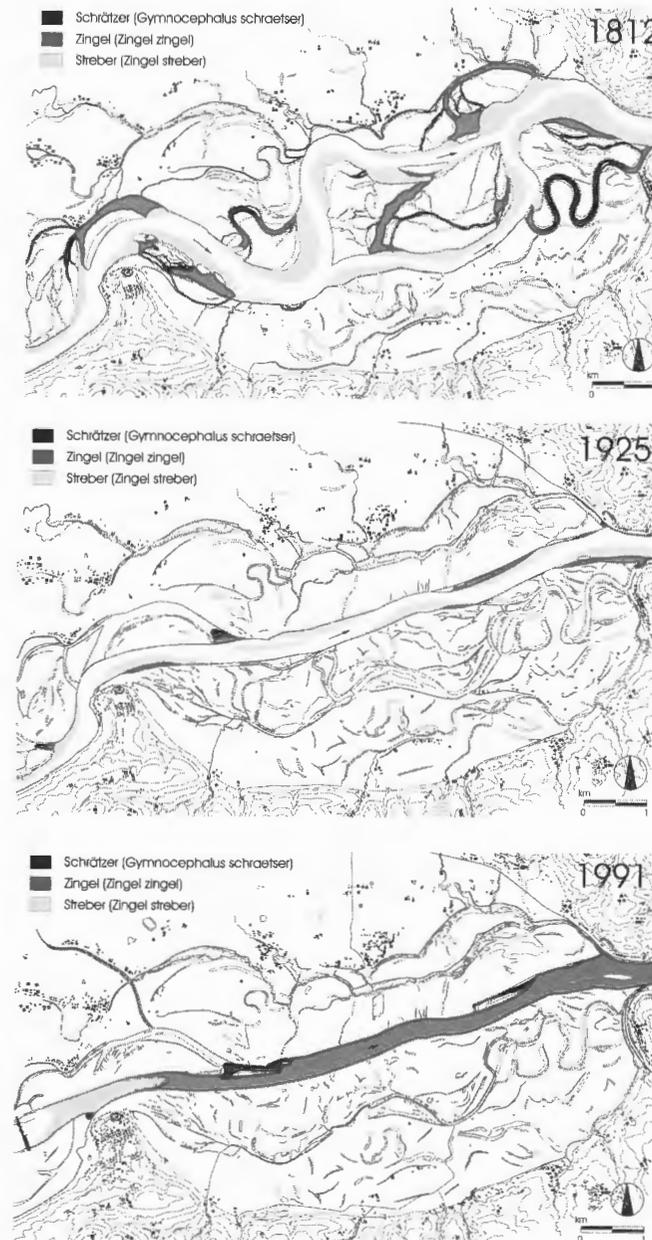


Abb. 7.34 Aufgrund der Strömungspräferenz abgeschätzte Habitatverteilung der drei Donauperciden Schrätzer, Zingel und Streber in der ursprünglichen (1812), regulierten (1925) und staugeregelten (1991) Donau im Machland (vgl. Kap. 7.4.2.3) bezogen auf Mittelwasserführung.

gebot speziell für den Schrägstrich auf nur mehr wenige „Rudimente“. In den Stauräumen bieten sich nunmehr zwar neue Habitate an, die auch entsprechend besiedelt werden. Im Gegensatz zum ursprünglichen System ergeben sich hier freilich nicht mehr kleinräumig longitudinal und lateral vernetzte Bereiche, sondern eher großräumig homogene Zonierungen in der Longitudinalen. Die neu entstandenen Systeme lassen gegenüber natürlichen Störungen, insbesondere aber Katastrophen anthropogenen Ursprungs, deutlich geringere Kapazität der ökologischen Pufferung erwarten. Auf Basis dieser Erkenntnisse gewinnt die Forderung nach leitbildkonformer Öffnung der begleitenden Nebenarmsysteme der regulierten Donau im Machland und östlich von Wien, aber auch in vielen anderen ursprünglich furkierenden Abschnitten zusätzlich an Gewicht. Es ließen sich auf diese Weise großflächig Bereiche wiederherstellen, in denen die Lebensraumansprüche der drei Donaupericiden – stellvertretend für andere wichtige Elemente der Ichthyofauna – entsprechen.

7.4.3 Speicherseen (-Staue) und ihre Problematik

Im Gegensatz zu Laufstauen, die keine Stratifizierung des Wasserkörpers aufweisen, handelt es sich bei Speichern um Seen mit stark anthropogen beeinflusster Hydrologie. Speicherseen zeigen einen jahreszeitlich typischen Zyklus von Schichtung und Durchmischung. Übergangsformen zwischen Speicherseen und Laufstauen liegen dann vor, wenn die Stauraumvolumina im Verhältnis zur Wasserführung der Zubringer so beschaffen sind, dass bei sommerlicher oder winterlicher Niedrigwasserführung in den Stauräumen zwar Schichtung eintritt, diese bei Hochwasser jedoch wieder zerstört wird.

In durch Speicherstaue beeinflussten Flusssystemen treten verschiedene Probleme auf. Diese lassen sich wie folgt nach Ober- und Unterwasser differenzieren.

Oberwasser

Speziell große Jahresspeicher haben seenähnlichen Charakter und sind meist im Winter durch starke Spiegelabsenkung gekennzeichnet. Der sommerliche Lebensraum für Fische wird auf diese Weise im Winter drastisch eingeschränkt, was neben direkten Auswirkungen auf die Fischpopulation (z.B. durch steigende Konkurrenz um verfügbare Habitate) auch entsprechende Folgen hinsichtlich der planktischen Ernährungsverhältnisse hat. Spiegelabsenkungen haben zudem Trockenfallen großflächiger Uferzonen zur Folge. Dabei wird nicht nur die Lebensgemeinschaft des Benthos zerstört. Vielmehr entfallen dadurch etwa auch Laichplätze für Fische (z.B. Seesaibling in alpinen Speichern). Zudem bleiben bei Absenkungen häufig Fische in litoralen Muldensystemen zurück. Zur Unterbindung solcher Falleneffekte empfiehlt sich, auf entsprechende Ausbildung der Uferhalden zu achten. In manchen Fällen ist auch die Errichtung kleiner „Vorperren“ in den Zuflüssen zwecks Schaffung von Refugialbereichen und / oder

Laichplätzen erwägenswert. Die Abwanderung von Fischen über die Grundablässe lässt sich unter Umständen mit entsprechenden Scheuchvorrichtungen verhindern. Ein mit der Errichtung von Speichern grundsätzlich verbundenes Problem ist letztlich auch die Unterbindung von Fischmigrationen bzw. des Längskontinuums im weitesten Sinne (Fische, Benthos, Geschiebe, Schwebstoffe, Drift organischen Materials etc.).

Unterwasser

Durch den Einzug von Wasser in einen Speicher ergibt sich für den Vorfluter eine Ausleitungssituation und damit die Notwendigkeit, entsprechende Restwasserdotation bzw. Begleitmaßnahmen sicherzustellen (vgl. Kap. 7.4.5). Das im Speicher rückgehaltene Wasser wird schließlich bei Bedarfsspitzen in den Vorfluter abgearbeitet. Dieser so genannte Schwellbetrieb führt zu quasi künstlichen Hochwässern. Die Schwälle haben zum Teil weitreichende Folgen für die aquatischen Lebensgemeinschaften (vgl. Kap. 7.4.4). Auf die ökologischen Anforderungen abgestimmte Betriebsweise und / oder Ausgleichsbecken zur Abdämpfung des Schwellbetriebes sind daher in Hinblick auf die ökologische Funktionsfähigkeit eine unabdingbare Voraussetzung.

Ein in zahlreichen Fällen ungelöstes Problem im Zusammenhang mit Speichern sind letztlich auch die Verlandungen, bzw. die mit deren Behebung verbundenen Stauraumspülungen (vgl. Kap. 7.4.7).

7.4.4 Schwellbetrieb / Schwallproblematik

Im Gegensatz zu Laufkraftwerken wird in Speicherstauen Wasser rückgehalten, um Bedarfsspitzen im Stromverbrauch abzudecken. Stoßweise Abarbeitung des Wassers resultiert dabei im Vorfluter in sogenannten „Schwallen“. Bei Kraftwerken mit Schwellbetrieb ergeben sich aus der Sicht des Gewässerschutzes folgende Probleme:

- Der Rückhalt von Wasser im Speicher hat flussab das Problem ausreichender Restwasserdotation zur Folge (vgl. Kap. 7.4.5).
- Im Vorfluter entstehen durch die Abarbeitung des Triebwassers hochwasserartige Schwälle, die bei Abschaltung der Kraftwerke abrupt vom so genannten Sunk gefolgt werden.
- Diese Schwall- / Sunkerscheinungen reichen weit über den eigentlichen Kraftwerksstandort hinaus und werden nur sehr langsam bzw. erst nach entsprechend langen Flussstrecken durch die Wirkung der so genannten „fließenden Retention“ abgedämpft. Starke Beeinträchtigungen der aquatischen Biozönose reichen somit häufig über viele Kilometer flussabwärts.
- Die Abfolgen Schwall / Sunk stehen in Disharmonie zum natürlichen Abflussregime. Sie finden bei vielen Speicherkraftwerken bis zu drei Mal täglich und somit mehrere hundert Mal jährlich statt.
- Für die aquatischen Biozönosen sind insbesondere die Geschwindigkeit des

Anstieges und des Wiederabfalles sowie Amplituden, Dauer und Frequenz der Schwall- / Sunk-Ereignisse maßgeblich.

- Besonders gravierende Auswirkungen hat Schwellbetrieb zu Zeiten natürlicher Niedrigwasserführung im Herbst und Winter, da hier ein besonders hohes Verhältnis Basiswasserführung / Schwall gegeben ist.
- Mit abrupt wechselndem Abfluss ändern sich auch Pegelstand und Fließgeschwindigkeit. Fische laichen häufig auch während des Schwalles. Beim folgenden Sunk trocknen daher vielfach die Laichplätze bzw. der Laich wieder aus.
- Fischbrut und / oder Jungfische bevorzugen flach überströmte Schotterbank- bzw. Litoralhabitate. Bei steigendem Pegel suchen speziell Jungfische derartige Seichtwasserhabitate im Bereich des Wasser / Landüberganges auf, wo sie nach abrupten Rückgang des Wasserstandes zum Teil in Mulden verbleiben und zugrunde gehen. Der regelmäßig erzwungene Habitatwechsel stellt zudem aus energetischer Sicht eine erhebliche Belastung und Stresssituation dar.
- Indirekte Wirkungen auf Fischbestände ergeben sich auch durch reduzierte Benthosbestände und damit verdünntes Nährtierangebot.
- Bei Speichern im Hochgebirge ist zu vermuten, dass die Kaltwassereinstöße im tiefer gelegenen Vorfluter nicht nur eine deutlich verringerte Benthosproduktion bewirken, sondern auch entsprechende Einflüsse auf die Embryonalentwicklung verschiedener Fischarten und anderer Organismen haben.

An der Drau (Möll-Malta-Unterstufe) in Kärnten ist durch den Schwellbetrieb eine Reduktion des Fischbestandes um rund 50 % (Abb. 7.35) und eine solche der Benthosbiomasse um rund 80 % dokumentiert. Noch stärkerer Schwellbetrieb an der Bregenzer Ache hat beim Benthos Biomasseverluste von mehr als 90 % zur Folge (vgl. dazu Beispiel in Kap. 10.2.1). Ganz allgemein sind die Biomassereduktionen bei von Schwellbetrieb betroffenen Fischbeständen umso größer, je höher das Verhältnis zwischen Basisabfluss und Schwallwasserführung ist.

Ausgleichsmaßnahmen für Schwellbetrieb sind realistischer Weise bei bestehenden Kraftwerken nur sehr beschränkt möglich. Anzustreben wären diesbezüglich insbesondere geänderte Betriebsweise (vor allem hinsichtlich einer Reduktion von Amplituden und Frequenz der Schwälle bzw. deren Anstiegs- und Abfallgeschwindigkeit) und / oder die Errichtung von sogenannten Ausgleichsbecken, in denen die Schwälle aufgefangen und abgedämpft wieder abgegeben werden (zu diesbezüglichen Beispielen siehe Kap. 10.2.1).

7.4.5 Ausleitungskraftwerke / Restwasserproblematik

Bei Ausleitungskraftwerken wird das für die Energieerzeugung notwendige Triebwasser bei den Wehranlagen bzw. Wassererfassungen abgeleitet und über Mühlbäche, Druckrohrleitungen etc. zum Krafthaus geführt. Die vom Wasserentzug betroffenen „Ausleitungsstrecken“ zeigen je nach Kraftwerkstyp, Ausbaugröße und Resteinzugsgebiet (siehe unten) jahreszeitlich unterschiedliche

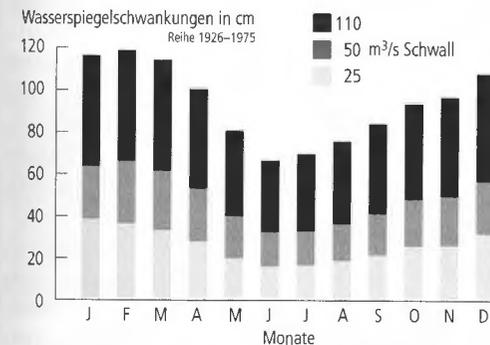
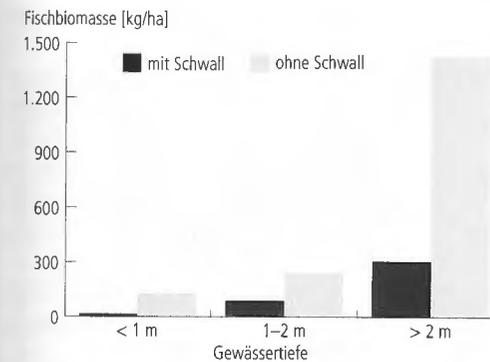


Abb. 7.35

Schwellbetrieb an der Drau (aus Jungwirth et al. 1990). Oben: Biomasse des Drau-Gesamtfischbestands in der unbeflussten Referenzstrecke (ohne Schwall) und der flussab folgenden Strecke mit Schwellbetrieb, jeweils in 3 unterschiedliche Tiefenbereiche untergliedert. Unten: Schwellbetriebsbedingte Pegelschwankungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten (dargestellt für 3 verschiedene Schwall-Abflussgrößen). Bei niedrigem winterlichen Basisabfluss der Drau verursachen die abrupten Schwallereinstöße (Abflusszunahme um das 4-5fache) Pegelanstiege um bis zu mehr als 100 cm.

Restwasserführungen. Bei hohem Ausbaugrad eines Kraftwerkes und Fehlen einer wasserrechtlich festgeschriebenen Pflichtwassermenge (Q_R) oder Restwasserdotation (Q_{dot} ; bei Wehranlage oder Einzugsstelle in die Ausleitungsstrecke dotierte Wassermenge) kann es über mehrere Monate jährlich zu völliger Austrocknung des Flussbettes in der Ausleitungsstrecke und damit zu entsprechenden Folgen für die Biozönose (vgl. Abb. 7.36) kommen.

Etwa seit den 80er-Jahren wurde in zunehmend mehr europäischen Ländern seitens des Gesetzgebers im Rahmen einschlägiger Paragraphen / Gesetze festgelegt, dass bei energiewirtschaftlicher Nutzung von Flussstrecken auch deren ökologische Funktionsfähigkeit zu erhalten ist. Bei neu geplanten Nutzungen, aber auch auslaufenden und daher neu zu verhandelnden Wasserrechten, wird daher heute obligat ein bestimmter Pflichtwasserabfluss oder die Abgabe einer festgelegten Dotationswassermenge bei der Wehranlage vorgeschrieben. Der Restwasserabfluss in der Ausleitungsstrecke ergibt sich dabei aus der so genannten Dotationswassermenge und zusätzlich jener Wassermenge, die aus dem so genannten Resteinzugsgebiet (RZG: Einzugsgebiet zwischen Wasserfassung und Rückleitung) hinzu kommt (Zuflüsse, Grundwasseraustritte). In speziellen Fällen, z. B.

bei Versickerungstrecken, kann der Restwasserabfluss jedoch auch kleiner als die Dotationswasserabgabe an der Wehranlage sein.

Neben dem Problem einer ökologisch adäquaten Q_R in der Ausleitungsstrecke ergibt sich bei Ausleitungskraftwerken grundsätzlich eine ähnlich breite Palette möglicher Folgewirkungen wie bei Laufkraftwerken (vgl. Kap. 7.4.1 und 7.4.2). Moog et al. (1993) beschreiben in der Arbeit „Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke“ die vielfältigen ökologischen Auswirkungen von Ausleitungskraftwerken zu den Problemkreisen Aufstau, Wehranlage / Wasserfassung, Dotierwasserabgabe, Turbinen, Triebwasserkanäle, Ausleitungsstrecken / Restwasserproblematik, Schwall und Sunk in Fließgewässerstrecken des Rhithrals und Potamals in Abhängigkeit verschiedener Kraftwerkstypen.

Die ökologische Funktionsfähigkeit von Ausleitungsstrecken setzt einen Q_R solchen Ausmaßes voraus, dass die Erhaltung der ursprünglichen Lebensgemeinschaften im Fluss und seinem Umland zumindest qualitativ, im Wesentlichen aber auch quantitativ gewährleistet ist. Eine wesentliche Bedingung dabei ist, dass die am und im Gewässersystem natürlich vorkommenden Tier- und Pflanzenarten auf Basis eigenständiger Reproduktion autochthone Bestände auszubilden und zu erhalten vermögen. Dafür sind gewässertypspezifische Abfluss- und Lebensraumverhältnisse genauso wichtig wie intakte Bedingungen hinsichtlich longitudinaler und lateraler Konnektivität etc.

Insbesondere bei der Errichtung kleiner Kraftwerksanlagen ist es vielfach aus Kostengründen schwierig, über mehrere Jahre umfangreiche Untersuchungen bezüglich erforderlicher Q_R -Werte durchzuführen. Etwa seit Beginn der 80er-Jahre wurde daher versucht, allgemeine gültige „Restwasserformeln“ zu entwickeln. Von derzeit etwa dreißig diesbezüglichen Modellansätzen seien hier beispielhaft die drei bekannten „Schweizer Restwasserformeln“ aufgezeigt, die alle auf dem Q_{300} (jene Wasserführung, die an 300 Tagen pro Jahr erreicht oder überschritten wird) basieren (vgl. auch Broggi & Reith 1983):

- Lebensraumformel: $R = 0,2 \times Q_{300}$
- Matthey Formel für Fischfauna: $R = 15 \times Q_{300} / (\ln Q_{300})^2$
- Formel für Fischzönosen in kleinen Fließgewässern: $R = 0,25 \times Q_{300} + 75 \text{ l/s}$

Legt man genannte Formeln beispielhaft etwa für den Pielachfluss bei Hofstette in Niederösterreich zugrunde ($Q_{300} = 2,8 \text{ m}^3/\text{s}$, $MQ = 2,05 \text{ m}^3/\text{s}$, $NNQ = 0,6 \text{ m}^3/\text{s}$; vgl. Kap. 10.5.4), so errechnen sich Q_R -Werte von 560, 670, 780 l/s. Da es sich bei der Pielach sowohl hinsichtlich der Habitatausstattung als auch der Fischzönose um ein besonders schützenswertes Gewässer mit natürlich reproduzierendem Huchenbestand handelt, wäre speziell im Sommerhalbjahr aus fischökologischer Sicht ein Q_R -Wert in der Größenordnung zwischen 0,56 und $0,78 \text{ m}^3/\text{s}$ unzureichend. An der Pielach läuft derzeit ein EU-Huchen-Life Projekt (vgl. Kap. 10.5.4), wobei der Huchen hier stellvertretend bzw. als Schlüsselart für eine weitgehend intakte Flusslandschaft und deren Lebensgemeinschaften steht. Bei derart hoher Schutzwürdigkeit ist daher auch eine Berechnung des



Abb. 7.36

Fehlender/unzureichender Restwasserabfluss in verschiedenen Ausleitungsstrecken: Enns flussauf Hieflau (oben) und Frutzwasser (unten); Fotos: Abt. f. Hydrobiologie.

erforderlichen Q_R -Wertes mit „Restwasserformeln“ nicht vertretbar. Vielmehr wäre hier bei jeder einzelnen Kraftwerksanlage in Anpassung an die individuellen Lebensraumverhältnisse und jeweilige Biozönosen eine adäquate Beurteilung und Festlegung des erforderlichen Q_R -Wertes notwendig.

Das aufgezeigte Beispiel veranschaulicht, dass es aus ökologischer Sicht grundsätzlich abzulehnen ist, den erforderlichen Q_R -Wert allein mit Hilfe von Formeln festzulegen. Äußerst kritisch ist dabei insbesondere zu beurteilen, dass bei einer derartigen Vorgehensweise nicht die individuelle Gewässercharakteristik und die Kraftwerksituation (z. B. in Hinblick auf das hydrologische Regime, das Resteingangsbereich, die Strukturvielfalt des Gewässerbettes, die Länge der Ausleitungsstrecke, die Vernetzungs- und Umlandsituation, bedrohte und / oder seltene Tierarten etc.) Berücksichtigung finden. Abschätzungen der erforderlichen Q_R -Werte mit Formeln sind daher nur in Ausnahmefällen vertretbar, bzw. derartige Be-

rechnungen nur dann akzeptierbar, wenn der vorgesehene / festzulegende Q_R -Wert „auf der sicheren Seite“ liegt. Letzteres ist aus fischökologischer Sicht noch am ehesten dann der Fall, wenn in der Ausleitungsstrecke jahreszeitlich gestaffelte Q_R -Werte verbleiben, die im Wesentlichen den natürlichen monatlichen MNQ-Werten entsprechen.

Aus ökologischer Sicht empfiehlt sich daher grundsätzlich, zur individuellen Beurteilung und Festlegung von Pflichtwasser- bzw. Dotationswassermengen unter der übergeordneten Zielsetzung einer weitgehend qualitativen und quantitativen Erhaltung der Biozönosen ein auf das jeweilige Gewässer abgestimmtes Set ausgewählter Kriterien festzulegen. Wesentliche Kriterien können dabei u. a. sein:

- Resteinzugsgebiet
- Länge, morphologische Charakteristik der Ausleitungsstrecke, etc.
- Wasserbedeckte Fläche, benetzter Umfang
- Mindesttiefen und Tiefenverteilung
- Mittlere Strömungsgeschwindigkeit, Strömungsmuster bzw. -vielfalt
- Geschiebe- und Sedimentverhältnisse, insbesondere hinsichtlich Versandung und Verschlickung
- Einstrahlungs- bzw. Beschattungsverhältnisse
- Sauerstoffverhältnisse (Amplituden, Defizite, Tagesgänge)
- Wassertemperatur: sommerliche Aufwärmung, winterliche Eisbildung, Tagesgänge
- Abwasser- und Nährstoffsituation (Verdünnung, Eutrophierung, Veralgung)
- Flussbegleitende Grundwasser- und Vegetationsverhältnisse
- Kontinuumsverhältnisse: Pflichtwasserdotation über Fischaufstiegshilfe
- Anpassungsmöglichkeiten an hydrologisches Regime: jahreszeitlich gestaffelte Dotation etc.
- Biozönotische Verhältnisse: vor allem Fisch- und Benthosfauna; bedrohte / seltene Arten, Räuber mit größtem Mindestareal, Tiere der Land / Wasser-Übergangszone etc.

Die Frage, ob und in welchem Umfang in jedem Einzelfall Untersuchungen der Fließgewässerbiozönosen (Fisch, Benthos etc.) notwendig sind, muss den jeweiligen Experten / Sachverständigen vorbehalten bleiben. Im Falle neuer Kraftwerksanlagen mit hoher Energieausbeute / Engpassleistung (z. B. >10 MW) wären solche Untersuchungen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen aber jedenfalls vorzusehen.

Moderne Verfahren zur Festlegung notwendiger Restwassermengen versuchen den Q_R -Wert jahreszeitlich an das natürliche hydrologische Regime des jeweiligen Flusses anzupassen (vgl. Mader 1992). In Zukunft ist auch zu erwarten, dass v. a. für längere Ausleitungsstrecken anhand von Präferenzkurven wichtiger Leitorganismen ein Modell für die art- und stadienspezifische Habitatausstattung des Flussbettes bei unterschiedlichen Q_R -Werten erstellt wird (z. B. PHABSIM-Methode; Bovee 1982; vgl. auch Beispiel in Kap. 10.2.2). Derartige Methoden sollten es erlauben, adäquate Lösungen für Ausleitungsstrecken zu finden, in-

dem insbesondere die gewässertypspezifischen bzw. ursprünglich dominierenden Fischarten nicht nur qualitativ, sondern auch in Hinblick auf ihre quantitativen Bestände etc. entsprechende Berücksichtigung finden. Ein ganz wesentlicher Gesichtspunkt bei der zukünftigen Behandlung von Ausleitungsstrecken wird nicht zuletzt auch die ausleitungsbedingte Beeinflussung des Grundwasserhaushaltes und damit der Vegetation im Flussumland sein.

7.4.6 Speicharentlandungen / Stauraumpülungen

Die Ablagerung von Geschiebe und Feinsedimenten ist sowohl in Speichern als auch in Laufstauen ein grundsätzliches Problem. Als Folge der Sedimentation wird nicht nur das nutzbare Speichervolumen reduziert, vielmehr stellen die Anlandungen häufig auch eine Gefährdung hinsichtlich der Betriebssicherheit von Stauräumen / Speichern und Kraftwerken dar. Bei nahezu allen Stauhaltungen werden daher mittel- bis längerfristig Entlandungsmaßnahmen erforderlich. Diese lassen sich entweder durch „Spülungen“ bewerkstelligen, die durch Absenkung des Stauspiegels erhöhte Schleppkraft und damit Remobilisierung und Abtrag der Sedimente bewirken, oder durch „Räumungen“. Bei letzteren erfolgt die Entfernung oder Umlagerung der Sedimente mittels Baggerung.

Grundsätzlich ist die durch Spülungen herbeigeführte Remobilisierung und Verfrachtung von Schotter und Kies in die flussab gelegenen Fließstrecken aus ökologischer Sicht nicht nur als positiv, sondern in den meisten Fällen als absolute Notwendigkeit zur Vermeidung von Eintiefungen zu beurteilen (vgl. Kap. 7.5). Durchaus zielführend können aber auch Umlagerungen sein, wenn diese auf eine Verbesserung der Lebensraumverhältnisse im Stauraum / Speicher abzielen (vgl. Kap. 10). Bei Spülungen ergibt sich in der Praxis freilich häufig das Problem, dass die über viele Jahre bis Jahrzehnte akkumulierten Feststoffmengen innerhalb weniger Tage wieder abgetragen werden. Auf diese Weise treten vielfach unnatürlich hohe und lange anhaltende Trübungskonzentrationen auf, die häufig mit entsprechend massiven Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionsfähigkeit flussab bzw. im Vorfluter verbunden sind (Abb. 7.37). Das Ausmaß der Schädigung schwankt dabei je nach der spezifischen Situation beträchtlich. Es reicht von nur vergleichsweise geringen Bestandsreduktionen sensibler Arten bis hin zur völligen Verödung ganzer Flussabschnitte. Ein grundsätzliches Problem von Spülungen besteht letztlich auch darin, dass damit räumlich gesehen weitreichende Folgen verbunden sind. Idealerweise sollten daher Spülungen so angelegt werden, dass sie dem natürlichen Transport- bzw. Hochwassergeschehen angepasst möglichst regelmäßigen (und damit kein Extremereignis darstellenden) Abtransport der Feststoffe gewährleisten.

Von Fall zu Fall verschieden, stehen bei Spülungen das eine Mal mehr direkte Auswirkungen (auf die Biozönosen), das andere Mal eher indirekte Folgen (über Beeinträchtigungen der Lebensraumverhältnisse) im Vordergrund. Direkte Schädigung ergibt sich dann, wenn hohe Trübung während der Entlandungs-



Abb. 7.37
Stauräumspülungen am Bolgenachspeicher (oben) und ihre Folgen im Unterwasser (unten); Fotos: Abt. f. Hydrobiologie.

maßnahmen zu verstärktem Stress oder direkter mechanischer Verletzung von Organismen führt. Die Schädigung hängt dabei im Wesentlichen von der Konzentration und Dauer der Trübung sowie der Kornform und dem organischen Anteil ab. Nicht nur einzelne Arten, sondern auch deren verschiedene Alters-/Entwicklungsstadien besitzen unterschiedliche Widerstandsfähigkeit gegenüber hoher Trübefracht. Die wenigen einschlägigen Laborversuche bzw. verfügbaren Fallstudien erbrachten freilich teilweise stark divergierende Ergebnisse hinsichtlich einzelner Faktoren. Anhand der bisher vorliegenden Literatur ist daher noch kein klarer modellhafter Zusammenhang zwischen den entlandungsbedingten Fest- und Schwebstofffrachten und den unmittelbaren Folgen für einzelne Arten/Entwicklungsstadien ableitbar. Andere direkte Auswirkungen ergeben sich etwa durch Verluste bzw. Trockenfallen von Organismen (v. a. Benthos und

Jungfische) in Flachuferbereichen von Stauräumen während Stauspiegelabsenkungen oder durch Verdriftungen aufgrund erhöhter Fließgeschwindigkeiten und Trübefrachten während der Spülungen.

Indirekte Schädigungen ergeben sich beispielsweise in Stauräumen / Speichern in Form von Lebensraumverlusten zufolge der Entfernung von Sediment- und / oder Schotterbänken (besonders in Flachuferbereichen von Stauwurzeln). In flussab anschließenden Fließ- bzw. Ausleitungsstrecken der Forellen- bis Barbenregion (Epirhithral – Epipotamal) kann speziell die Kolmation des Schotterlückenraumes der Sohle ein massives Problem darstellen. Ganz speziell gilt dies, wenn das Schotterlückensystem als Hauptlebensraum der Bodenfauna, Laichplatz und Larvenhabitat rheophiler Fischarten zusätzlich durch Schwellbetrieb beeinträchtigt ist, wie dies jüngst am Alpenrhein dokumentiert werden konnte (ARGE Trübung Alpenrhein 2001). Nicht zuletzt droht im Zuge von Spülungen mit massivem Abtrag von Feinsedimenten die großflächige Verschlickung oder Überlagerung von Schotterbänken, die Verlandung von Neben- und Altarmen sowie die Auflandung von Auwald- und Inundationsflächen, wodurch neben den aquatischen auch die semiaquatischen und terrestrischen Zönosen betroffen sind.

Zur Beurteilung und Prognose der Auswirkungen von Entlandungsmaßnahmen ist eine Reihe verschiedener Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Grundsätzlich sind zu beachten:

Typ, Betriebsweise und spezielle Verhältnisse der jeweiligen Stauhaltung betreffend

- Speicher oder Flusstauhaltung
- Kraftwerkskette oder Fließstrecke bzw. Ausleitungsstrecke im Unterwasser
- Stauraumgröße und -form
- Kubatur, Art und Lage der Anlandungen
- Vorliegen von Schwellbetrieb etc.;

der jeweilige Gewässertyp, speziell in Bezug auf

- Charakteristik (Gebirgs-, Tieflandfluss etc.)
- natürliches Abfluss- und Trüberegime (Abflussverteilung im Jahresverlauf, Hochwassercharakteristik, Gletschereinfluss etc.)
- Flussmorphologie (inklusive Seiten- u. Altarme, Auen etc.)
- flussab gelegene Zubringer / Feststoffeinträge
- Sohlverhältnisse (Sohlsubstrate, Deckschicht, Hyporheisches Interstitial etc.);

die biozönotische- bzw. Fischregion, vor allem in Hinblick auf

- Leitfischarten (aktuell / potenziell)
- sensible / bedrohte Arten
- Laichzeit, Brutaufkommen
- Habitatansprüche kritischer Entwicklungsstadien
- Fauna und Flora im Ufer- / Auenbereich;

- die Sedimentbeschaffenheit und Feststoffmenge, speziell hinsichtlich
 - zu erwartender Feststoffkonzentration bzw. Sedimentationsmengen im Unterwasser
 - Korngröße / Kornform (-qualität)
 - organische Anteile im Hinblick auf mögliche Sauerstoffzehrung, H₂S-Bildung, NH₃-Konzentration etc.
 - Inhalt toxischer Substanzen (z. B. Schwermetalle).

Wie bei vielen anderen Eingriffsformen an Fließgewässern gilt auch hier, dass pauschale Beurteilungen (beispielsweise hinsichtlich willkürlich festgesetzter Trübe-Grenzkonzentrationen) ohne detaillierte Betrachtung der individuellen Rahmenbedingungen nicht zielführend sind. So gilt es bei der Festlegung von jahreszeitlichen Beschränkungen und erforderlichen Mindestwasserführungen für Spülungen u. a. die jeweiligen Fischzönosen, inklusive deren artenspezifischer Laichzeiten und Habitatanforderungen entsprechend zu berücksichtigen. Dazu haben unter anderem Abstimmungen auf die speziellen hydrologisch/morphologischen Verhältnisse unter Beachtung der flussab folgenden Rahmenbedingungen (Zubringer, Nebengewässersystem, Auen, andere Nutzungen etc.) zu erfolgen. Erst die Zusammenschau aller o. a. Faktoren ermöglicht die Beurteilung und Prognose der ökologischen Auswirkungen von geplanten Entlandungsmaßnahmen. Übergeordnetes Ziel im Hinblick auf die Erhaltung/Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit muss es jedenfalls sein, ein langfristig nachhaltiges Spülmanagement zu entwickeln, dessen zentrales Element ein zeitlich wie auch räumlich möglichst dem ursprünglichen (unbeeinflussten) Gewässer entsprechender Fest- und Schwebstoffhaushalt ist.

7.5 Änderungen des Geschiebehaushaltes / Problematik der Sohleintiefung

Wie schon im Kap. 3.5.3 aufgezeigt, steigt die Feststoff- bzw. Geschiebeführung in Fließgewässern mit dem Abfluss, hängt zudem aber auch wesentlich von der Gewässerbreite ab. Mit zunehmender Profilbreite und damit einhergehend sinkender Wassertiefe und Schleppspannung nimmt die Geschiebefracht ab. Umgekehrt ist bei vielen Regulierungen die natürliche Profilbreite häufig eingeengt, was bei steigendem Abfluss deutlich erhöhte Schleppspannung bedeutet. Wird dabei durch den Querschnitt mehr Geschiebe befördert als Eintrag erfolgt, tieft sich die Flusssohle ein.

Genau diese Eintiefungstendenz ist heute an zahlreichen intensiv genutzten Flüssen Europas ein weit verbreitetes Phänomen. Die Ursachen für diese Entwicklung sind dabei freilich in den wenigsten Fällen monokausal. Vielmehr liegt den Sohleintiefungen meist ein komplexes Wirkungsgefüge zugrunde, was auch entsprechende Sanierungen im Zuge von Revitalisierungsmaßnahmen sehr er-

schwert. Die Probleme beginnen häufig bereits in den oberen Einzugsgebieten, die mit ihren weit verzweigten und gefällereichen Zubringersystemen meist die wichtigsten Geschiebelieferanten darstellen. Wird hier durch großflächige Stabilisierungen von Rutschungen, Erosionsbereichen und Uferanrissen sowie durch massive Regulierungen mit Längs- und Querwerken der Ein- und Abtrag von Geschiebe unterbunden, hat dies entsprechende Folgen für die abwärts folgenden Flussstrecken. Geschiebesperren der Wildbach- und Lawinenverbauung, Retentionsbecken des Flussbaues, Geschiebeentnahmen durch die Bauwirtschaft und den Geschiebetransport unterbindende Kraftwerksstau haben vielfach stark reduzierten „Geschiebe-Input“ in die flussab gelegenen Strecken zur Folge. Überlagern sich derartige Defizite mit überhöhtem „Geschiebe-Output“ als Folge zu enger Regulierungs-Querprofile, resultieren daraus unter Umständen erhebliche Sohleintiefungen und damit in Verbindung entsprechende wasserwirtschaftliche als auch ökologische Probleme.

Ein diesbezüglich besonders relevantes Beispiel ist die im „Nationalpark Donauauen“ östlich Wiens gelegene Fließstrecke der Donau. Vor der Regulierung und Errichtung der zahlreichen Kraftwerke an den großen Zubringern, speziell des stark geschiebeführenden Inns, betrug die jährliche Geschiebefracht der Donau rund 400 000 m³. Heute ist hingegen unmittelbar beim Kraftwerk Freudenu in Wien praktisch kein Geschiebetransport mehr gegeben (im Unterwasser des Kraftwerkes werden seitens des Betreibers derzeit jährlich 160 000 m³ Geschiebe eingebracht, um den kraftwerksbedingten Eintiefungsanteil zu reduzieren). Flussab findet nur mehr Abtransport von Sohlmaterial statt. Östlich Wiens zeigt die Donausohle daher gegenwärtig im Mittel eine jährliche Sohleintiefung von 3–4 cm, was nicht nur erhebliche wasserwirtschaftliche, sondern auch ökologische Probleme nach sich zieht (Auseinanderklaffen der Niveaus Fluss/Aue, Herabsetzung von Häufigkeit und Dauer der Überschwemmungen, Austrocknung der Neben- u. Altarme etc.). Seitens der Österreichischen Wasserstraßendirektion, der Nationalparkverwaltung und des WWF initiierte und realisierte Projekte zur „Öffnung von Altarmen“ versuchten in den letzten Jahren durch Herabsetzung / lokalen Abtrag der Regulierungs-Längswerke eine verstärkte Wiederanbindung und Dynamisierung abgetrennter Nebenarme. Diese in leitbildkonformer Anlehnung an das ehemals furkierende Gewässernetz vorgenommenen Maßnahmen vermögen freilich absehbar nur kurz- bis mittelfristige Verbesserungen herbeizuführen. Um das immer stärkere Auseinanderklaffen der Niveaus von Fluss und begleitender Aue zu unterbinden und damit auch Altarmöffnungen langfristig wirksam werden zu lassen, bedarf es vielmehr einer nachhaltigen Lösung. Anstatt laufender Behandlung unerwünschter Symptome als Folge der Eintiefung der Donausohle, wird nunmehr eine grundsätzliche Sanierung angestrebt. Da die gegebenen Rahmenbedingungen eine Wiederherstellung der vor Regulierung und Kraftwerken gegebenen Geschiebetransportverhältnisse ausschließen und weitere (Stütz-)Kraftwerke mit dem Nationalpark unvereinbar sind, ist eine Stabilisierung der Sohle durch eine „granulometrische Verbesserung“ in Form der Zumischung gröberer Kornes ins Auge gefasst (DonauConsult 2001).

Wie die oben getätigten Ausführungen zeigen, sind die für Sohleintiefungen verantwortlichen Änderungen des Feststoffhaushaltes von Fließgewässern überaus komplex. Lokale Eintiefungen haben häufig weit entfernt bzw. länger zurück liegende Ursachen, wobei die kausalen Zusammenhänge in zahlreichen Fällen nur schwer im Detail belegbar sind. Vor diesem Hintergrund ist es daher umso mehr zu begrüßen, dass in den einschlägigen Gesetzen der EU-Mitgliedsstaaten für Fließgewässer zunehmend ein „Flussgebietsbezogenes Management“ als notwendig erachtet wird (vgl. Kap. 9.5.2). Im Hinblick auf den in der WRRL angestrebten „guten ökologischen Zustand“ (good ecological status) kommt dabei sicherlich neben den Aspekten Dynamik, Vernetzung und Strukturvielfalt auch dem Gesichtspunkt Feststoff- / Geschiebehaushalt eine entscheidende Bedeutung zu. Wie in Kap. 10 aufgezeigt, hängt speziell bei größeren Flusssystemen der nachhaltige Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen u. a. auch davon ab, ob der Geschiebehaushalt und mit diesem in Verbindung auch die Sohlverhältnisse längerfristig in den Griff zu bekommen sind.

Der Bedeutung eines ausgeglichenen Feststoffhaushaltes wurde in Österreich jüngst nicht zuletzt durch die Herausgabe einer „Richtlinie für die Entnahme von Sand und Kies aus der Donau“ durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Rechnung getragen (Nürnberger & Vollhofer 2001). Diese Richtlinie zielt darauf ab, nur noch ökologisch vertretbare Kies- und Sandentnahmen zuzulassen und damit eine nachhaltige Feststoffbewirtschaftung herbeizuführen. Da an zahlreichen anderen Flüssen Europas ebenfalls Geschiebedefizite und Sohleintiefungen auftreten, wären entsprechende Entnahmerichtlinien auch auf EU-Ebene anzustreben.

7.6 Andere Eingriffe, Nutzungen und Beeinträchtigungen

Abgesehen von den schon oben behandelten Eingriffsformen Nährstoff- und Abwasserbelastungen, Flussregulierungen und Kraftwerken unterliegen Fließgewässer heute auch zahlreichen anderen Eingriffen und Nutzungen. Neben massiven Wasserableitungen für Bewässerungszwecke vor allem in Gebieten mit geringem Niederschlag stellen beispielsweise thermische Belastungen mit Kühlwässern je nach den gegebenen Rahmenbedingungen u. U. erhebliche Belastungen für bestimmte Arten / Gilden und damit letztlich auch für die jeweiligen Artengemeinschaften dar (vgl. Kap. 3.2.1). An größeren Flüssen wiederum gelten häufig die Schifffahrt (Zauner & Schiemer 1993) bzw. der massiv zunehmende Sportbooteverkehr als ernste Probleme. Der dadurch verursachte Wellenschlag dürfte speziell die an Seichtwasserhabitats des Hauptflusses gebundenen Larval- und Jugendstadien rheophiler Vetreter erheblich beeinträchtigen.

Darüber hinaus ist ganz generell Intensivnutzung der Gewässer für Freizeit und Erholung (z. B. für Baden, Paddeln, Raften, Kanyoing etc.) zunehmend problematisch. Umso mehr, als sich derartige Aktivitäten vorwiegend auf jene weni-

gen Fließstrecken konzentrieren, die natürlich / naturnahe verblieben sind. In vielen Fällen scheinen dabei freilich die flussbegleitenden Lebensräume und Biozönosen stärker beeinträchtigt zu sein als die aquatischen Habitate bzw. die Fischfauna. So sind beispielsweise auf Schotterbänke zum Brüten und als Jungvogelhabitat angewiesene Vogelarten, wie Flussuferläufer und Flussregenpfeiffer, durch oben angeführte Freizeitaktivitäten schwer gestört und damit gerade an den letzten intakten Fließstrecken gefährdet.

Nicht zuletzt kann aber durchaus auch die Nutzung durch die Angelfischerei bzw. unsachgemäße fischereiliche Bewirtschaftung von Gewässern erhebliche Konsequenzen haben. In mehreren Fällen als nachhaltiger Eingriff in die Ökologie freier Gewässer bekannt geworden ist beispielsweise die Einbringung des Amurkarpfens (*Ctenopharyngodon idella*, VAL.), der bei Überbesatz über viele Jahre zur völligen Elimination der Makrophytenvegetation und entsprechenden Folgewirkungen (Verlust von Laichplätzen / Habitatstrukturen, Elimination des Schilfgürtels, Auftreten von Phytoplanktonblüten etc.) für die autochthonen Fischzönosen führte (Jungwirth 1980b). Aber auch über Gartenteiche oder die Aquaristik unbeabsichtigt verbreitete exotische Pflanzen- und Tierarten können zu verschiedensten Veränderungen oder Beeinträchtigungen von Gewässern und deren Lebensgemeinschaften führen (vgl. Kap. 4.3.5).

Unsachgemäße fischereiliche Bewirtschaftung und / oder Besatzpolitik alleine hatte zwar in mitteleuropäischen Gewässern nirgends auch nur annähernd solche nachhaltigen Folgewirkungen wie Veränderungen des Lebensraumes durch Abwässer, Regulierungen und Kraftwerke, vermag jedoch unter Umständen nicht unerhebliche Beeinflussung natürlicher Fischgesellschaften bzw. -bestände zu bewirken. Ursprünglich war geplant, für vorliegendes Buch ein Kapitel über die fischereiliche Bewirtschaftung von Fließgewässern und deren Folgen zu verfassen. Dieses Thema ist jedoch viel zu umfassend und vielschichtig, um in einem einzigen Kapitel abgehandelt zu werden. Alleine zur Besatzproblematik liegen heute derart viele und zum Teil widersprüchliche Aussagen und Befunde vor, dass die Beschränkung dieses Themas auf ein Kapitel praktisch unmöglich ist.

Geradezu ein Symbol der kontroversiellen Diskussion zwischen Naturschutz, Wissenschaft und Fischereiwirtschaft ist diesbezüglich beispielsweise die Regenbogenforelle (vgl. z. B. Peter 1997; SFV 1998; Landergren 1999; Scott & Irvine 2000). Die Darstellung und Diskussion der Literatur zu dieser Art und ihrer möglichen Konkurrenz zu Bachforelle und Äsche alleine würde den Rahmen dieses Buches sprengen. Genetische Vielfalt und Fitness natürlicher Bachforellenbestände und deren Gefährdung durch Zuchtfische und / oder Besatzmaterial aus anderen Flusssystemen sind weitere nahezu unerschöpfliche Themen (Weiss & Schmutz 1999 a & b; Weiss et al. 2001).

In den letzten Jahren hat sich aber beispielsweise auch die europaweit rasante Zunahme des Kormorans und anderer Fischfresser zu einem zentralen Thema der Fischereiwirtschaft entwickelt. In zahlreichen Forellen- und Äschengewässern kam es quantitativ belegbar durch den Kormoran innerhalb weniger Jahre zu dramatischen Bestandseinbrüchen (Bundesamt für Umweltschutz 1987; BU-

WAL 1992; Kainz 1994, Jungwirth et al. 1995; ÖKF 1996; Schwevers & Adam 1998; Zauner 1999). Speziell bei der Äsche ist dabei aufgrund ihres Verhaltens bzw. ihrer winterlichen Habitatpräferenz in zahlreichen Gewässern eine so starke Dezimierung zu verzeichnen, dass sich zufolge des Fehlens geschlechtsreifer Tiere ein völliger Zusammenbruch der Bestände abzeichnet. Diese Befunde gelten nicht nur für monotone Lebensräume regulierter und / oder gestauter Fließgewässerstrecken, sondern interessanterweise auch für Fließstrecken mit vielfältiger, dem natürlichen Gewässertyp entsprechender Habitatausstattung und intakten hydrologischen Verhältnissen.

Die Literatur zur fischereilichen Bewirtschaftung im Allgemeinen und zur Problematik von Besatz sowie Fischfressern im Speziellen ist dermaßen umfangreich und kontroversiell, dass hier auf nähere Diskussion verzichtet wird.

8 Aktueller Zustand und Gefährdungsgrad von Fließgewässern und Fischfauna

8.1 Morphologisch-hydrologischer Zustand von Fließgewässern

Die in Kapitel 7 beschriebenen Eingriffe und Nutzungen an Fließgewässern haben in ihrer Gesamtheit einen dramatischen Verlust ökologisch funktionsfähiger Fließgewässersysteme zur Folge. Zahlreiche Untersuchungen dokumentieren den Status quo von Fließgewässern und belegen dabei v. a. die gravierenden morphologisch-hydrologischen Defizite von aquatischen Lebensräumen.

Eine Studie über die 139 größten Flusssysteme Nordamerikas, Europas und der ehemaligen Sowjetunion (definiert als Flüsse mit einem durchschnittlichen jährlichen Abfluss $> 350 \text{ m}^3 / \text{s}$) ergab, dass 77 % dieser Gewässer schwer bis mittelstark durch Kontinuumsunterbrechungen (z. B. Wehre, Sohlstufen) und / oder durch Störungen des Abflussregimes aufgrund von Kraftwerksbetrieb, Aus- und Umleitungen betroffen sind (Dynesius & Nilsson 1994; vgl. Abb. 8.1).

Eine US-weite Gewässerinventarisierung von insgesamt 5,2 Millionen Kilometer Flusslänge weist nur mehr rund 2 Prozent als relativ ursprüngliche Flussgebiete aus (Benke 1990). Allein die Ausdehnung der Feuchtgebiete in den USA wurde um 40–60 % reduziert (Dahl 1990, in Naiman et al. 1995).

Exemplarisch für die Südhemisphäre sei eine Gewässererhebung für den australischen Kontinent angeführt. Die „Identification of Wild Rivers“ des Centre of Resource and Environmental Studies belegt einen in Anbetracht der geringen Besiedlungsdichte unerwartet hohen Beeinträchtigungsgrad. Hier sind es v. a. große Wasserreservoirs und Wasserableitungen sowie großflächige Rodungen und Weidehaltungen, die dazu führen, dass die australischen Flüsse von nur mehr drei Regionen (Tasmanien, West Kimberly, Arnhem Land) seit Beginn der europäischen Besiedlung 1788 als weitgehend unverändert zu bezeichnen sind (Stein et al. 1998).

An den europäischen Flüssen reichen Nutzungen von Fließgewässern in Form von Holztrift, Flößerei, Schifffahrt, Mühlenbetrieb etc. weit in die Vergangenheit zurück (vgl. auch Petts 1989), wobei die großen systematischen Regulierungen und Abflussveränderungen erst Ende 19. Jahrhunderts / Anfang 20. Jahrhunderts stattfanden (Petts 1995). In Kapitel 7.2 wurden diese bereits detailliert beschrieben. Die Vielzahl dieser Eingriffe spiegelt sich heute kumulativ im ökologischen Zustand der Gewässer wider.

Im Gegensatz zu der in den letzten zwei Jahrzehnten sehr erfolgreich verbesserten saprobiologischen Gewässergüte zahlreicher (mittel- und west-)europäischer Flüsse, weist ein hoher Prozentsatz der Fließgewässer aktuell stark beeinträchtigte Habitatverhältnisse betreffend Gewässermorphologie, Hydrologie,

WAL 1992; Kainz 1994, Jungwirth et al. 1995; ÖKF 1996; Schwevers & Adam 1998; Zauner 1999). Speziell bei der Äsche ist dabei aufgrund ihres Verhaltens bzw. ihrer winterlichen Habitatpräferenz in zahlreichen Gewässern eine so starke Dezimierung zu verzeichnen, dass sich zufolge des Fehlens geschlechtsreifer Tiere ein völliger Zusammenbruch der Bestände abzeichnet. Diese Befunde gelten nicht nur für monotone Lebensräume regulierter und / oder gestauter Fließgewässerstrecken, sondern interessanterweise auch für Fließstrecken mit vielfältiger, dem natürlichen Gewässertyp entsprechender Habitatausstattung und intakten hydrologischen Verhältnissen.

Die Literatur zur fischereilichen Bewirtschaftung im Allgemeinen und zur Problematik von Besatz sowie Fischfressern im Speziellen ist dermaßen umfangreich und kontroversiell, dass hier auf nähere Diskussion verzichtet wird.

8 Aktueller Zustand und Gefährdungsgrad von Fließgewässern und Fischfauna

8.1 Morphologisch-hydrologischer Zustand von Fließgewässern

Die in Kapitel 7 beschriebenen Eingriffe und Nutzungen an Fließgewässern haben in ihrer Gesamtheit einen dramatischen Verlust ökologisch funktionsfähiger Fließgewässersysteme zur Folge. Zahlreiche Untersuchungen dokumentieren den Status quo von Fließgewässern und belegen dabei v. a. die gravierenden morphologisch-hydrologischen Defizite von aquatischen Lebensräumen.

Eine Studie über die 139 größten Flusssysteme Nordamerikas, Europas und der ehemaligen Sowjetunion (definiert als Flüsse mit einem durchschnittlichen jährlichen Abfluss $> 350 \text{ m}^3 / \text{s}$) ergab, dass 77 % dieser Gewässer schwer bis mittelstark durch Kontinuumsunterbrechungen (z. B. Wehre, Sohlstufen) und / oder durch Störungen des Abflussregimes aufgrund von Kraftwerksbetrieb, Aus- und Umleitungen betroffen sind (Dynesius & Nilsson 1994; vgl. Abb. 8.1).

Eine US-weite Gewässerinventarisierung von insgesamt 5,2 Millionen Kilometer Flusslänge weist nur mehr rund 2 Prozent als relativ ursprüngliche Flussgebiete aus (Benke 1990). Allein die Ausdehnung der Feuchtgebiete in den USA wurde um 40–60 % reduziert (Dahl 1990, in Naiman et al. 1995).

Exemplarisch für die Südhemisphäre sei eine Gewässererhebung für den australischen Kontinent angeführt. Die „Identification of Wild Rivers“ des Centre of Resource and Environmental Studies belegt einen in Anbetracht der geringen Besiedlungsdichte unerwartet hohen Beeinträchtigungsgrad. Hier sind es v. a. große Wasserreservoirs und Wasserableitungen sowie großflächige Rodungen und Weidehaltungen, die dazu führen, dass die australischen Flüsse von nur mehr drei Regionen (Tasmanien, West Kimberly, Arnhem Land) seit Beginn der europäischen Besiedlung 1788 als weitgehend unverändert zu bezeichnen sind (Stein et al. 1998).

An den europäischen Flüssen reichen Nutzungen von Fließgewässern in Form von Holztrift, Flößerei, Schifffahrt, Mühlenbetrieb etc. weit in die Vergangenheit zurück (vgl. auch Petts 1989), wobei die großen systematischen Regulierungen und Abflussveränderungen erst Ende 19. Jahrhunderts / Anfang 20. Jahrhunderts stattfanden (Petts 1995). In Kapitel 7.2 wurden diese bereits detailliert beschrieben. Die Vielzahl dieser Eingriffe spiegelt sich heute kumulativ im ökologischen Zustand der Gewässer wider.

Im Gegensatz zu der in den letzten zwei Jahrzehnten sehr erfolgreich verbesserten saprobiologischen Gewässergüte zahlreicher (mittel- und west-)europäischer Flüsse, weist ein hoher Prozentsatz der Fließgewässer aktuell stark beeinträchtigte Habitatverhältnisse betreffend Gewässermorphologie, Hydrologie,

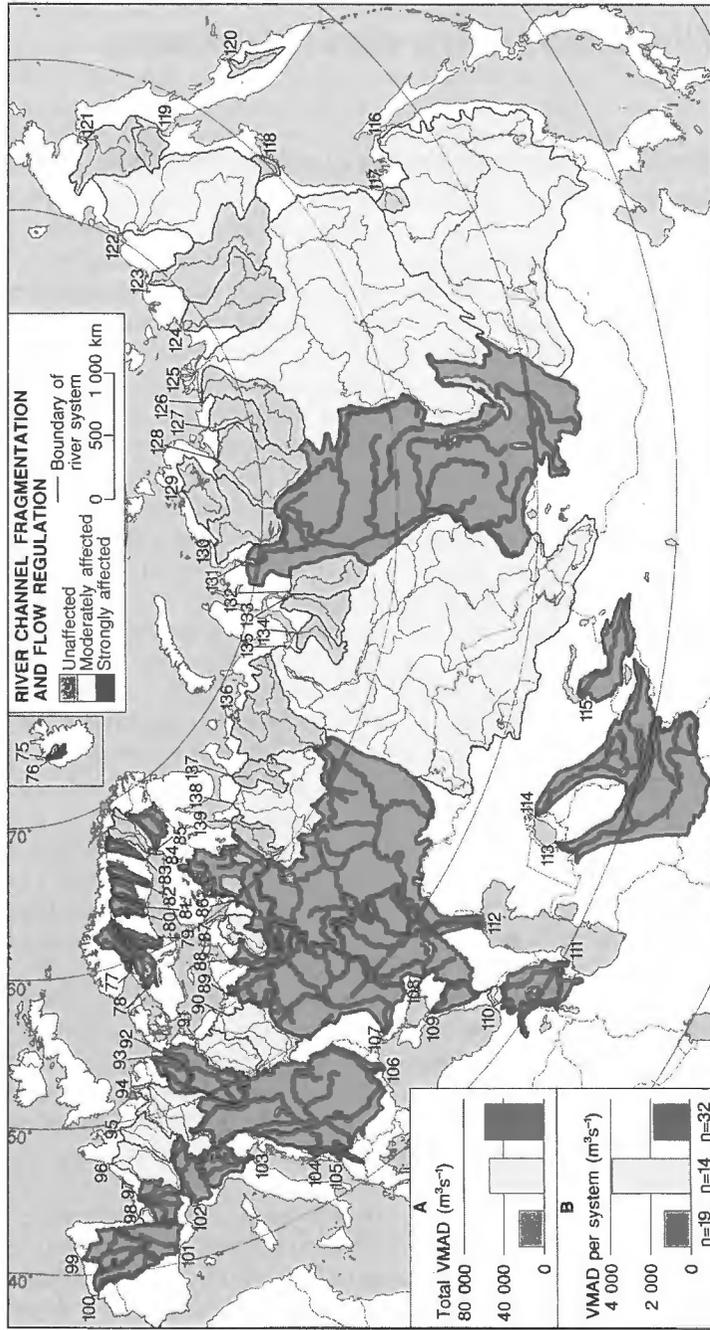


Abb. 8.1 Eingriffe durch Gewässerfragmentierung und Veränderungen des hydrologischen Regimes an 65 Grossfluss-Systemen Europas (LRS) und der früheren Republiken der Sowjetunion. Diagramm A: Gesamt-VMAD aller Fluss-Systeme in jeder Eingriffs-Kategorie (grün = unbeeinträchtigt, gelb = beeinträchtigt, rot = stark beeinträchtigt) Diagramm B: VMAD pro Fluss-System in jeder Eingriffs-Kategorie; LRS: Large river system (VMAD > 350 m³ s⁻¹); VMAD: virgin mean annual discharge (= under pristine conditions) aus: Dynesius & Nilsson 1994

Sedimenthaushalt sowie longitudinale und laterale Vernetzung auf: Martinet & Dubost (1992) weisen von den großen Flüssen des gesamten Alpenbogens nur mehr 10 % als naturnahe aus. Vegetationsökologische Befunde von Müller (1991b) bestätigen diese Entwicklung: nur Fragmente der ehemaligen Wildflusslandschaften der Alpen, wie beispielsweise am Tagliamento in Italien oder am Tiroler Lech, sind heute noch erhalten.

Die Situation der großen Flüsse Österreichs (52 Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet >500 km², knapp 5000 Flusskilometer) ist anhand der Ausweisung aller „flusstypspezifisch erhaltenen“ Gewässerabschnitte (Muhar et al. 1998b und 2000c) zu veranschaulichen: Knapp 80 % bzw. ca. 3.900 km sind anthropogen deutlich bis stark beeinträchtigt und daher nicht mehr als „flusstypspezifisch erhalten“ zu bezeichnen (Abb. 8.2).



Abb. 8.2 Anteil der Fließgewässerabschnitte mit sehr gutem und gutem sowie erheblich bis stark beeinträchtigtem hydromorphologischem Zustand.

Fließgewässer-Systeme, die aufgrund ihrer naturräumlichen Charakteristik ursprünglich weite Talflächen durch Überflutungen, Geschiebeumlagerungen, Erosions- und Sedimentationsprozesse etc. beeinflussten, sind heute zu einem hohen Prozentsatz durch Laufbegradigungen und / oder -stabilisierungen verändert (vgl. Abb. 8.3). Die dynamischen Abläufe und Prozesse innerhalb derartiger Flusssysteme werden sowohl durch Hochwasserschutzmaßnahmen als auch energiewirtschaftliche Nutzung weitgehend unterbunden. Durch intensive Landnutzung des Talbodens, die oftmals bis unmittelbar an die Uferzonen reicht, unterliegen selbst noch die verbliebenen Uferstrukturen sowie Reste ehemaliger Feuchtlandschaften im Umland nach wie vor fortschreitender Verringerung. Die Eingriffe in die Gerinnemorphologie sowie die Degradierung bzw. Minimierung ehemaliger Auegebiete lassen sich grob anhand der Veränderung des Flusstyps quantifizieren. Abb. 8.5 zeigt, dass ursprüngliche Mäanderstrecken (vgl. Abb. 8.4) von rund 1300 km Länge auf knapp 300 km bzw. 22 % ihrer ehemaligen Ausdehnung reduziert wurden. Furkierende und gewundene Flüsse als typische



Abb. 8.3 Begradigter Abschnitt eines ehemals gewundenen Flusslaufes der Steirischen Enns; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 8.4 Mäander-Abschnitt der Pielach/NÖ; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

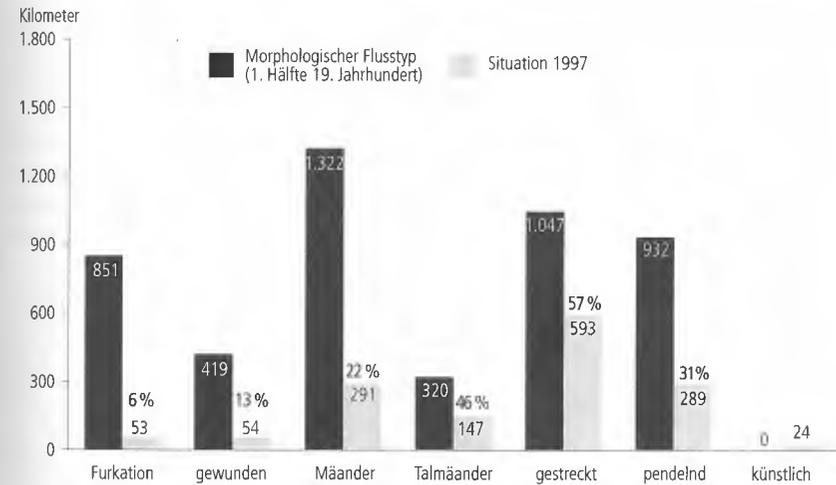


Abb. 8.5 Reduktion intakter Fließgewässerstrecken, differenziert nach morphologischem Flusstyp.

und weitverbreitete Gewässerlebensräume des Bundesgebietes sind heute nur noch in Fragmenten erhalten.

Nur noch 6 % bzw. rund 280 km der untersuchten Gewässer sind als jene Flussabschnitte einzustufen, deren „Morphologie, Dynamik sowie Umlandausprägung noch dem ursprünglichen Flusstyp entsprechen und keine direkten Beeinflussungen des Abflussregimes durch Stau, Restwasser oder Schwall aufweisen“ („sehr guter Zustand“, vgl. auch Abb. 8.6).

Weitere 16 % bzw. rund 760 km der untersuchten Flussstrecken sind zwar nicht durch systematische flussbauliche oder energiewirtschaftliche Eingriffe in ihrem Gesamtcharakter verändert („guter Zustand“), weisen aber hinsichtlich Morphologie, Dynamik und/oder Umlandausprägung Veränderungen gegenüber dem ursprünglichen Flusstyp auf. Gemeinsam mit den bereits erwähnten, nicht oder kaum beeinträchtigten Flussstrecken bilden diese Gewässerabschnitte jenes nicht unerhebliche Potenzial des österreichischen Fließgewässernetzes, von dem die Regeneration revitalisierter Flussstrecken ausgehen kann (vgl. Abb. 8.6 sowie Kap. 10).

Bezieht man österreichweit auch kleine Flüsse und Bäche in die Betrachtung mit ein, so ergibt sich in Bezug auf die Fließgewässersituation ein etwas besseres Bild. So zeigt eine Studie über das gesamte Einzugsgebiet der Traisen in Niederösterreich, dass von insgesamt 527 untersuchten Fluss- und Bachkilometern 36 % noch weitgehend dem natürlichen Zustand entsprechen. Weitere 13,3 % zeigen zwar keine systematischen flussbaulichen oder energiewirtschaftlichen Eingriffe, weisen jedoch Abweichungen hinsichtlich ihrer flussmorphologischen

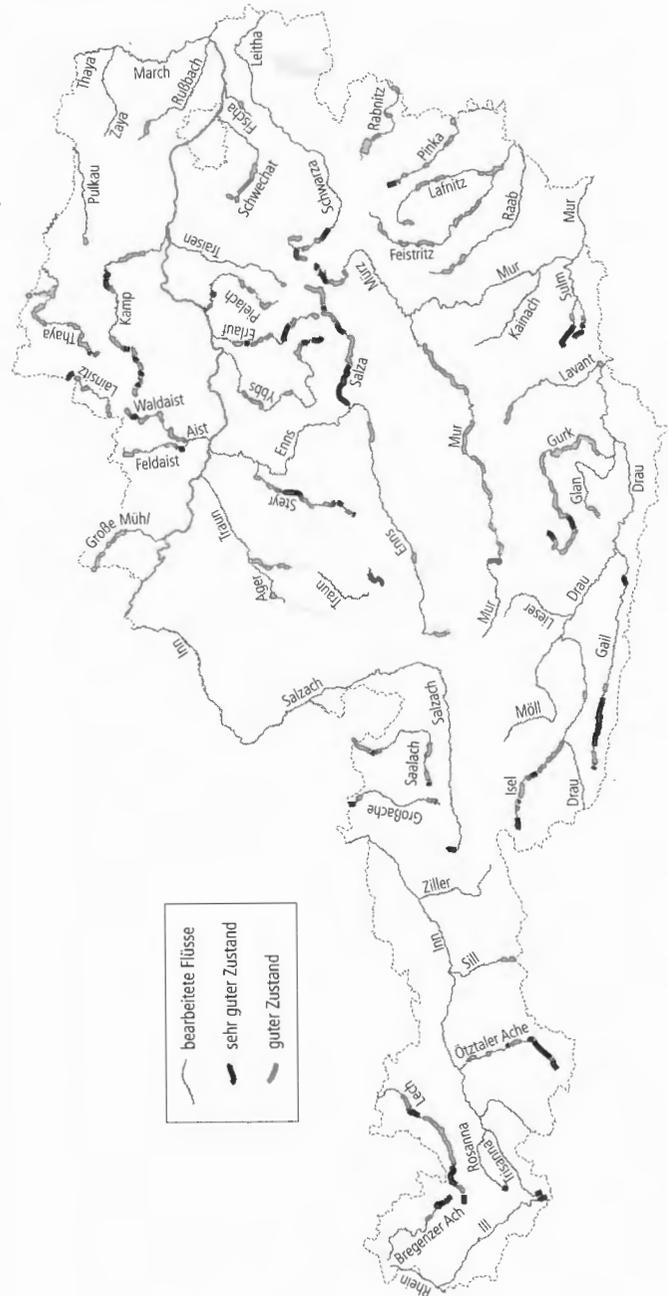


Abb. 8.6 Überblick über den hydromorphologischen Zustand der großen Flüsse Österreichs (exkl. Donau).

Merkmale auf. Dennoch sind auch hier 50 % der Fließgewässerstrecken aufgrund massiver anthropogener Beeinträchtigungen deutlich bis stark verändert (Preis & Schager 2000).

Stellvertretend für Deutschland seien abschließend die Ergebnisse der Gewässerstrukturerhebungen im Bundesland Hessen angeführt. Von insgesamt rund 22000 km Gewässerstrecken werden anhand einer 7-stufigen Bewertungsskala annähernd 20 % als natürlich (Stufe 1: 1,7 %), gering verändert (Stufe 2: 6,6 %) oder mäßig verändert (Stufe 3: 11,4 %) beurteilt (vgl. Abb. 8.7).

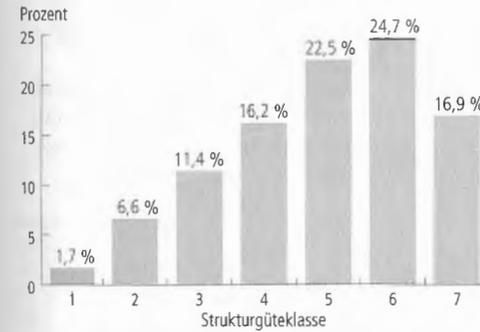


Abb. 8.7 Gewässerstrukturgüte im Bundesland Hessen (Hessisches Ministerium f. Umwelt, Landwirtschaft & Forsten 2000).

Damit liegen sehr ähnliche Ergebnisse wie für Österreich vor. Für rund 80 % der Gewässer besteht unterschiedlich großer Handlungsbedarf in Hinblick auf Restaurierungsmaßnahmen bzw. ein ökologisches Gewässermanagement.

8.2 Zustand der Fischfauna / Gefährdungsgrad anhand der Roten Listen

Fische und Neunaugen zählen weltweit zu den am stärksten gefährdeten Wirbeltiergruppen. In Österreich scheinen 46 Spezies bzw. 75 % der 61 vorkommenden Flussfischarten in der Roten Liste auf (vgl. Tab. 5.2). Vier Acipenseridenarten sind bereits ausgestorben (Hausen, Waxdick, Glattdick, Sternhausen). Elf Arten, darunter der Huchen, sind vom Aussterben bedroht, 7 stark gefährdet (z. B. Aalrutte) und 11 gefährdet (z. B. Hecht; Abb. 8.8). Besonders alarmierend ist die Tatsache, dass früher weit verbreitete Leitfischarten, wie Bachforelle, Äsche, Nase und Barbe, bereits als gefährdet gelten. Bei der Bachforelle ist dies freilich genetisch bedingt. Der Verlust an Fließwasserhabitaten und Austandorten spiegelt sich darin wider, dass viele rheophile und sämtliche stagnophile Arten einer Gefährdung unterliegen (Abb. 8.9).

Ähnlich dramatisch ist die Situation in Deutschland, wo gleichfalls 74 % der Fisch- und Neunaugenarten als gefährdet gelten (Bless et al. 1994, Abb. 8.10).

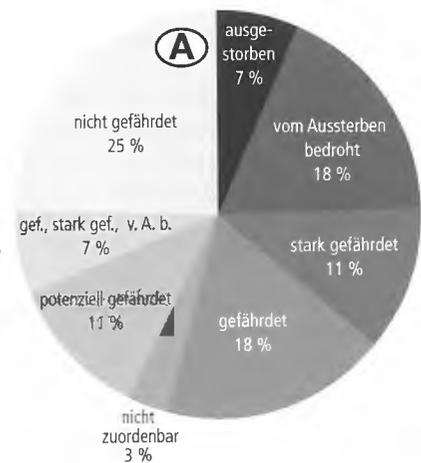


Abb. 8.8 Gefährdete Flussfischarten in Österreich (inklusive Neunaugen, verändert nach Spindler et al. 1997, vgl. Tab. 5.2).

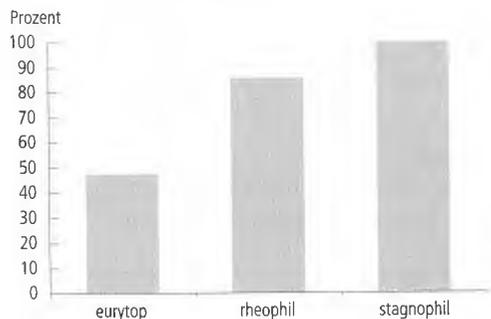


Abb. 8.9 Habitatgilden gefährdeter Flussfischarten in Österreich (vgl. Tab. 5.2).

Vier Arten (darunter Stör und Sterlet) sind ausgestorben, 9 vom Aussterben bedroht (z. B. Lachs, Maifisch, Huchen), 21 stark gefährdet (z. B. Barbe, Koppe, Nase, Aalrutte) und 15 gefährdet (Äsche, Bachforelle, Hecht). Auch hier weisen v. a. die spezialisierten Fließ- und Stillwasserarten gemeinsam mit den marin-limnischen Arten den höchsten Gefährdungsgrad auf (Abb. 8.11).

In der Schweiz sind Fische und Neunaugen in ähnlichem Ausmaß gefährdet. 42 bzw. 79 % von 53 vorkommenden Arten sind in der Roten Liste enthalten (Kirchhofer et al. 2000). Acht Arten sind ausgestorben (z. B. Stör, Lachs, Meerforelle), 4 gelten als vom Aussterben bedroht (z. B. Schlammpeitzger), 6 als stark gefährdet (z. B. Bitterling, Strömer), 9 als gefährdet (z. B. Äsche, Nase, Steinbeißer) und 15 als potenziell gefährdet (z. B. Bachforelle, Barbe, Elritze; Abb. 8.12).

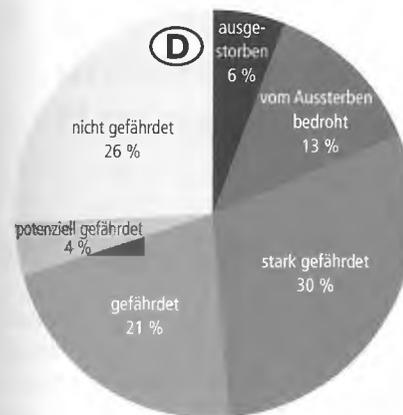


Abb. 8.10 Gefährdete Fisch- und Neunaugenarten in Deutschland (Bless et al. 1994).

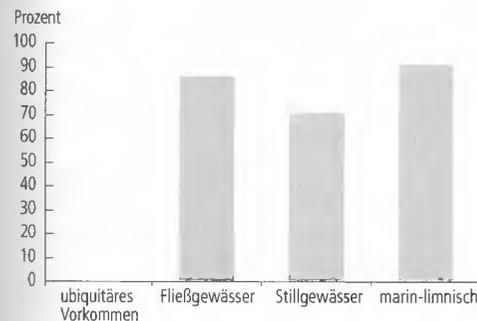


Abb. 8.11 Lebensräume gefährdeter Fisch- und Neunaugenarten in Deutschland (Bless et al. 1994).



Abb. 8.12 Gefährdete Fisch- und Neunaugenarten in der Schweiz (Kirchhofer et al. 2000).

9 Ökologisches Gewässermanagement: Grundlagen der Bewertung und Planung

9.1 Allgemeines

Unter ökologischem Gewässermanagement werden im weitesten Sinne Arbeiten für die Bestandsaufnahme, Analyse, Beurteilung, Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmenprogrammen verstanden. Letztere umfassen einerseits Aktivitäten, die der unmittelbaren Nutzung von Gewässern dienen (z. B. Energiewirtschaft, Bewässerung, Schifffahrt, Erholung etc.). Andererseits zählen aber auch die Revitalisierung beeinträchtigter Systeme sowie die Sicherung und der Schutz ökologisch funktionsfähiger Gewässer dazu. Da die verschiedenen Nutzungsinteressen zu teilweise stark divergierenden Planungen und Eingriffen an Gewässern führen, ist die inter- und transdisziplinäre Abstimmung eine wichtige Aufgabe des Gewässermanagements (vgl. Kap. 9.5.2 und 9.5.3).

In diesem sowie im nächsten Kapitel werden aus den zahlreichen möglichen Aktivitäten bewusst nur jene Aspekte behandelt, die sich mit der Verbesserung und dem Schutz von Fließgewässern als Ökosysteme bzw. mit der Beurteilung des aktuellen Zustandes als Voraussetzung für eine ökologisch orientierte Planung und Entwicklung der Gewässer befassen. Das Spektrum ökologisch orientierter Maßnahmen lässt sich, in Anlehnung an Boon (1992), entlang eines hypothetischen Gradienten, von noch natürlich erhaltenen bis hin zu gänzlich degradierten Fließgewässern illustrieren (vgl. Abb. 9.1). In diesem Modell steht an einem Ende der „Gewässerschutz“ im Sinne eines erhaltenden Naturschutzes für die wenigen

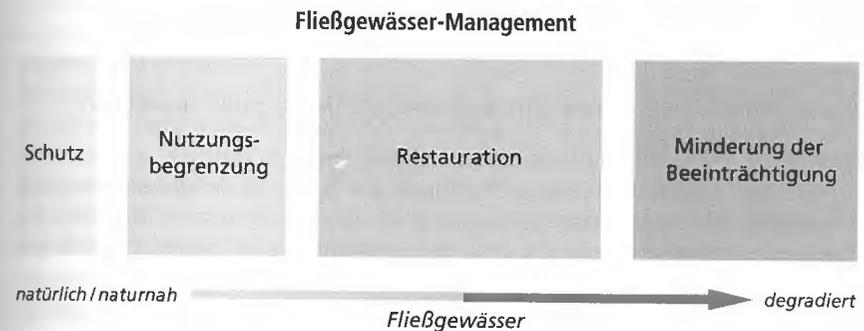


Abb. 9.1 Spektrum an Management-Optionen im Spannungsfeld zwischen Gewässerschutz und intensiver Gewässernutzung (verändert nach Boon 1992; siehe auch Text oben)

noch natürlich verbliebenen Bäche und Flüsse. Der Bedarf „konservierenden Schutzes“ ist dabei nicht primär auf die Bewahrung gerichtet – vielmehr gilt der Erhaltung natürlicher Prozesse und damit auch der für Fließgewässersysteme typischen Dynamik höchstes Augenmerk. Am anderen Ende des Modells sind – bewusst überzeichnet – jene hoch degradierten Gewässer angesprochen, bei denen die Intensität der Eingriffe durch Habitatverbesserungen soweit minimiert werden muss, dass ein gutes ökologisches Potenzial erreicht wird (vgl. Kap. 9.2.2). Dazwischen liegen jene Aktivitäten, die für Gewässer höherer ökologischer Qualität gewisse Einschränkungen hinsichtlich zukünftiger Nutzungen vorsehen.

Diese theoretische Klassifizierung findet in der Literatur ihren Ausdruck in der Verwendung zahlreicher weiterer Begriffe für Maßnahmen, die sich teils nur wenig, teils jedoch grundsätzlich in Art und Ausrichtung voneinander unterscheiden. Beispielfhaft seien die Begriffe „Restauration“, „Renaturierung“, „Revitalisierung“, „Restrukturierung“, „ökologische Verbesserung“ angeführt: Im angloamerikanischen Raum wird oftmals zwischen „restoration“ als „Veränderung eines degradierten Ökosystems hin zu den ursprünglichen Verhältnissen vor anthropogenen Störungen“ (Gore & Shields 1995; Henry & Amoros 1995) und den davon klar abweichenden Management-Ansätzen unterschieden. Lenders et al. (1998) weisen darauf hin, dass viele sogenannte „Restaurationsprojekte“ kleinräumig auf sektorale Aspekte, wie den Einbau von Fischeinständen oder die Strukturierung der Uferzonen, beschränkt bleiben. In solchen Fällen steht die Bezeichnung „rehabilitation“ oder auch „re-allocation“, „creation“ etc. im Gegensatz zum umfassenden Anspruch von „river restoration“ als gesamtheitliche, dem ursprünglichen Gewässertyp entsprechende Wiederherstellung natürlicher Funktionen und Prozesse (vgl. auch Jungwirth et al. 2002).

In den Kapiteln 9.6 und 10 wird näher auf die grundsätzlichen Möglichkeiten zur Verbesserung der morphologischen und hydrologischen Verhältnisse von gestörten Fluss-Ökosystemen eingegangen.

9.2 Zentrale methodische Gesichtspunkte bei der Bewertung und Planung

9.2.1 Definition der Ziele und Aufgaben, Festlegung der räumlichen Maßstabsebene

Sowohl bei gewässerbezogenen Planungen als auch bei der Beurteilung von Fließgewässern (Assessment- / Monitoring-Studien) ist der erste Schritt die klare Festlegung und Abgrenzung der Ziele und Aufgaben. Damit werden zugleich erste Weichenstellungen hinsichtlich der räumlichen / zeitlichen Maßstabsebene, der zu verwendenden Methoden und der erwartbaren Ergebnisse selbst getroffen (O'Neill et al. 1989; King 1993).

Das Spektrum der Anforderungen reicht von Detailprojekten bis hin zu großräumigen Planungen. Erstere umfassen beispielsweise die Konzeption von

Bischaufstiegshilfen, Gewässerbettaufweitungen oder Wiederanbindungen von Nebengewässern. Sie sind meist auf einen vergleichsweise kleinen Raum beschränkt und werden im Rahmen von flussbaulichen Instandhaltungsprogrammen oder Naturschutzprojekten durchgeführt. Dennoch stehen Detailplanungen häufig im Kontext zu einer übergeordneten räumlichen Ebene, indem abiotische und biotische Verhältnisse sowie verschiedene nutzungsbezogene Rahmenbedingungen (Verringerung des Retentionsraumes, Geschieberückhalt im Oberlauf, Flächenwidmungsplanung, bestehende Nutzungsrechte etc.) eines größeren (Teil-) Einzugsgebietes berücksichtigt werden. In der Praxis geschieht das durch die Integration eines Detailprojektes in übergeordnete Planungen für gesamte Flussabschnitte (z. B. Gewässerbetreuungskonzepte) oder Teil- bzw. Gesamteinzugsgebiete (Flussgebietsmanagementpläne; vgl. auch Kap. 9.5.2).

Für die erfolgreiche Umsetzung von Projekten ist eine der wichtigsten Voraussetzungen, dass die adäquate räumliche Maßstabsebene sowie der entsprechende Gewässertyp berücksichtigt werden. Nur dadurch wird die Entwicklung einer typspezifischen Zönose gefördert bzw. deren langfristige Erhaltung gesichert. Anhand eines Schemas (Abb. 9.2) ist dieser Zusammenhang „räumliche Maßstabsebene – Maßnahmentyp – Habitatverbesserung“ am Beispiel der Fischfauna dargestellt: In Flüssen des gestreckten Typs (meist Flussordnungszahl 1–3) ist die mosaikartige Verteilung vielfältiger kleinflächiger „patches“ charakteristisch (Bretschko 1995b) und bereits durch Strukturierungsmaßnahmen innerhalb des Mittelwasserbettes zu erreichen. Somit lassen sich hier mit Gestaltungsmaßnahmen auf Mikro- / Makrohabitat- bis zur Flussabschnittsebene zahlreiche Anforderungen von typischen Rhithralbewohnern adäquat berücksichtigen. Die Wiederherstellung durchströmter Bettsedimente als Laich- und Bruthabitat, von Mischungsmöglichkeiten in variablen Seicht- und Tiefwasserzonen, von Pools und Totholzakkumulationen als Einstände etc. deckt beispielsweise bei der Bachforelle die Ansprüche aller Stadien innerhalb des Lebenszyklus ab.

Systeme hingegen, die unter natürlichen Verhältnissen weite Talräume für dynamische Abläufe beanspruchen, sind gemäß der Mosaik-Dynamik-Theorie („Patch Dynamics Theory“) durch zum Teil sehr großflächig homogene Flächen mit relativ einheitlichen Biozönosen gekennzeichnet. Adäquate, das heißt dem ursprünglichen Flusstyp entsprechende Managementkonzepte, müssen daher auf einer höheren Maßstabsebene ansetzen. In solchen Gewässern bedarf es u. a. offener Verbindung und vielfältiger Vernetzung des Hauptflusses mit den Nebensystemen bzw. Augewässern z. B für das Laichgeschehen sowie die Larval- und Jungfischphasen der stagnophilen Vertreter (siehe auch Kap. 9.6 und 10).

In Hinblick auf die Bewertung des ökologischen Zustandes ist eine klare Ziel- und Problemformulierung sowie die Darstellung der methodischen Konsequenzen eine wichtige Voraussetzung: So verlangt etwa eine landesweite Übersicht über die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern oder die Bilanzierung verschiedener Eingriffsformen andere methodische Verfahren als Untersuchungen über die Habitatansprüche einzelner Arten, die Beurteilung der Auswirkungen eines geplanten Projektes im Rahmen einer UVP oder etwa die „Er-

Räumliche Ebene		Beispiele morphologischer Restaurationsmaßnahmen	Habitat-Verbesserungen hinsichtlich der Fischfauna
Mikrohabitat „microhabitat“		Einbau von Strukturelementen (Buhnen, Wurzelstöcke, Raubäume etc.) zur Ausbildung kleinräumig unterschiedlicher Strömungs- und Substratverhältnisse	verbessert punktuell die Habitatverhältnisse für spezifische Stadien innerhalb eines Lebenszyklus (z.B. Laichplätze, Larven- und Brutrefugien für rheophile Arten)
Meso- / Makrohabitat „meso- / macrohabitat“		Strukturierungsmaßnahmen in Gewässerbett und Ufer, Gewässerbettaufweitungen, Initiierung von Kolk-Furt-Abfolgen	ist im Idealfall ein „Baustein“ im vollständigen Set der Habitat-ausstattung innerhalb des kompletten Lebenszyklus spezifischer Flussfischarten (Forelle, Barbe, Nase)
Fluss-Abschnitt / Fluss-Strecke „reach / section“		Neuanlage/Initiierung eines Flussbogens, Rückführung kanalisierter Gerinne in Mäanderstrecken, Wiederanbindung abgetrennter Flussarme, großräumige Aufweitungen zur Ausbildung von Aufzweigungsbereichen, Neuschaffung von unterschiedlichen Augewässertypen	vergrößert das Habitatangebot von Arten, die sowohl den Fluss selbst als auch Neben- und Augewässer innerhalb ihres jahres- oder lebenszeitlichen Zyklus benötigen; im Idealfall wird das gesamte Spektrum an Habitatanforderungen erfüllt
Fluss-System / Einzugsgebiet „streamsystem / catchment“		Umbau bzw. Entfernung von Migrationsbarrieren oder Geschieberückhaltesperren	erfüllt idealerweise das gesamte Spektrum an Habitat-Anforderungen jener Arten, die das gesamte Fluss-System nutzen (z.B. anadrome Acipenseriden)

Abb. 9.2 Bedeutung der räumlichen Maßstabsebene von Managementmaßnahmen in Bezug auf die Fischfauna (vgl. Text).

folgskontrolle“ ökologischer Regenerationsmaßnahmen bei verschiedenen aquatischen Habitaten und deren Zönosen.

Ein entscheidender methodischer Aspekt ist bei solchen Untersuchungen auch die Abgrenzung der Projekts- bzw. Bewertungsabschnitte. Die Beurteilungsergebnisse hängen entscheidend von der räumlichen Verortung sowie auch der Längen- und Breitenfestlegung der Untersuchungseinheiten (Flussabschnitte) ab.

Die „Minimallänge“ einer Bewertungseinheit soll repräsentativ für den jeweiligen Fließgewässertyp sein. Dabei ist zu berücksichtigen, dass innerhalb dieser Bewertungseinheit unter natürlichen Bedingungen alle wesentlichen gewässertypischen Habitate vorliegen und alle charakteristischen Prozesse so ablaufen, dass die Aufrechterhaltung der Minimalpopulationen wesentlicher gewässertypischer Tier- und Pflanzenarten gewährleistet ist (Muhar et al. 2000b; Schmutz et al. 2000). Diese Anforderungen bedingen gleichzeitig entsprechende Berücksichtigung der lateralen Ausdehnung des Gewässersystems. Grundgedanke ist dabei, Fluss und Auenniveau als ökologische Einheit zu betrachten, wie dies beispielsweise im österreichischen Wasserrechtsgesetz (§ 30) und in der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehen ist.

9.2.2 Bezugs- und Wertmaßstab: Leitbild / ökologische Funktionsfähigkeit / ökologischer Zustand

Sowohl die Planung gewässerökologischer Maßnahmen als auch die Evaluierung von Fließgewässern orientieren sich an einem Leitbild, das als natürlicher Bezugsmaßstab den gewässertypischen Zustand repräsentiert. Nach der WRRL (vgl. Kap. 9.5.1) ist dies der so genannte „sehr gute ökologische Zustand“. Die WRRL enthält normative Begriffsbestimmungen für den sehr guten ökologischen Zustand, wie sie in Tabelle 9.1 beispielhaft für die hydromorphologischen und ökologischen Verhältnisse wiedergegeben sind.

Dem sehr guten Zustand gemäß WRRL sind die Definitionen der Ökologischen Funktionsfähigkeit (Adamicka et al. 1992; ÖNORM M 6232 1997) bzw. der „biotic integrity“ (Karr 1986) gleichzusetzen. Demzufolge sind aquatische Lebensräume und deren Zönosen danach zu beurteilen, ob bzw. inwieweit sie in ihren Merkmalen und ihrem funktionalen Wirkungsgefüge der natürlichen Ausprägung des jeweiligen Gewässertyps („Stufe 1 der ökologischen Funktionsfähigkeit“) entsprechen.

Diese Vorgaben korrespondieren auch mit einem weiteren wesentlichen Evaluierungsansatz, dem Hemerobie-Konzept der terrestrischen Ökologie als graduelles Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme (Sukopp 1972; Grabherr et al. 1998; vgl. Tab. 9.2).

Die Planung gewässerbezogener Maßnahmen ist künftig in den EU-Mitgliedsstaaten ebenfalls an diesem Bezugsmaßstab des gewässertypischen, weitestgehend unbeeinträchtigten Zustands zu orientieren. Dabei soll laut WRRL durch die realisierten Maßnahmen bis 2015 der sogenannte gute ökologische Zustand (definiert als geringfügige Abweichung vom sehr guten ökologischen Zustand) bzw. das „hohe ökologische Potenzial“ im Falle „künstlicher oder erheblich veränderter“ Fließgewässer (vgl. Kap. 9.2.4) erreicht werden. Diese Vorgangsweise entspricht letztlich einem 2-stufigen Verfahren, wie es bereits bei der Leitbildentwicklung im Rahmen von Gewässerplanungen der vergangenen Jahre (v. a. Gewässerbetreuungskonzepte, Managementprogramme) in

Tab. 9.1 Definition des sehr guten ökologischen Zustandes lt. Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) betreffend die Hydromorphologie sowie die Fischfauna.

Sehr guter ökologischer Zustand		
Allgemeine Beschreibung	Hydromorphologie	Fischökologie
Beim jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber jenen Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an. Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.	Wasserhaushalt: Menge und Dynamik der Strömung sowie die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Durchgängigkeit des Fließgewässers: Die Durchgängigkeit des Flusses wird nicht durch menschliche Tätigkeiten gestört. Sie ermöglicht ungestörte Migration aquatischer Organismen und Transportverhältnisse bezüglich der Sedimente. Morphologie: Laufentwicklung, Variationen von Breite und Tiefe, Strömungsgeschwindigkeiten, Substratbedingungen sowie Struktur und Bedingungen der Uferbereiche entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden. Die Altersstruktur der Fischgemeinschaften zeigt kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deutet nicht auf Störungen irgendeiner besonderen Art bei der Fortpflanzung oder Entwicklung hin.

Tab. 9.2 Übersicht über verschiedene Richtlinien / Ansätze für Beurteilungs- und Planungsprozesse.

Rechtliche Grundlage bzw. methodisches Konzept	WRRL	Österreichisches WRG, ÖNORM M6232	Hemerobie-Konzept (Sukopp 1972)	Aktuelle Evaluierungs- und Planungsansätze (z. B. GBK)
Bezeichnung	ökologischer Zustand	Ökologische Funktionsfähigkeit	Hemerobie	2-stufiges Leitbild-Konzept
Klasse/ Stufe 1	„sehr guter ökologischer Zustand“	= „unbeeinträchtigte bzw. geringfügig beeinträchtigte ökologische Funktionsfähigkeit“	= „ahemerob“	= „visionäres Leitbild“

Österreich angewendet wurde. Dabei werden zwei Leitbildebene unterschieden:

Das *visionäre Leitbild* ist als gesamtheitliches, ökologisch orientiertes Leitbild zu verstehen. Es beschreibt die gewässertypischen Merkmale und Prozesse des Fließgewässers und der Flusslandschaft, um (1) den Ist-Zustand von Fließgewässern in seinen Abweichungen von diesem Leitbild zu beurteilen und (2) die generelle Ausrichtung von Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung von Flusslandschaften vorzugeben.

Das *operationale Leitbild* hingegen definiert in Abhängigkeit von einschränkenden Rahmenbedingungen (heutiges Standortpotenzial, kulturhistorische Landschaftsentwicklung, rechtliche Festlegungen etc.) die Entwicklungsziele für ein Fließgewässer bzw. eine Flusslandschaft. Diese Leitbildebene ist somit die Basis für weiterführende Planungen und Umsetzungen von Maßnahmen zur Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“ bzw. „des guten ökologischen Potenzials“.

Die Vorteile dieses 2-stufigen Leitbild-Konzeptes liegen (1) in der Definition des visionären Leitbildes als objektiver Bezugsmaßstab – unabhängig von den jeweils aktuellen Rahmenbedingungen – wodurch Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit der Ergebnisse gewährleistet sind und die Aussagen langfristig gültig bleiben; (2) in einer umfassenden Betrachtungsweise ganzer Flusslandschaften und damit in der Berücksichtigung der Verhältnisse flussauf- und flussabwärtsliegender Abschnitte des Gesamtsystems („large scale approach“); (3) in der integrativen, fachübergreifenden Entwicklung eines operationalen Leitbildes, das trotz jeweils spezifisch einschränkender Rahmenbedingungen auf das visionäre Leitbild hin orientiert ist (Muhar 1994; Jungwirth et al. 2002).

Bei Gewässerplanungen in Deutschland, v. a. bei den so genannten Gewässerpflege-Konzepten, wird ein vergleichbares Verfahren angewendet. Dabei findet der Begriff des „Leitbildes“ nur für den sehr guten Zustand Verwendung, der des „Entwicklungszieles“ hingegen für die operationale Ebene.

Es bestehen verschiedene Möglichkeiten, den sehr guten ökologischen Zustand bzw. das visionäre Leitbild zu definieren. Hughes (1994) zählt dazu die Untersuchung regionaler Referenzstrecken, die Analyse historischer Daten, paläoökologische Methoden (primär für Seen), Laborexperimente, Modellerstellungen sowie Experteneinschätzungen. Auf Basis diverser Arbeiten zu dieser Thematik (Muhar 1994; Kern 1994; Hughes et al. 2000; Schmutz et al. 2000) lassen sich folgende Möglichkeiten der Herangehensweisen zusammenfassen: (1) abiotische und biologische Untersuchung von Referenzstrecken in naturnahen Abschnitten vergleichbaren Gewässertyps; (2) Rekonstruktion der Habitat-Charakteristika nicht oder geringfügig anthropogen beeinträchtigter Flusslandschaften anhand historischer Recherchen; (3) Rekonstruktion der Merkmale naturnaher Zönosen (aufgrund der Datenlage v. a. der Fischfauna) anhand historischer Recherchen; (4) modellhafte Beschreibung naturnaher Flusslandschaften anhand einer Vielzahl abiotischer, aber auch aut- und synökologischer Daten; (5) Vorhersage naturnaher Zönosen anhand von gut abgesicherten Modellen.

9.2.2.1 Untersuchung naturnaher Referenzstrecken

Die einfachste Vorgangsweise zur Beschreibung des Leitbildes bzw. zur Charakterisierung des sehr guten ökologischen Zustandes ist die Untersuchung von unbeeinflussten Referenzstrecken vergleichbaren Typs. Dabei ist darauf zu achten, dass Referenz- und zu bewertender Abschnitt hinsichtlich wesentlicher Charakteristika vergleichbar sind (morphologischer Flusstyp, Gewässergröße, Höhenlage, Fischregion, biozönotische Region etc.). In der Kulturlandschaft Mitteleuropas sind naturnahe Flüsse oder Flussabschnitte mit Ausnahme von Fließgewässern des gestreckten Typs nur mehr sehr eingeschränkt vorzufinden. Im Falle der großen, einst mäandrierenden oder furkierenden Fluss-Systeme muss verstärkt auf andere methodische Vorgangsweisen (siehe unten) zurückgegriffen werden.

Referenzstrecken werden aus Kosten- und Zeitgründen auch nach der Umsetzung der WRRL nur einmal jährlich erfasst. Zeitlich / räumliche Schwankungen, denen Fischzönosen ständig unterliegen, bleiben dabei jedoch unberücksichtigt. Je mehr dem Typ entsprechende Referenzstrecken zur Verfügung stehen, umso genauer lässt sich ein verlässliches Leitbild erstellen.

9.2.2.2 Rekonstruktion der gewässertypischen Lebensraumverhältnisse und Lebensgemeinschaften

Auf Basis historischer Belege (alter Kartenwerke und Berichte) lassen sich morphologische Charakteristika von Flusslandschaften vor den großen systematischen Eingriffen durch den Menschen auf großmaßstäblicher Ebene beschreiben. Für Österreich liegen beispielsweise flächendeckend die zwischen 1806 und 1863 aufgenommene 2. oder „Franziseische“ Landesaufnahme sowie die zwischen 1869 und 1887 erstellte 3. oder „Franzisko-Josephinische“ Landesaufnahme vor. Für größere Fließgewässer existieren zudem genauere Aufnahmen (z. B. die Donaukarten von Lorenzo oder Anguissola und Marinoni, Rheinkarten von Duile oder Tulla), die wertvolle Informationen über die morphologischen sowie hydraulisch-hydrologischen Habitatverhältnisse liefern.

Durch Recherche bzw. Ermittlung abiotischer Parameter (z. B. Lauflängen, Gefälle, Substrattyp, Nutzungen im Umland etc.) und deren Änderungen innerhalb einer Zeitreihe in Kombination mit Kenntnissen des natürlichen Abflussregimes (Überschwemmungsfrequenz bzw. -dauer) sind beispielsweise nicht nur die ursprünglichen Lebensraumverhältnisse, sondern auch die dynamischen Prozesse von Fluss-Systemen vergleichsweise gut rekonstruierbar.

Hinsichtlich der ehemaligen aquatischen Lebensgemeinschaften ist der Datenbestand weit geringer. Qualitative bzw. halbquantitative Daten liegen z. B. für die Fischfauna vor, wodurch das ursprüngliche Artenspektrum oft gut charakterisierbar ist. Damit werden zwar meist ausreichende Informationen bezüglich häufiger und fischereilich interessanter Fischarten gewonnen, doch ist die Datenqualität von Gewässer zu Gewässer sehr unterschiedlich. Grundsätzlich zeigen die Recherchen, dass zwar Informationen über das Vorkommen bestimmte

Arten, jedoch kaum über die komplette Artengemeinschaft und Bestandsgrößen erhebbar sind (Haidvogel & Waidbacher 1997). Zudem sind die ermittelten Artenlisten fast nie vollständig. In Zusammenschau mit den Ergebnissen anderer Methoden (siehe unten) lässt sich jedoch das Arteninventar meist vollständig abschätzen. Anhand des Vergleichs der Lebensraumverhältnisse mit den autökologischen Ansprüchen potenziell vorkommender Fischarten sind schließlich die wesentlichen Elemente der ursprünglichen fischökologischen Verhältnisse (z. B. Fischregion oder typische Lebensgemeinschaften) rekonstruierbar.

9.2.2.3 Leitbild-Modelle

Anhand statistischer Analysen umfangreicher Datensammlungen lassen sich Referenzmodelle für bestimmte Bewertungskriterien erstellen. Ausreichende Datenmengen vorausgesetzt, besteht ein wesentlicher Vorteil der Verwendung von Referenzmodellen gegenüber anderen Verfahren in der besonders umfassenden Absicherung von Referenzzuständen. Dies gilt speziell für die Erfassung der zeitlich / räumlichen Variabilität der verwendeten Bewertungsmerkmale. Zudem lassen sich aufgrund ermittelter Zusammenhänge fehlende Referenzdaten interpolieren bzw. extrapolieren.

9.2.2.4 Kombinierte Vorgangsweise

Alle oben dargestellten Verfahren liefern allein meist keine ausreichende Datengrundlage zur Charakterisierung des gewässertypischen Zustandes. Daher empfiehlt sich eine Kombination mehrerer Methoden, bei der sämtliche verfügbaren Informationen zusammenfließen (vgl. dazu schematische Darstellung in Abb. 9.3).

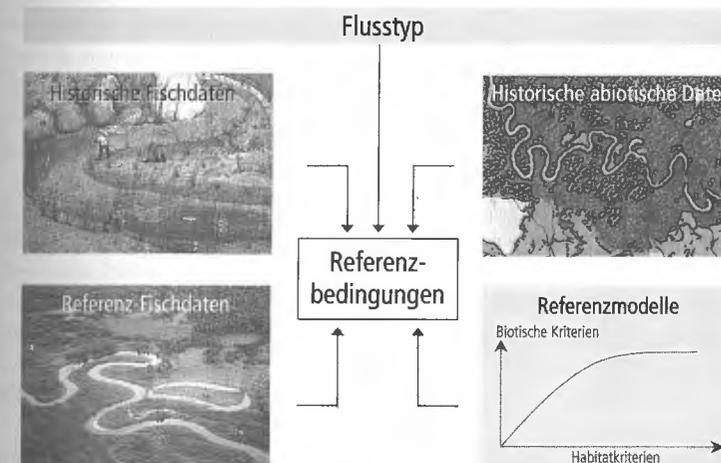


Abb. 9.3 Methodischer Rahmen zur Entwicklung des visionären Leitbildes bzw. zur Charakterisierung des gewässertypischen Zustandes.

9.2.3 Charakterisierung / Typisierung von Fließgewässern

Jedes Fließgewässer spiegelt die naturräumlichen Eigenschaften seines Einzugsgebietes wider. Da kein Einzugsgebiet einem anderen in allen Ausprägungen gleicht, stellt auch jedes Fließgewässer ein „Individuum“ dar. Für eine vereinfachte Vorgehensweise bei der Bewertung und Planung (vgl. Kap. 9.2.2) bedarf es dennoch der Definition von Fließgewässertypen und deren Charakterisierung. Die Typisierung von Fließgewässern stellt dabei den Versuch dar, die individuellen Merkmale zusammenfassend zu beschreiben und die in wesentlichen Merkmalen ähnlichen Gewässerstrecken einem Typus zuzuordnen. Übergeordnete Ziele sind dabei: (1) Fließgewässer übersichtlich und eindeutig in einem hierarchischen System zu gliedern; (2) vergleichend Unterschiede und Gemeinsamkeiten von Fließgewässern zu beschreiben; (3) Daten einer Fließgewässeruntersuchung auf ein Gewässer des gleichen Typs übertragbar zu machen; (4) einen Orientierungsmaßstab und wissenschaftliche Grundlagen für ein ökologisch orientiertes Management von Fließgewässern bereitzustellen; (5) eine Basis für die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit zu haben (nach Mader et al. 1996).

Sowohl nationale als auch EU-weite gesetzliche Bestimmungen nehmen Bezug auf die Fließgewässertypisierung. So fordern das Österreichische Wasserrechts- und Wasserbautenförderungsgesetz beispielsweise, die „natürliche Beschaffenheit des Gewässers“ sowie die „ökologische Funktionsfähigkeit“ auf Grundlage des Fließgewässertyps zu beschreiben bzw. zu beurteilen, oder bei der Festlegung von „Immissionsgrenz- bzw. -mittelwerten“ eine „Differenzierung insbesondere nach Gewässertypen“ zu treffen.

Darüber hinaus verlangt die EU-Wasserrahmenrichtlinie die Typisierung der Gewässer als verpflichtende Voraussetzung für die Beurteilung des ökologischen Zustandes der Gewässer. Die WRRL formuliert folgende Vorgaben zur Vorgangsweise bei der Typisierung: Um die typologische Charakterisierung von Gewässern durchzuführen, stehen lt. Anhang II der WRRL zwei Möglichkeiten (System A und B, vgl. Tab. 9.3) zur Verfügung. Wird System A angewendet, so sind die Oberflächengewässer innerhalb der Flussgebietseinheit zunächst nach Ökoregionen entsprechend Illies (1967) zu unterscheiden. Da die Ökoregionen sehr groß sind, nehmen die meisten EU-Mitgliedsländer eine Untergliederung vor.

Die Untergliederung von Ökoregionen in typologisch fundierte Untereinheiten erweist sich auch in anderen Kontinenten als praktikabel. In den Vereinigten Staaten von Amerika werden sowohl Unterebenen von geografisch ausgerichteten „Sub-Ecoregions“ ausgewiesen (dabei wird 1:250.000 als größter Maßstab für die Erstellung von Teil-Ökoregionen angesehen) als auch biologisch-faunistisch belegte Bioregionen als Untereinheit verwendet. In vergleichbarer Weise liegt beispielsweise für den Australischen Kontinent eine bioregionale Gebietsaufteilung (IBRA-regions) vor.

In Deutschland und Österreich erfolgte bereits sehr früh die Ausweisung von Fließgewässer-Bioregionen (Moog et al. 2001 in print, Wimmer & Chovanec 2000). Auf diese Weise lassen sich die Leitbildzönosen der Referenzgewässer

bzw. deren charakteristische biologische Kenngrößen wesentlich prägnanter beschreiben (vgl. Abb. 9.4). Innerhalb dieser Regionen ist eine weitere, längszonale Differenzierung, z. B. in Anlehnung an das Fischregionskonzept (Schmutz et al. 2000; vgl. auch Abb. 9.5) oder nach naturräumlichen Subeinheiten (definiert durch morphologischen Flusstyp, Abflussdimension etc.) durchzuführen.

Tab. 9.3 Vorgaben der WRRL für die Typisierung von Oberflächengewässern.

System A, Anhang II der WRRL	
Feststehende Typologie	Deskriptoren
Ökoregion	Ökoregionen nach Karte A in Anhang XI
Typ	Höhenlage Höhere Lage: > 800 m Mittlere Lage: 200 bis 800 m Tiefeland: < 200 m Größe (auf der Grundlage des Einzugsgebiets) Klein: 10–100 km ² Mittelgroß: > 100 bis 1 000 km ² Groß: > 1 000 bis 10 000 km ² Sehr groß: > 10 000 km ² Geologie (kalkig, silikatisch, organisch)
System B, Anhang II der WRRL	
Alternative Beschreibung	Physikalische und chemische Faktoren, die die Eigenschaften des Flusses und somit die Struktur und Zusammensetzung der Biozönosen bestimmen
Ⓜ Obligatorische Faktoren	Höhe Geographische Breite und Länge Geologie
Ⓜ Optionale Faktoren	Entfernung von der Quelle des Flusses Strömungsenergie (Funktion von Strömung und Gefälle) Durchschnittliche Wasserbreite und Wassertiefe Durchschnittliches Wassergefälle Form und Gestalt des Hauptflussbettes Abfluss-(Durchfluss-)klasse Talform Feststofffracht Säurebindungsvermögen Durchschnittliche Zusammensetzung des Substrats Chlorid Schwankungsbereich und Durchschnitt der Lufttemperatur Niederschlag

9.2.4 Bewertung

Den meisten Evaluierungen liegt ein naturwissenschaftlich orientiertes Denkmodell im Sinne der Beschreibung und Bewertung von Ökosystemen nach einzelnen funktionellen Komponenten zugrunde. Die Abweichung dieser Komponenten von

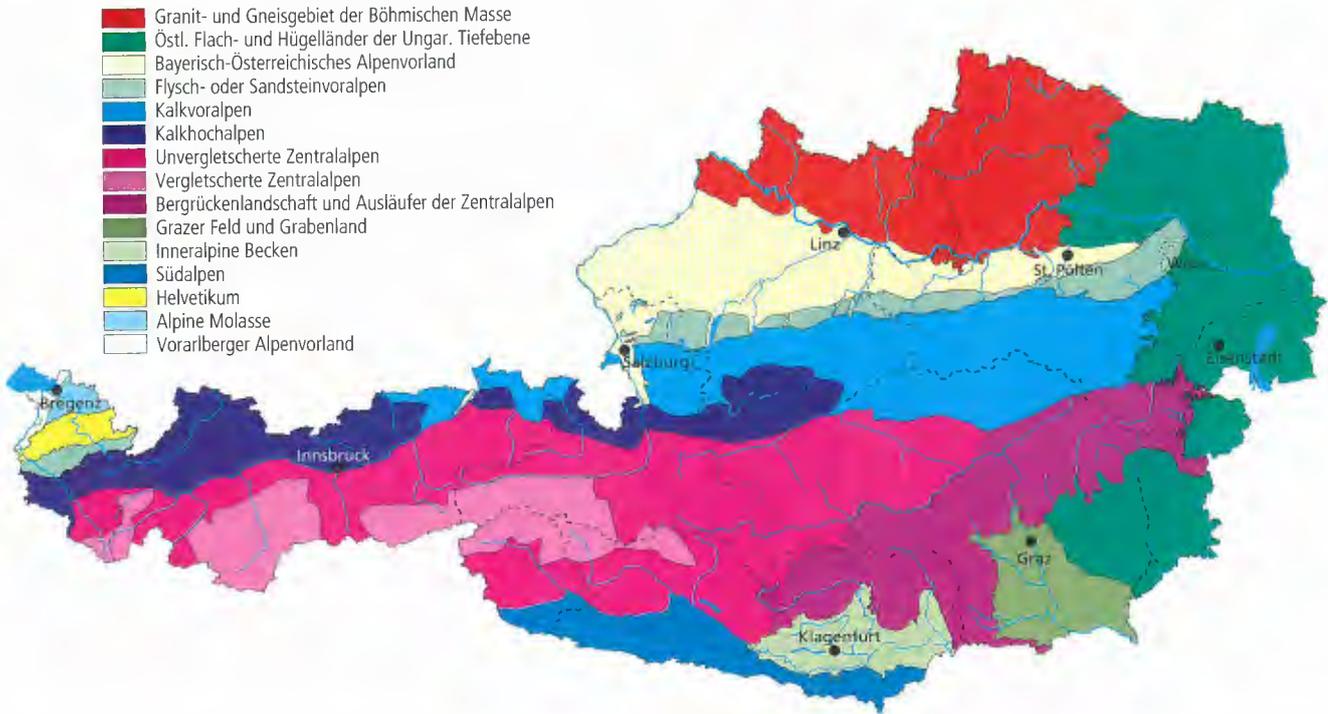


Abb. 9.4 Karte der Bioregionen Österreichs (nach Moog et al. 2001 in print).

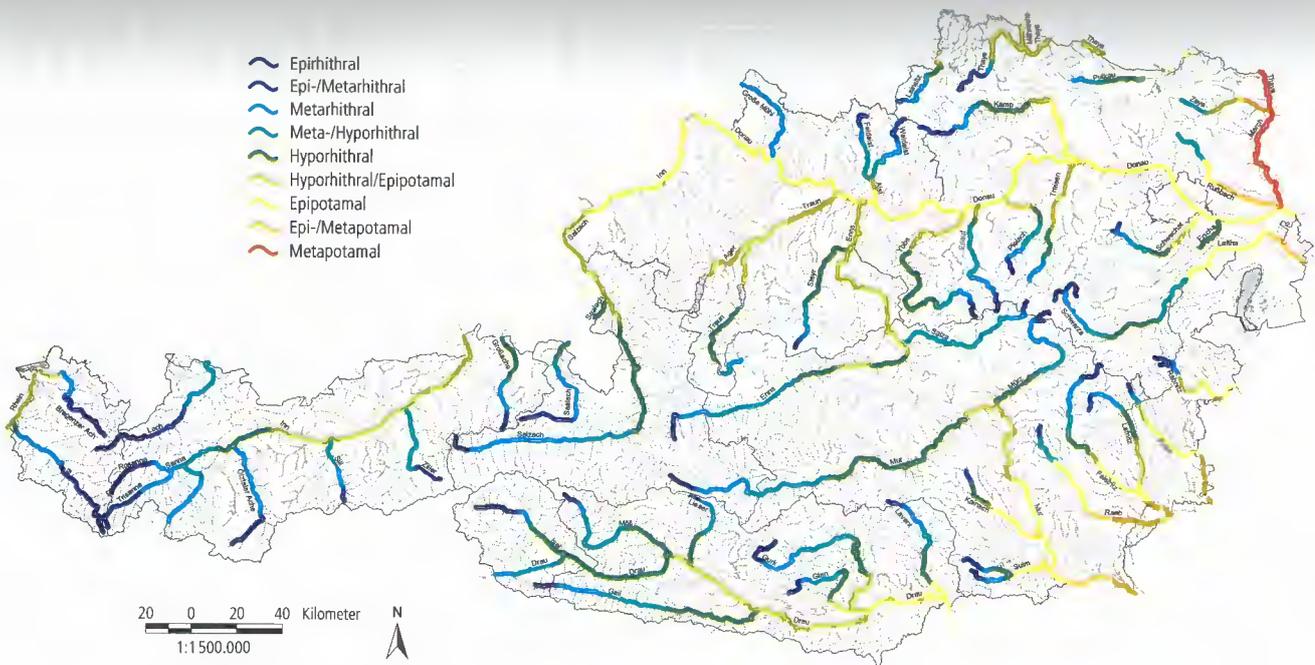


Abb. 9.5 Darstellung der Fischregionen Österreichs (Schmutz et al. 2000).

einem definierten Wertmaßstab (vgl. Kap. 9.2.2) wird oft anhand einer Stufen-Skala angegeben. Diese Stufen bzw. Klassen sind Ausdruck für die Intaktheit bzw. Degradation von Ökosystemen, die durch spezifische Verfahren ermittelt wird.

Die WRRL gründet die Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes auf der Abweichung der Gewässerbiozönose von der gewässertypspezifischen Ausprägung (Ofenböck & Koller-Kreimel 2001). Der Ansatz baut darauf auf, dass der ökologische Zustand über die Naturnähe der Biozönosen definiert wird. Im Falle eines ökologischen Zustandes schlechter als Stufe II sind zusätzlich die hydro-morphologischen und physikalisch-chemischen Parameter zu berücksichtigen.

9.2.4.1 Bewertungsstufen

Die Bewertungsskala umfasst 5 Stufen, die von einem sehr guten bis zu einem schlechten ökologischen Zustand reichen (vgl. Tab. 9.4). Der Referenzzustand ist dabei mit dem sehr guten ökologischen Zustand gleichzusetzen (vgl. Kap. 9.2.2),

Tab. 9.4 Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes gem. Anhang V der WRRL

Bewertung des ökologischen Zustandes	Abweichung vom gewässertypischen Referenzzustand	Farbcode
sehr gut	Minimal	blau
gut	Gering	grün
mäßig	Mäßig	gelb
unbefriedigend	Stark	orange
schlecht	sehr stark	rot

Tabelle 9.8 in Kapitel 9.4 gibt die Beschreibung der ökologischen Zustandsklassen laut Anhang V der WRRL am Beispiel der Fischfauna wieder.

9.2.4.2 Ökologische Bewertung hinsichtlich „künstlicher oder erheblich veränderter“ Wasserkörper

Für Gewässerstrecken, deren natürliche Charakteristik zufolge bestehender menschlicher Nutzung so stark vom Leitbild abweicht, dass ein guter ökologischer Zustand nicht oder nur unter unrealistischen (ökonomisch unzumutbaren) Bedingungen erreicht werden würde, können die EU-Mitgliedstaaten eine Ausweisung als „erheblich beeinträchtigter Wasserkörper“ (heavily modified) vornehmen.

Als Referenzzustand wird in diesem Fall nicht der typspezifische natürliche Zustand herangezogen, sondern das „höchste ökologische Potenzial“. Für die biologischen Qualitätskomponenten definiert die WRRL dieses Potenzial mit folgender Begriffsbestimmung: „Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten entsprechen unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlich oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässer-

typ, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist“. Die Werte für die Zielvorgabe, das „gute ökologische Potenzial“, dürfen nur geringfügig von jenen des höchsten ökologischen Potenzials abweichen.

9.2.4.3 Bewertungskriterien für die Einstufung des ökologischen Zustandes

Die WRRL definiert als sog. Qualitätskomponenten für die Untersuchung und Beurteilung von Flüssen „biologische Komponenten“ (Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora; Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna; Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna), „hydromorphologische Komponenten“ (Wasserhaushalt, Abfluss und Abflussdynamik, Verbindung zu Grundwasserkörpern, Durchgängigkeit des Flusses, morphologische Bedingungen, Tiefen- und Breitenvariation, Struktur und Substrat des Flussbetts, Struktur der Uferzone) und „physikalisch-chemische Komponenten“ (thermische Bedingungen, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Verauerungszustand, Nährstoffe, spezifische Schadstoffe).

Aspekte, die aktuell nicht oder nur unzureichend Eingang in Bewertungsvorgaben der WRRL gefunden haben, betreffen z.B. die Auenzone, die bei ursprünglich mäandrierenden aber auch furkierenden Flüssen oft ausgedehnte Flächen eingenommen hat. Geht man bei der Evaluierung von der funktionalen Einheit Fluss-Umland aus und beurteilt in diesem Sinne ganze Fluss-Landschaften und nicht nur Einzelgerinne, so stellt die Berücksichtigung des potenziellen Auenniveaus und seiner Gewässer- und Vegetationsbestände eine unabdingbare methodische Anforderung dar. Das in Bezug auf die Auenzone vorhandene Defizit steht somit auch in Widerspruch zu dem im Artikel 1 der WRRL festgehaltenen Ziel des Schutzes der von Gewässern abhängigen Landökosysteme.

9.3 Erfassung und Bewertung von Fließgewässerlebensräumen

Nachdem in Kapitel 9.2 grundlegende methodische Fragen der ökologischen Bewertung und Planung behandelt wurden, soll in vorliegendem Kapitel ein Überblick über die Erfassung und Bewertung von Flusslandschaften und deren Lebensräumen gegeben werden. Schwerpunktmäßig wird dabei auf „großräumige Fließgewässerkartierungen“ („large scale assessments“) eingegangen. Diese Verfahren sollen – wie in der WRRL gefordert (vgl. Kap. 9.2.4) – den „hydromorphologischen Zustand“ von Fließgewässern als Grundlage für Schutz- bzw. ökologische Verbesserungsmaßnahmen dokumentieren.

9.3.1 Überblick über international angewendete Verfahren

Im Gegensatz zu jahrzehntelangen methodischen Erfahrungen im Bereich der Wassergüteuntersuchungen ist die Erhebung und Beurteilung von Gewässer-

lebensräumen eine relativ junge Fachdisziplin. Erst in den vergangenen Jahren wurden verstärkt Verfahren entwickelt, um „Gewässerqualität“ auch im Sinne von „Habitat-Qualität bzw. Integrität“ überblicksmäßig für ganze Flussregionen zu erfassen und zu beurteilen. Arbeiten im deutschsprachigen Raum konzentrierten sich dabei schwerpunktmäßig auf die Morphologie und Strukturausstattung von Gewässerbett und Ufer (LÖLF 1985; Böttger 1986; Werth 1987; Spiegler et al. 1989; Rose 1990; Bauer 1992b; Bohl et al. 1992; Friedrich 1992; LFU 1994; LAWA 1994). Diese Methoden wurden erst in den letzten Jahren erweitert. Sie schließen nunmehr nicht nur das Fließgewässer selbst, sondern auch die gesamte Auenzone mit in die Erhebungen ein (vgl. Kap. 9.2.4), wie es beispielsweise in Deutschland im Rahmen des sog. „Überblicksverfahrens“ (Binder & Kraier 1999) oder im Rahmen der Studie „Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich“ (Muhar et al. 1996b und 1998, vgl. Kap. 8.1) der Fall war. Das Modul-Stufen-Konzept zur Untersuchung und Beurteilung der Schweizer Fließgewässer (Bundi et al. 2000) ist ebenfalls ein umfassender Habitat-Bewertungsansatz, der durch 5 biologische Module ergänzt wird.

Im nordamerikanischen Raum sind Habitatkartierungen und -bewertungen bereits seit längerer Zeit regulärer Bestandteil von landesweiten Monitoring-Programmen fast aller Bundesstaaten (OHIO EPA 1988; Yoder & Rankin 1995; Maitland 1997; Kaufmann & Robinson 1998; Hughes et al. 2000). Der „River Corridor Survey“ (NRA 1992) und der darauf aufbauend weiterentwickelte „River Habitat Survey“ (Raven et al. 1997) stellen etablierte Verfahren zur überblicksmäßigen Erfassung der Habitatverhältnisse der Flüsse Großbritanniens dar. Allerdings beschränken sich diese Verfahren auf den Fluss selbst inklusive einer schmalen Uferzone. SERCON (system for evaluating rivers for conservation) ist ein weiteres, schutzorientiertes Evaluierungsprogramm, das physikalisch-chemische und biologische Merkmale von Fließgewässern kombiniert erfasst (Boon 2000).

9.3.2 Aufgabenstellungen: Übersichtsverfahren – Detailuntersuchungen („large-scale – small-scale assessment“)

Seitens der Praxis werden an oben angeführte Monitoring-Programme unterschiedlicher Maßstabsebenen sehr verschiedene Anforderungen gestellt. Das Spektrum reicht von der überblicksmäßigen, großräumigen Dokumentation des aktuellen Gewässerzustandes (z. B. entsprechend den Vorgaben der WRRL) und in der Folge des Verbesserungsbedarfes bis hin zur Ausweisung ökologisch funktionsfähiger Flussabschnitte als ökologisches Regenerationspotenzial im Rahmen von Gewässerschutzkonzepten oder auch als naturnahe Referenzbereiche für zukünftige wissenschaftliche Untersuchungen. Zudem liefern die Ergebnisse von Fließgewässerkartierungen häufig auch für regionale und überregionale Planungen bzw. Projektvorhaben im Sinne der Betrachtung ganzer Einzugsgebiete Planungs- und Entscheidungsgrundlagen.

Den verschiedenen Aufgabenbereichen des „large-scale assessment“ stehen jene Untersuchungen gegenüber, die Fragestellungen in Bezug auf die abiotischen

Charakteristik von Fließgewässerlebensräumen auf Meso- bis Makrohabitatebene behandeln („small-scale assessment“). In Kontext mit fischökologischen Untersuchungen wurden v. a. im angloamerikanischen Raum diverse Verfahren zur Erhebung von Habitatparametern in Hinblick auf umfassende fischökologische Evaluierungen aber auch speziell aut- / synökologische Studien entwickelt (Habitat-Quality Index, Binns & Eisermann 1979; HabitatSCORE, Barnard & Wyatt 1995). Weitere Aufgabenstellungen für detaillierte Habitat-Erhebungen sind beispielsweise Nachweis und Quantifizierung der Auswirkungen von Regulierungen oder Kraftwerken. Aber auch die Beurteilung gewässerökologischer Verbesserungs- bzw. Managementmaßnahmen (vgl. Eisner 2001; Fleischanderl 2002; Muhar et al. 2000b, Schmutz et al. 1999a) erfordert Detailuntersuchungen auf Basis quantifizierender Methoden.

9.3.3 Arbeitsphasen im Rahmen von hydromorphologischen Fließgewässererhebungen / -bewertungen

Aus den einleitend angeführten Arbeiten bzw. Methoden zur Erhebung und Beurteilung der hydromorphologischen Verhältnisse von Fließgewässern lässt sich ein generelles Ablaufschema der unterschiedlichen Arbeitsphasen skizzieren, wobei einzelne Arbeitsschritte durchwegs auch parallel erfolgen können (vgl. Abb. 9.6). Methodische Aspekte der einzelnen Arbeitsphasen behandeln Kapitel 9.1 und 9.2 sowie die nachfolgenden Ausführungen vorliegenden Kapitels.

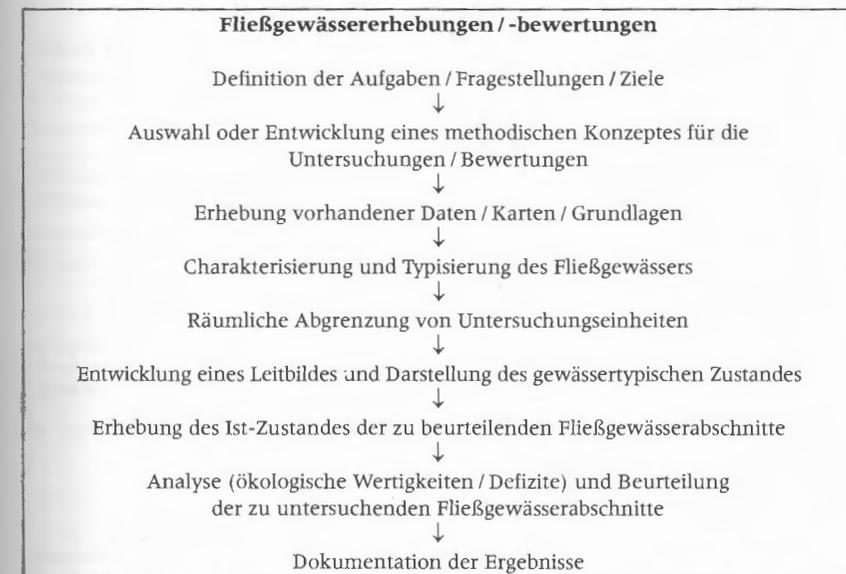


Abb. 9.6 Arbeitsphasen im Rahmen von hydromorphologischen Fließgewässererhebungen / -bewertungen.

9.3.4 Erhebungs- und Evaluierungskriterien

Neben grundsätzlichen methodischen Gesichtspunkten (Kap. 9.2) ist die Frage, welche Habitatmerkmale für die Erhebung und Evaluierung heranzuziehen sind, von entscheidender Bedeutung. Daher sei nachfolgend näher auf diesen Gesichtspunkt eingegangen.

Frühere methodische Verfahren zogen v. a. morphologisch-strukturelle Parameter zur Fließgewässererbhebung und -beurteilung heran (z. B. „Struktur- und Güte-Erhebungen“). Die Entwicklung neuer Fließgewässerkonzepte (z. B. River Continuum Concept, Vannote et al. 1980; Flood Pulse Concept, Junk et al. 1989; Serial Discontinuity Concept, Ward & Stanford 1995a; vgl. auch Kap. 6) führten freilich dazu, dass moderne Evaluierungsverfahren nunmehr vermehrt auf die Einheit Fluss / Umland als Bezugsebene fokussieren und dabei auch dynamische Komponenten von Fließgewässer-Ökosystemen (z. B. hinsichtlich Hydrologie, Vernetzung, Austauschprozesse) miteinbeziehen. Damit finden neben rein morphologischen Parametern auch andere Grundcharakteristika ökologisch intakter Flusseinzugsgebiete („fundamental elements of ecologically healthy watersheds“), wie sie beispielsweise von Naiman et al. (1992b) und Muhar & Jungwirth (1998) beschrieben werden, Eingang in diese Verfahren.

Tabelle 9.5 gibt einen Überblick über wesentliche Erhebungskategorien und -kriterien, die über eine Vielzahl an Parametern („metrics“) erfasst werden können. Viele der aufgelisteten Kriterien werden derzeit auch im Hinblick auf eine europaweit gültige Normierung hydromorphologischer Verfahren im Rahmen von CEN (Comité Européen de Normalisation) diskutiert.

Tab. 9.5 Erhebungs- und Bewertungskategorien / -kriterien zur Erfassung und Evaluierung der hydromorphologischen Verhältnisse von Fließgewässerlebensräumen.

Kategorien	Kriterien
Gewässermorphologie	Morphologischer Flusstyp Gefällsverhältnisse Gewässerbreiten und -tiefen Habitate/Strukturen in Gewässerbett und Uferzone
Substratverhältnisse	Mineralische und organische Choriotypen
Hydrologie/Hydraulik	Abflussregime Abfluss Strömungsmuster
Ufervegetation	Breitenausdehnung Strukturierungsgrad (Artenzusammensetzung/Altersaufbau) Vegetations-/Nutzungstypen
Gewässergeprägtes Umland/Auenniveau	Augewässertypen Vegetations-/Nutzungstypen Grundwassereinfluss Überflutungsdynamik Erosions-/Sedimentationsprozesse
Konnektivitätsverhältnisse	Longitudinal Transversal Vertikal

Bestimmte Bewertungsverfahren betreffend die hydromorphologischen Verhältnisse haben die Aufgabe, gezielt die Auswirkungen anthropogener Eingriffe (z. B. durch Regulierungen und Kraftwerke) auf Basis abiotischer Kriterien zu erfassen. Die in Tabelle 9.6 aufgelisteten Kriterien geben einen generellen methodischen Rahmen dafür vor (detaillierte Ausführungen siehe Kap. 7).

Tab. 9.6 Mögliche Beurteilungskriterien für die Untersuchung ausgewählter Eingriffsformen an Fließgewässern.

Eingriffsformen	Wesentliche Beurteilungskriterien
Schwellbetrieb	<ul style="list-style-type: none"> → Schwallfrequenz → Amplituden der Spiegelschwankungen: Verhältnis Niederwasserabfluss/aufgelagerter Schwall → Anstiegs- und Sunkgeschwindigkeit → Längenverhältnis schwallbeeinflusste Strecke/unbeeinflusste Fließstrecke → Habitatänderungen (z. B. betreffend Breiten-, Wassertiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse) → Ausmaß der Sohlkolmatierung
Wasserausleitung	<ul style="list-style-type: none"> → Abweichung vom natürlichen Abflussregime → Verhältnis Restwasserabfluss zu natürlichem Abfluss bei charakteristischen Abflusssituationen → Habitatänderungen (z. B.: Breiten-, Wassertiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse) → Kontinuumsunterbrechung (z. B. bei Totalausleitung) → Änderung des Temperaturregimes → Längenverhältnis Ausleitungsstrecke/unbeeinflusste Fließstrecke → Einbindung der Zubringer
Rückstau	<ul style="list-style-type: none"> → Art und Ausmaß des Eingriffs im Vergleich zum natürlichen morphologischen Flusstyp → Habitatänderungen (z. B.: Breiten-, Wassertiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse) → Änderung des Temperaturregimes → Unterbindung der longitudinalen, lateralen und vertikalen Vernetzung → Längenverhältnis Stau/unbeeinflusste Fließstrecke
Stauration- spülung	<ul style="list-style-type: none"> → Art, Intensität (Konzentration und Dauer) und Häufigkeit der Trübefracht im Vergleich zum natürlichen Schwebstoffgehalt → Art und Ausmaß der Geschiebefracht im Vergleich zur natürlichen Situation → Sedimentation im Flussumland/Auensystem im Vergleich zur natürlichen Situation → Substratverhältnisse und Habitatausstattung im Unterwasser im Vergleich zur natürlichen Situation
Hochwasser- schutz	<ul style="list-style-type: none"> → Längenverhältnis regulierte/unregulierte Strecke → Änderung des Flussverlaufes (Grundrissform) im Vergleich zum ehemaligen morphologischen Flusstyp → Art der Regulierung (Grad der Stabilisierung, Form der Verbauung) → Habitatänderungen (z. B.: Breiten-, Wassertiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse) → Grad der Unterbindung der longitudinalen, lateralen und vertikalen Vernetzung
Landnutzung im Auenniveau	<ul style="list-style-type: none"> → Art/Intensität der Nutzung (Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Siedlung, Infrastruktureinrichtungen, Schottergewinnung etc.) → Flächenausmaß unterschiedlicher Vegetationstypen/Nutzungsformen

9.3.5 Bewertungsvorgang

Wie bereits in Kapitel 9.2.4 ausgeführt, beruht die Beurteilung von Fließgewässern grundsätzlich auf der Ermittlung der Abweichung des Ist-Zustandes – in diesem Fall der hydromorphologischen Charakteristika – von einem definierten Wertmaßstab. Der Bewertungsprozess erfolgt letztlich anhand der Zuordnung des untersuchten Fließgewässers bzw. -abschnittes zu einer Zustandsklasse. Die einzelnen Klassen sind dabei Ausdruck für die Intaktheit bzw. Degradation. Einschlägige Verfahren reichen von verbal deskriptiven Methoden auf Basis einer detaillierten Kartierung und Beschreibung der qualitätsbestimmenden Merkmale des zu untersuchenden Flussabschnittes bis hin zu numerischen Bewertungsmodellen.

In der Vergangenheit wurde überwiegend mit einem 4-Stufen-Schema gearbeitet, das 3 Zwischenstufen umfasste, wie dies auch im Rahmen der bisherigen saprobiologischen Gewässergüteeinstufung der Fall war. In den letzten Jahren wurde, vergleichbar den Methoden zur fisch- und benthosökologischen Evaluierung (vgl. Kap. 9.4 und 4) aufbauend auf die Ansätze bereits zitierter Arbeiten (v. a. Werth 1987; vgl. auch Literaturangaben weiter oben) ein Beurteilungsschema entwickelt, das entsprechend der WRRL fünf hydromorphologische Zustandsklassen definiert (vgl. Kap. 9.2.4). Dieses Schema gibt einen Rahmen für die Berücksichtigung wichtiger Habitatmerkmale vor, die im Zuge derzeit laufender „Methodik-Studien“ in Hinblick auf die WRRL weiterentwickelt werden.

Das Schema dient der Evaluierung von Fließgewässern bzw. Fließgewässerabschnitten anhand der in Tabelle 9.7 angeführten verbalen Beschreibungen nach 5 Funktionsfähigkeitsstufen, getrennt für jedes Evaluierungskriterium. Jedes einzelne Kriterium wird jener Stufe zugeordnet, die die größte Übereinstimmung mit den Kartierungsergebnissen aufweist. Im Falle detaillierter Aufnahmen empfiehlt es sich, zusätzlich eine Differenzierung in Wasser-, Ufer- und Auenzone zu treffen. Auf diese Weise lassen sich die einzelnen räumlich-funktionellen Einheiten einer Flusslandschaft gezielt erheben und bewerten.

Danach werden die Beurteilungsergebnisse von Wasser-, Ufer- und Auenzone mit jenen der beiden Hauptmerkmale „Morphologischer Flusstyp“ und „Hydrologische Charakteristik“ zu einem *gemittelten Gesamtwert* zusammengefasst, womit bereits eine Gewichtung der Kriterien erfolgt. Derzeit besteht für die Evaluierung nach der WRRL noch keine endgültige Festlegung eines allgemein anzuwendenden Bewertungsalgorithmus. Der Prozess der Gewichtung und Verknüpfung von Einzelergebnissen hat selbstverständlich wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis der Evaluierung.

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass in das vorgestellte Schema (Tab. 9.7) zur hydromorphologischen Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit zahlreiche Evaluierungsparameter eingehen. Der Auswahl dieser Parameter liegt die Überlegung zugrunde, möglichst jene Kenngrößen anzuwenden, die hohe Indikatorfunktion für den Gewässertyp und die unterschiedlichen anthropo-

genen Einflussnahmen (Regulierungen, Nutzungen im Umland, Revitalisierungen etc.) besitzen. Auch sollen derartige multimetrische Verfahren bevorzugt solche Parameter berücksichtigen, die unterschiedliche hierarchische Organisationsebenen eines Fließgewässer-Ökosystems ansprechen. Dadurch sind sowohl umfassende Betrachtung und Beurteilung des Gesamtsystems, als auch die „Robustheit“ des Evaluierungsverfahrens gewährleistet.

Tab. 9.7 Beurteilungsschema der ökologischen Funktionsfähigkeit in Bezug auf Fließgewässerlebensräume für die übergeordneten Charakteristika „Morphologischer Flusstyp“ und „Hydrologische Charakteristik“, sowie für spezifische Kriterien, differenziert nach Wasser-, Ufer- und Auenzone (Muhar et al. 2000b).

Ökologische Funktionsfähigkeit in Bezug auf Fließgewässerlebensräume					
Kriterien/ Zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Übergeordnete Charakteristika					
Morphologischer Flusstyp	unverändert oder nur geringfügig verändert	verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Hydrologische Charakteristik	unverändert oder nur geringfügig verändert	verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Wasserzone					
Ausdehnung	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Vorkommen Mesohabitattypen	keine Habitat-typen fehlen	einzelne, nicht hoch repräsentative Typen fehlen	einzelne, repräsentative Typen fehlen	viele repräsentative Typen fehlen	die meisten Typen fehlen
Ausdehnung Mesohabitattypen	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Substratzusammensetzung	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Uferzone					
Ausdehnung	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Vorkommen Uferhabitattypen	keine Habitat-typen fehlen	einzelne, nicht hoch repräsentative Typen fehlen	einzelne, repräsentative Typen fehlen	viele repräsentative Typen fehlen	die meisten Typen fehlen
Ausdehnung Uferhabitattypen	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Substratzusammensetzung	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert

Kriterien/ Zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbe- friedigend	schlecht
Grundwasser- einfluss	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Überschwem- mungs- dynamik	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Morphodyna- mik-Erosions- prozesse	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Morphodyna- mik-Umlage- rungsprozesse	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Morphodyna- mik-Sedimen- tationsprozesse	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Auenzone					
Ausdehnung*	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	vollständig verändert
Grundwasser- einfluss	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Überschwem- mungs- dynamik	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Morphodyna- mik-Erosions- prozesse	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Morphodyna- mik-Umlage- rungsprozesse	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Morpho- dynamik- Sedimenta- tionsprozesse	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich eingeschränkt	stark eingeschränkt	sehr stark eingeschränkt	zur Gänze unter- bunden
Vorkommen Gewässer- typen	keine Gewässer- typen fehlen	einzelne, nicht hoch repräsen- tative Typen fehlen	einzelne, reprä- sentative Typen fehlen	viele repräsen- tative Typen fehlen	die meisten Typen fehlen
Ausdehnung Gewässer- typen	unverändert oder nur geringfügig verändert	deutlich verändert	starke Veränderung	sehr starke Veränderung	vollkom- mene Ver- änderung

* Flächenverhältnis: potenzielles Auenniveau / Auenfläche mit gewässertypischen Habitaten und Vegetationsstrukturen

Über die rein tabellarische Zusammenfassung der 5 Zustandsklassen hinausgehend, erfolgt abschließend eine verbale Charakteristik der 5 Zustandsklassen:

Sehr guter Zustand

Das Fließgewässer entspricht in seinem Gesamtcharakter inklusive der systemimmanenten Funktionen und Prozesse dem Gewässertyp. Die für diesen Typus charakteristischen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume sind sowohl im Fließgewässer selbst als auch innerhalb der Auegebiete qualitativ und quantitativ vollständig oder aber nur geringfügig eingeschränkt vorhanden.

Der morphologische Flusstyp ist unverändert. Gewässerbettausformungen (Breiten- / Tiefenverhältnisse) und Strukturausstattung sowie die hydraulischen Kenngrößen (Strömung, Schleppspannung) entsprechen dem Gewässertyp. Die Zusammensetzung des Sohlsubstrates umfasst die charakteristischen Substratklassen in entsprechender Relation der einzelnen Fraktionen zueinander. Verschiebungen in den relativen Anteilen der Fraktionen sind möglich, ohne jedoch die Dominanzverhältnisse zu verändern.

Die Ufer- und Auenvegetation zeigt hinsichtlich Ausdehnung, Altersklassen- und Artenaufbau keine oder nur geringfügige anthropogene Einflüsse. Wesentliche Standortbedingungen wie z. B. Überflutungen, jahreszeitlich typische Wasserstände und Schwankungsamplituden, Entstehung von Pionierstandorten etc. sind gewährleistet. Neben- / Auegewässer sind in ihrer typischen Vielfalt und Anzahl vorhanden; sie unterliegen periodisch natürlichen Vorgängen wie Erosion, Verlandung und Neubildung.

Umgestaltungs- sowie Austauschprozesse in longitudinaler, lateraler und vertikaler Erreckung sind nicht oder nur geringfügig durch anthropogene Eingriffe eingeschränkt.

Es bestehen keine oder nur äußerst geringfügige Veränderungen der hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse durch Rückstau, Wasserausleitung und / oder Schwellbetrieb.

Guter Zustand

Das Fließgewässer entspricht in seinem Gesamtcharakter inklusive der systemimmanenten Funktionen und Prozesse dem Gewässertyp. Die für diesen Typus charakteristischen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume sind sowohl im Fließgewässer selbst als auch innerhalb der Auegebiete – qualitativ repräsentativ – vorhanden; Häufigkeit und Ausdehnung sind jedoch deutlich eingeschränkt.

Der morphologische Flusstyp ist im Wesentlichen unverändert. Gewässerbettausformungen (Breiten- / Tiefenverhältnisse) und Strukturausstattung sowie die hydraulischen Kenngrößen (Strömung, Schleppspannung) entsprechen grundsätzlich dem Gewässertyp. Die Zusammensetzung des Sohlsubstrates umfasst die charakteristischen Substratklassen. Verschiebungen in den relativen Anteilen der Fraktionen sind möglich.

Die Ufer- und Auenvegetation zeigt hinsichtlich Ausdehnung, Altersklassen- und Artenaufbau mäßige anthropogene Einflüsse. Wesentliche Standortbedingungen wie z. B. Überflutungen, jahreszeitlich typische Wasserstände und Schwankungsamplituden, Entstehung von Pionierstandorten etc. sind jedoch überwiegend gewährleistet.

Neben- / Auegewässer sind in ihrer typischen Vielfalt und / oder Quantität zwar eingeschränkt, sie unterliegen jedoch periodisch natürlichen Vorgängen wie Erosion, Verlandung und Neubildung.

Umgestaltungs- sowie Austauschprozesse in longitudinaler, lateraler und vertikaler Erreckung sind durch anthropogene Eingriffe teilweise eingeschränkt.

Es bestehen geringfügige Veränderungen der hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse durch Rückstau, Wasserausleitung und / oder Schwellbetrieb.

Mäßiger Zustand

Das Fließgewässer entspricht in seinem Gesamtcharakter inklusive der systemimmanenten Funktionen und Prozesse eingeschränkt dem Gewässertyp. Die für diesen Typus charakteristischen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume sind nur teilweise

im Fließgewässer selbst und oftmals bereits nur mehr vereinzelt innerhalb der Auegebiete vorhanden; Häufigkeit und Ausdehnung sind zudem wesentlich eingeschränkt.

Der morphologische Flusstyp ist verändert. Gewässerbettausformungen (Breiten- / Tiefenverhältnisse) und Strukturausstattung sowie die hydraulischen Kenngrößen (Strömung, Schleppspannung) entsprechen nur eingeschränkt dem Gewässertyp. Die Zusammensetzung des Sohlssubstrates umfasst auch atypische Substratklassen bzw. charakteristische Substratklassen in atypischer Verteilung.

Die Ufer- und Auenvegetation zeigt hinsichtlich Ausdehnung, Altersklassen- und Artenaufbau wesentliche anthropogene Einflüsse. Essenzielle Standortbedingungen wie z. B. Überflutungen, jahreszeitlich typische Wasserstände und Schwankungsamplituden, Entstehung von Pionierstandorten etc. sind nur teilweise gewährleistet.

Neben- / Augewässer sind in ihrer typischen Vielfalt und / oder Quantität eingeschränkt; sie unterliegen zumeist nur noch episodischen natürlichen Vorgängen wie Erosion, Verlandung und Neubildung.

Umgestaltungs- sowie Austauschprozesse in longitudinaler, lateraler und vertikaler Erstreckung sind durch anthropogene Eingriffe schon wesentlich eingeschränkt.

Es bestehen starke Veränderungen der hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse durch Rückstau, Wasserausleitung und / oder Schwellbetrieb.

Unbefriedigender Zustand

Das Fließgewässer entspricht in seinem Gesamtcharakter inklusive der systemimmanenten Funktionen und Prozesse nur stark eingeschränkt dem Gewässertyp. Die für diesen Typus charakteristischen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume sind nur vereinzelt im Fließgewässer selbst, innerhalb der Auegebiete oftmals gar nicht mehr vorhanden. Atypische Habitatausprägungen und Prozesse bestimmen zunehmend die Lebensraumbedingungen der Gewässer- und Auenbiozöosen.

Der morphologische Flusstyp ist weitgehend verändert. Gewässerbettausformungen (Breiten- / Tiefenverhältnisse) und Strukturausstattung sowie die hydraulischen Kenngrößen (Strömung, Schleppspannung) entsprechen nur sehr eingeschränkt dem Gewässertyp.

Die Zusammensetzung des Sohlssubstrates umfasst auch atypische Substratklassen. Die relativen Anteile der einzelnen Klassen sind stark verändert.

Die Ufer- und Auenvegetation zeigt hinsichtlich Ausdehnung, Altersklassen- und Artenaufbau starke anthropogene Einflüsse und ist flächenmäßig zumeist auf ein Minimum reduziert. Essenzielle Standortbedingungen wie z. B. Überflutungen, jahreszeitlich typische Wasserstände und Schwankungsamplituden, Entstehung von Pionierstandorten etc. sind stark bis gänzlich verändert.

Neben- / Augewässer sind stark dezimiert bzw. fehlen überhaupt. Natürliche Vorgänge wie Erosion, Verlandung und Neubildung finden kaum oder nicht mehr statt.

Umgestaltungs- sowie Austauschprozesse in lateraler und vertikaler Erstreckung sind stark eingeschränkt. Das Längskontinuum ist vielfach unterbrochen.

Es bestehen sehr starke Veränderungen der hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse durch Rückstau, Wasserausleitung und / oder Schwellbetrieb.

Schlechter Zustand

Das Fließgewässer entspricht in seinem Gesamtcharakter inklusive der systemimmanenten Funktionen und Prozesse in keiner Weise dem Gewässertyp. Die für diesen Typus charakteristischen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume fehlen fast vollständig. Atypische Habitatausprägungen und Prozesse dominieren die Lebensraumbedingungen der Gewässerbiozöosen.

Die Ufer- und Auenvegetation ist flächenmäßig zumeist auf ein Minimum reduziert bzw. fehlt gänzlich. Essenzielle Standortbedingungen wie z. B. Überflutungen, jahreszeitlich

typische Wasserstände und Schwankungsamplituden, Entstehung von Pionierstandorten etc. sind nicht mehr gegeben.

Umgestaltungs- sowie Austauschprozesse in lateraler und / oder vertikaler Erstreckung sind gänzlich unterbrochen. Das Längskontinuum ist vielfach unterbrochen.

Die hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse sind durch Rückstau, Wasserausleitung und / oder Schwellbetrieb vollständig verändert.

9.4 Fischökologische Bewertungsverfahren – Multi-Level Fish-based Assessment Method (MuLFA, Schmutz et al. 2000)

Dieses Bewertungsverfahren basiert auf dem in den letzten Jahren in Österreich entwickelten Konzept der Ökologischen Funktionsfähigkeit (ÖF, Chovanec et al. 1994). Die Methodik der Bewertung entspricht dem in Österreich als Stand der Technik anzusehenden, leitbildbezogenen sowie typspezifischen Bewertungsansatz. Damit ist gewährleistet, dass das Bewertungsverfahren eine kongruente Weiterentwicklung der bisher in Österreich erarbeiteten Konzepte darstellt.

Auch in der WRRL sind für die Fischfauna Bewertungsstufen definiert. Einheitliche Bewertungsverfahren liegen allerdings derzeit noch nicht vor. Die in der Richtlinie festgelegten Stufen sind in Tabelle 9.8 angeführt.

Aufgrund der neuen EU-Richtlinie sind die EU-Mitgliedsstaaten nunmehr verpflichtet, eine landesweite, auf Fischzöosen basierende Bewertung der Ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern durchzuführen. Das MuLFA-Verfahren orientiert sich daher am Anspruch einer flächendeckenden Bewertung, was freilich entsprechende Einschränkungen hinsichtlich verwendbarer Bewertungsmerkmale und des vertretbaren Untersuchungsaufwandes bedingt. Die Methode deckt somit auch nur die minimal notwendigen Anforderungen für die Bewertung der ÖF aus fischökologischer Sicht ab. Bei kleinräumigeren und detaillierteren Bewertungen oder Beurteilungen einzelner Maßnahmen (z. B. im Falle von Umweltverträglichkeitsprüfungen) sind je nach Fragestellung entsprechende Erweiterungen notwendig.

9.4.1 Bewertungsmerkmale und -kriterien

Grundsätzlich wird zwischen *Bewertungsmerkmalen*, den wesentlichen Charakteristika biologischer Ebenen (z. B. Artenvielfalt, Artenzusammensetzung und Population) und *Bewertungskriterien*, anhand derer die Merkmale genauer erfasst bzw. quantifiziert werden (Artenzahl, prozentuelle Artenverteilung, Anzahl von Artengruppen), unterschieden (Mühlenberg 1993).

Die Basis für die Auswahl geeigneter *Bewertungsmerkmale* bilden die in Kapitel 5.1 dargestellten hierarchischen Ebenen aquatischer Ökosysteme bzw. deren organismischer Besiedlung (Abb. 9.7a). Ziel der Auswahl ist es, aus allen hierarchi-

Tab. 9.8 Beschreibung der ökologischen Zustandsklassen laut WRRL – Beispiel Fischfauna.

Zustandsklasse	Beschreibung Fischfauna
Sehr guter Zustand	<ul style="list-style-type: none"> • Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. • Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden. • Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.
Guter Zustand	<ul style="list-style-type: none"> • Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. • Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, sodass einige Altersstufen fehlen können.
Mäßiger Zustand	<ul style="list-style-type: none"> • Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Fischarten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. • Die Altersstruktur der Fischgemeinschaften zeigt größere Anzeichen anthropogener Störungen, sodass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.
Unbefriedigender Zustand	<ul style="list-style-type: none"> • Nicht näher definiert; Grundsätzlich gilt: Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps stärkere Veränderungen aufweisen und deren Biozönosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, werden als unbefriedigend eingestuft.
Schlechter Zustand	<ul style="list-style-type: none"> • Nicht näher definiert; Grundsätzlich gilt: Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen, werden als schlecht eingestuft.

schen Ebenen Merkmale zu selektierten, um sowohl ein möglichst stabiles als auch zugleich empfindliches Bewertungsverfahren zu garantieren (Abb. 9.7b). Merkmale höherer Ebenen beziehen sich generell auf größere zeitliche und räumliche Maßstäbe. So sind Ökoregionen durch bestimmte faunistische Zusammensetzungen (z. B. alpine Arten), Fließgewässerabschnitte durch typische Biozönosen (z. B. Hyporhithralzönose), und Teillebensräume durch das Vorkommen bestimmter Altersstadien (z. B. Jungfische) charakterisiert. Merkmale höherer Ebenen verfügen über einen höheren Grad an Persistenz als jene niedrigerer. So unterliegt die Artenzahl in einem bestimmten Gebiet und Zeitraum geringeren Schwankungen als die Populationsgröße einzelner Arten. Zudem beeinflussen höherstehende Ebenen in der Regel darunter liegende in stärkerem Maße als umgekehrt („top down effects“). Bestimmte zoogeographische Rahmenbedingungen wiederum sind für das grundsätzliche Vorkommen einer Art verantwortlich. Erst wenn diese Vorbedingungen erfüllt sind, kommen andere Kriterien, wie z. B. Habitatverfügbarkeit oder interspezifische Wechselwirkungen, zum Tragen.

Diese modellhaft dargestellten hierarchischen Beziehungen verdeutlichen, dass die Merkmale einzelner Ebenen unterschiedliche Indikatorfunktion besitzen. Während sich geringfügige anthropogene Störungen tendenziell eher nur auf niedrigere Ebenen auswirken, führen stärkere Beeinträchtigungen auch zu Beeinflussungen auf höheren Ebenen. Bei geringfügigen Störungen sind z. B. nur einzelne Altersstadien betroffen, was sich in der Abnahme einzelner Jahrgänge widerspiegelt. Die Bestandsgröße bleibt dabei jedoch weitgehend erhalten. Erst mit einer Zunahme des Einflusses nimmt hingegen auch der Bestand signifikant und nachhaltig ab. Bei gravierenderen Eingriffen kommt es zum Verschwinden einzelner Arten. Bei sehr starken Eingriffen, die gesamte Teilkomponenten des Ökosystems betreffen, wie z. B. bei Verlust größerer Teillebensräume (z. B. Augewässer), fallen ganze Artengruppen aus. Findet vollständige Veränderung des natürlichen Lebensraumes statt, so verbleiben nur mehr wenige bis keine standorttypischen Arten. Es zeigt sich somit: je stärker der Beeinträchtigungsgrad, desto höher sind die betroffenen Ebenen. Umgekehrt betrachtet steigt die Sensibilität gegenüber anthropogenen Eingriffen von höheren zu tieferen Ebenen. Mit zunehmender Sensibilität ist jedoch auch erhöhter Untersuchungsaufwand verbunden.

Ziel der Kriterienauswahl ist es, jene zu selektieren, die sowohl hohe Aussagekraft besitzen als auch in Bezug auf methodische Erfassbarkeit, Interpretierbarkeit und Kosten in der Praxis noch handhabbar bzw. vertretbar sind. Die im Folgenden angeführte Auswahl von Bewertungsmerkmalen und Kriterien stellt somit einen Kompromiss aus o. g. Anforderungen dar.

Entsprechend der hierarchischen Beziehung zwischen den Merkmalebenen gehen Kriterien übergeordneter Ebenen stärker als jene untergeordneter in die Bewertung ein. So ist ein Ausfall von Arten wesentlich stärker zu gewichten als z. B. der Populationsrückgang einer Art oder Defizite im Populationsaufbau. Die verwendeten Kriterien sind jedoch nicht völlig unabhängig voneinander. So führt eine drastische Artenabnahme im Regelfall auch zu einer deutlichen Abnahme des Gesamtbestandes.

Tab. 9.8 Beschreibung der ökologischen Zustandsklassen laut WRRL – Beispiel Fischfauna.

Zustandsklasse	Beschreibung Fischfauna
Sehr guter Zustand	<ul style="list-style-type: none"> Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.
Guter Zustand	<ul style="list-style-type: none"> Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten, weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, sodass einige Altersstufen fehlen können.
Mäßiger Zustand	<ul style="list-style-type: none"> Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten, weichen die Fischarten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstruktur der Fischgemeinschaften zeigt größere Anzeichen anthropogener Störungen, sodass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.
Unbefriedigender Zustand	<ul style="list-style-type: none"> Nicht näher definiert; Grundsätzlich gilt: Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps stärkere Veränderungen aufweisen und deren Biozönosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, werden als unbefriedigend eingestuft.
Schlechter Zustand	<ul style="list-style-type: none"> Nicht näher definiert; Grundsätzlich gilt: Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen, werden als schlecht eingestuft.

schen Ebenen Merkmale zu selektierten, um sowohl ein möglichst stabiles als auch zugleich empfindliches Bewertungsverfahren zu garantieren (Abb. 9.7b). Merkmale höherer Ebenen beziehen sich generell auf größere zeitliche und räumliche Maßstäbe. So sind Ökoregionen durch bestimmte faunistische Zusammensetzungen (z. B. alpine Arten), Fließgewässerabschnitte durch typische Biozönosen (z. B. Hyporhithralzönose), und Teillebensräume durch das Vorkommen bestimmter Altersstadien (z. B. Jungfische) charakterisiert. Merkmale höherer Ebenen verfügen über einen höheren Grad an Persistenz als jene niedrigerer. So unterliegt die Artenzahl in einem bestimmten Gebiet und Zeitraum geringeren Schwankungen als die Populationsgröße einzelner Arten. Zudem beeinflussen höherstehende Ebenen in der Regel darunter liegende in stärkerem Maße als umgekehrt („top down effects“). Bestimmte zoogeographische Rahmenbedingungen wiederum sind für das grundsätzliche Vorkommen einer Art verantwortlich. Erst wenn diese Vorbedingungen erfüllt sind, kommen andere Kriterien, wie z. B. Habitatverfügbarkeit oder interspezifische Wechselwirkungen, zum Tragen.

Diese modellhaft dargestellten hierarchischen Beziehungen verdeutlichen, dass die Merkmale einzelner Ebenen unterschiedliche Indikatorfunktion besitzen. Während sich geringfügige anthropogene Störungen tendenziell eher nur auf niedrigere Ebenen auswirken, führen stärkere Beeinträchtigungen auch zu Beeinträchtigungen auf höheren Ebenen. Bei geringfügigen Störungen sind z. B. nur einzelne Altersstadien betroffen, was sich in der Abnahme einzelner Jahrgänge widerspiegelt. Die Bestandsgröße bleibt dabei jedoch weitgehend erhalten. Erst mit einer Zunahme des Einflusses nimmt hingegen auch der Bestand signifikant und nachhaltig ab. Bei gravierenderen Eingriffen kommt es zum Verschwinden einzelner Arten. Bei sehr starken Eingriffen, die gesamte Teilkomponenten des Ökosystems betreffen, wie z. B. bei Verlust größerer Teillebensräume (z. B. Augewässer), fallen ganze Artengruppen aus. Findet vollständige Veränderung des natürlichen Lebensraumes statt, so verbleiben nur mehr wenige bis keine standorttypischen Arten. Es zeigt sich somit: je stärker der Beeinträchtigungsgrad, desto höher sind die betroffenen Ebenen. Umgekehrt betrachtet steigt die Sensibilität gegenüber anthropogenen Eingriffen von höheren zu tieferen Ebenen. Mit zunehmender Sensibilität ist jedoch auch erhöhter Untersuchungsaufwand verbunden.

Ziel der Kriterienauswahl ist es, jene zu selektieren, die sowohl hohe Aussagekraft besitzen als auch in Bezug auf methodische Erfassbarkeit, Interpretierbarkeit und Kosten in der Praxis noch handhabbar bzw. vertretbar sind. Die im Folgenden angeführte Auswahl von Bewertungsmerkmalen und Kriterien stellt somit einen Kompromiss aus o. g. Anforderungen dar.

Entsprechend der hierarchischen Beziehung zwischen den Merkmalsebenen gehen Kriterien übergeordneter Ebenen stärker als jene untergeordneter in die Bewertung ein. So ist ein Ausfall von Arten wesentlich stärker zu gewichten als z. B. der Populationsrückgang einer Art oder Defizite im Populationsaufbau. Die verwendeten Kriterien sind jedoch nicht völlig unabhängig voneinander. So führt eine drastische Artenabnahme im Regelfall auch zu einer deutlichen Abnahme des Gesamtbestandes.

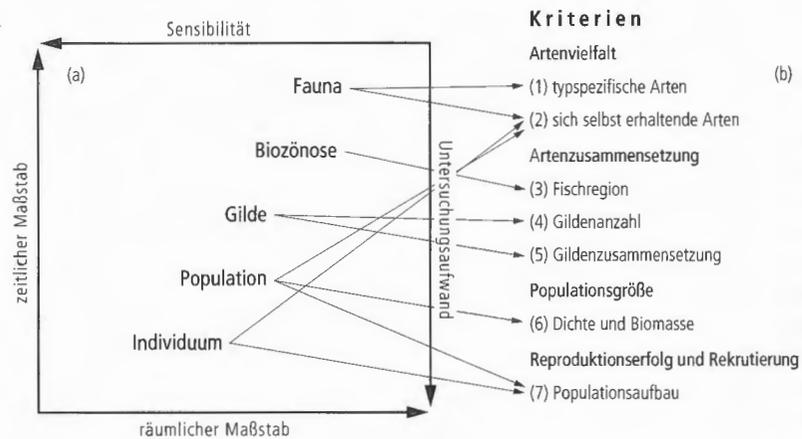


Abb. 9.7 a und b Hierarchische Beziehungen zwischen verschiedenen biologischen Ebenen und deren Verhältnis zu räumlich/zeitlichen Maßstäben (a) sowie davon abgeleitete Bewertungskriterien (b) (Schmutz et al. 2000).

In weiterer Folge werden die Bewertungsmerkmale und -kriterien in der Reihenfolge ihrer hierarchischen Bedeutung näher beschrieben.

9.4.1.1 Artenvielfalt

Zentrales Element zur Charakterisierung der Artenvielfalt ist die Art. Die Diskussion über den Artbegriff ist weder in der Fischökologie noch im Bereich der allgemeinen Ökologie abgeschlossen. Die Klassifizierung von Arten und Unterarten sowie die Festlegung deren systematischer Stellung und Nomenklatur ist im Bereich der Fischökologie noch immer teilweise offen (Kottelat 1997, vgl. Kap. 5.1). Folglich sind in der Praxis sehr unterschiedliche Artbezeichnungen gebräuchlich. Eine Einigung auf einheitliche „Taxalisten“ ist in der Praxis für die Entwicklung von Bewertungsverfahren jedoch unumgänglich, um Bewertungsmerkmale wie Dominanz, Abundanz etc. auf bestimmte Taxa beziehen zu können.

9.4.1.2 Standort- bzw. gewässertypspezifische Arten

Das Artenvorkommen ist eines der wesentlichsten Kriterien zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit (FÖF) und daher sowohl für die Referenzsituation als auch für die Ist-Situation möglichst genau zu charakterisieren. Das natürliche Vorkommen von Arten hängt im Wesentlichen von der zoogeographischen Verbreitung, den Habitatansprüchen und biotischen Interaktionen (Nahrung, Konkurrenz, Räuber-Beute Beziehungen) ab. Die zoogeographische Verbreitung ist für die heimischen Fischarten weitgehend bekannt. Die wesent-

lichsten Habitatansprüche sind für eine Vielzahl von Fischarten beschrieben und in der Kurzcharakteristik einzelner Fischarten dargestellt (Kap. 5.2).

Da das Konzept der ÖF von der natürlichen Ausprägung der aquatischen Ökosysteme ausgeht, basiert die Artenvielfalt auf dem Vorkommen *standort- bzw. gewässertypspezifischer* Arten. Nicht heimische Arten (vgl. Kap. 5.2) oder standortfremde Spezies werden für dieses Kriterium nicht herangezogen. Als standortfremde Arten werden auch jene Spezies bezeichnet, die zwar in Österreich oder im jeweiligen Einzugsgebiet heimisch sind, jedoch nicht zum ursprünglichen Arteninventar des jeweiligen Gewässerabschnittes zählen. Dies trifft v. a. auf Arten (z. B. Karpfen) oder Stämme (z. B. Bachforelle) zu, deren Bestand lediglich durch regelmäßigen Besatz aufrecht erhalten werden kann. Dieses Bewertungskriterium schließt somit auch „Ersatzfischarten-Gesellschaften“ aus, die sich infolge geänderter Umweltbedingungen einstellen (z. B. können infolge der Errichtung von Stauhaltungen neue Arten hinzukommen und standorttypische ersetzen).

9.4.1.3 Sich selbst erhaltende Arten

In die Ermittlung der Artenzahl gehen normalerweise alle im untersuchten Gewässerabschnitt vorgefundenen Arten ein. Dabei werden auch Arten berücksichtigt, die nur als Einzelfunde oder in sehr geringen Dichten vorkommen und nicht in der Lage sind, sich selbst erhaltende, eigenständige Populationen zu entwickeln. Sporadisches Vorkommen kann natürlich gegeben sein, wenn z. B. das untersuchte Gewässer am Rande des zoogeographischen Verbreitungsgebietes liegt oder der Lebensraum den artspezifischen Ansprüchen nur in geringem Ausmaß entspricht. So strahlen intakte Populationen auf der Suche nach neuen Lebensräumen auch in Bereiche aus, in denen sie keine eigenständigen, lebensfähigen Populationen auszubilden vermögen, da z. B. der Lebensraum nicht für alle Stadien geeignet ist oder die Konkurrenz durch andere Arten ein gesichertes Überleben ausschließt bzw. stark einschränkt. Auf der anderen Seite kann es sich bei seltenem Vorkommen auch um anthropogen bedingte Restbestände handeln.

Die Unterscheidung in ein Artenvorkommen, das lediglich auf nachgewiesenen Arten basiert, und ein solches, das sich ausschließlich auf sich selbst erhaltende Arten bezieht, die lebensfähige, nachhaltige Populationen aufweisen, ist für eine aussagekräftige Verwendung dieses Merkmals von entscheidender Bedeutung. Die Frage, ab wann genau es sich um eigenständige Populationen handelt, lässt sich im Rahmen routinemäßiger Bewertungen der FÖF nur näherungsweise beantworten.

Anhand folgender, relativ einfach zu erhebender Populationscharakteristika, ist es möglich, zumindest eine grobe Unterteilung vorzunehmen. Grundsätzlich muss die Lebensfähigkeit einer Population sowohl hinsichtlich demographischer als auch genetischer Aspekte gewährleistet sein. Demographische Kriterien sind z. B. die Anzahl reproduktionsfähiger Adulttiere sowie erfolgreiche Reproduktion und Jungfischauftreten, was sich aus dem Populationsaufbau (Längenaufgichtsverteilung) ablesen lässt. Sowohl hinsichtlich demographischer als

auch genetischer Aspekte muss die Population eine gewisse Mindestgröße aufweisen (vgl. Kap. 5.2). Dieses Kriterium umfasst somit nicht nur rein qualitative Aspekte, sondern schließt auch quantitative Populationscharakteristika mit ein, die auch eine entsprechend erweiterte Datenerfassung im Freiland bedingen.

Folgende Bedingungen müssen erfüllt sein, damit Arten in diese Kategorie aufgenommen werden: (1) Die Populationen müssen eine Mindestanzahl von ca. 500 reproduktionsfähigen Adultfischen aufweisen. Dieser Wert bezieht sich auf den gesamten Bewertungsabschnitt und muss daher aus den Stichproben entsprechend hochgerechnet werden; (2) Die Konnektivität innerhalb des Bewertungsabschnittes muss gewährleistet sein; (3) Reproduktion muss stattfinden, was durch direkte Beobachtungen oder besatzunabhängiges Vorhandensein von Jungfischen nachgewiesen wird; (4) Das Jungfischauftreten muss zumindest in jenem Maße gewährleistet sein, dass die Mindestpopulationsgröße aufrecht erhalten werden kann. Dies wird anhand des Populationsaufbaues bewertet.

9.4.1.4 Artenzusammensetzung

Fischregion

Fischregionen sind anhand dominierender Arten und jeweiliger Begleitfischarten definiert (Kap. 5.2). In dieses Kriterium fließt somit sowohl das Artenvorkommen als auch die Dominanzstruktur ein.

Während im Rhithral die Fischregionen vornehmlich durch die Fischzönosen des Hauptflusses bestimmt werden, beeinflussen im Potamal die Au- und Nebengewässerzönosen zunehmend die Gesamtcharakteristik der Region. Das Kriterium Fischregion spiegelt daher im Potamal sehr deutlich die Einheit des von Hauptfluss, Augewässern und Überschwemmungsflächen gebildeten Gesamtsystems wider.

Rechnerisch lässt sich die Fischregion folgendermaßen ermitteln. Die Individuenanzahl pro Art (Ind_A), multipliziert mit dem artspezifischen Fischregionsindex ($Index_A$, vgl. Kap. 5.2), aufsummiert und dann dividiert durch die Gesamtindividuenanzahl aller Arten (Ind_{Ges}) ergibt den mittleren Fischregionsindex einer Probenstelle ($Index_{Pr}$). Analog berechnet sich der $Index_{Pr}$ aus der relativen Artenverteilung, aus dem prozentuellen Anteil einer Art am Bestand ($Ind\%_A$) multipliziert mit dem artspezifischen Fischregionsindex ($Index_A$), dividiert durch 100.

$$Index_{Pr} = \frac{\sum (Ind_A * Index_A)}{Ind_{Ges}} = \frac{\sum (Ind\%_A * Index_A)}{100}$$

Diese Berechnungsart stellt eine einfache Methode zur Ermittlung der Fischregion dar und erlaubt eine standardisierte Analyse von Probenstellen. Dieser numerische Index dient auch zur Erstellung von Leitbildmodellen. Weiters ermöglicht dieses Verfahren die zahlenmäßige Beschreibung der Fischregion aus historischen Daten, wenn zumindest die relativen Anteile der wesentlichen Arten dokumentiert sind.

Bei der Bewertung anhand des Kriteriums Fischregion wird überprüft, ob sich die Fischregion im Untersuchungsabschnitt verschoben hat oder nicht. Mit Hilfe des Index lassen sich auch geringfügige Verschiebungen dokumentieren und bewerten.

Gildenanzahl und -zusammensetzung

Der Gildenansatz berücksichtigt im Gegensatz zum Kriterium Fischregion nicht nur vordergründig dominierende Arten, sondern alle für den jeweiligen Gewässertyp charakteristischen Artengruppen. Anhand der strukturellen und funktionellen Bedeutung von ökologischen Gilden (Kap. 5.1) werden anthropogene Beeinträchtigungen wesentlich detaillierter erfasst. Zudem ermöglicht der Gildenansatz auch eine Ursachenfindung, da jede Gilde für bestimmte wesentliche Ansprüche der Artengruppe steht. Während beim Index of Biotic Integrity (IBI) ausschließlich trophische Gilden verwendet werden, können bei MuLFA alle für den jeweiligen Gewässertyp relevanten ökologischen Gilden einbezogen werden.

In Kapitel 5.2 wird näher auf Klassifizierungssysteme von Gilden eingegangen. Anhand der Tabelle 5.2 lassen sich vorkommende Arten den jeweiligen Gildentypen zuordnen. Um Robustheit dieser Kriterien zu gewährleisten, werden für deren Erstellung nur *sich selbst erhaltende* Arten (siehe oben) herangezogen. Grundsätzlich werden sowohl das Vor- bzw. Nichtvorkommen einer Gilde als auch die Gildenzusammensetzung innerhalb des Gesamtbestandes berücksichtigt. Während sich das Vorkommen von Gilden aus der zusammengestellten Fischartenliste ergibt, werden für die Beurteilung ihrer Verteilung zumindest sequenzielle quantitative Daten benötigt.

9.4.1.5 Fischbestand (Abundanz)

Anhand des Fischbestandes lassen sich anthropogene Beeinträchtigungen meist als solche identifizieren, bevor sie sich noch in anderen, hierarchisch höher stehenden Merkmalen niederschlagen. Die Ermittlung des Bestandes ist freilich vergleichsweise aufwändig und in großen Gewässern nur annäherungsweise möglich. Bei von Natur aus geringer Artenvielfalt (Epi- und Metarhithral) stellt dieses Merkmal jedoch neben dem Merkmal Populationsaufbau v. a. im Falle geringer Beeinträchtigung die einzige Möglichkeit einer Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit (ÖF) dar.

Im Hinblick auf das Kriterium „Minimalpopulationsgröße“ sollte eine Abschätzung der Gesamtgröße der Populationen des Untersuchungsgebietes erfolgen. Dies geschieht am besten durch Hochrechnung der Bestandeswerte in Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Habitate und deren Qualität.

Die Fischbestände werden in Form der Individuendichte und / oder Biomasse in Bezug auf eine bestimmte Gewässerslänge bzw. -fläche oder in Bezug auf den gesamten besiedelten Lebensraum angegeben. Eine Standardisierung auf Flächen- oder Flusslängeneinheiten ermöglicht vergleichende Analysen.

9.4.1.6 Populationsaufbau

Der Populationsaufbau liefert wesentliche Erkenntnisse über die Funktionsfähigkeit von Populationen. Die Analyse des Populationsaufbaues zeigt z. B., ob Jungfischauftreten gewährleistet ist (außer es findet auch Jungfischbesatz statt), und liefert damit auch einen indirekten Beleg für natürliche Reproduktion. Das Verhältnis von Adulten, Subadulten und Juvenilen verdeutlicht, ob die Ansprüche dieser Stadien grundsätzlich im Lebensraum abgedeckt sind oder ob bei gewissen Stadien Defizite bestehen. Die Analyse des Populationsaufbaues ist auch entscheidend für die Definition *sich selbst erhaltender* Arten (siehe oben).

Bei der Bewertung des Populationsaufbaues lassen sich negative Beeinträchtigungen ablesen, bevor sie sich in hierarchisch höher stehenden Bewertungskriterien niederschlagen. So kann zwar z. B. Reproduktion oder Jungfischauftreten deutlich eingeschränkt sein, die Bestandsgröße jedoch noch weitgehend dem Erwartungswert entsprechen. Zudem dient die Analyse des Populationsaufbaues auch zur Bewertung von Beeinträchtigungen als Folge von übermäßigem Besatz oder Ausfang.

Der Populationsaufbau wird in Form von Längenhäufigkeitsdiagrammen dargestellt. Zur Beschreibung von „Referenzpopulationen“ dienen in Referenzstrecken oder in Gewässern ähnlichen Typs ermittelte Längenhäufigkeitsverteilungen. Falls keine Referenzdaten vorliegen, wird die für Fischpopulationen allgemein gültige „Allenkurve“ als Maßstab herangezogen, die von einer exponentiellen Abnahme der Fischhäufigkeit mit zunehmender Fischlänge ausgeht.

9.4.1.7 Zusatzinformationen

Fischereiliche Daten

Fischereiliche Daten in Form von Ausfang- und Besatzstatistiken sind bei der Interpretation der Untersuchungsergebnisse hilfreich. In Kombination mit der Analyse des Populationsaufbaues helfen Besatzdaten festzustellen, inwieweit es sich bei den untersuchten Beständen um eigenständige Populationen handelt oder ob diese vornehmlich auf Besatz basieren. Eine derartige Abschätzung kann natürlich oft nur sehr grob erfolgen, da genaue Angaben über Besatzmenge und Fischgrößen häufig fehlen und das weitere Verhalten der Besatzfische nach dem Einsetzen ins Gewässer (Mortalität, Abwanderung, Wachstum etc.) meist nicht bekannt ist. Dennoch liefern Besatzdaten wertvolle Hinweise für die Bewertung und tragen unter Umständen zur Vermeidung von Fehlinterpretationen der Untersuchungsergebnisse bei.

Fischgesundheit

Generell geht das entwickelte Bewertungsschema davon aus, dass sich wesentliche gesundheitliche Beeinträchtigungen in den verwendeten Merkmalen widerspiegeln und somit auch Eingang in die Bewertung finden, ohne jedoch die Ursache selbst als solche unmittelbar anzusprechen. Auf die Verwendung eigener

gesundheitsrelevanter Merkmale wird bei MuLFA verzichtet. Das Bewertungsverfahren ist freilich nicht in der Lage, eine toxikologische Wirkungsanalyse zu ersetzen. Dafür sind entsprechende andere Untersuchungsmethoden und Bewertungsverfahren zu verwenden (Hofer & Lackner 1995).

9.4.2 Charakterisierung ursprünglicher Referenzsituationen – Fischökologisches Leitbild

Grundsätzlich gibt es folgende unterschiedliche Möglichkeiten zur Charakterisierung des ursprünglichen fischökologischen Zustandes: (1) Untersuchung von Referenzstrecken in naturnahen Gewässerabschnitten des UntersuchungsGewässers oder in Gewässern gleichen oder möglichst ähnlichen Flusstyps; (2) Rekonstruktion der ehemaligen fischökologischen Verhältnisse anhand historischer Recherchen; (3) Rekonstruktion der ehemaligen Habitatverhältnisse anhand historischer Recherchen; (4) Vorhersage naturnaher Fischzönosen anhand von Modellen, die auf Untersuchungen einer Vielzahl unterschiedlicher Gewässer basieren. Die Details dazu sind in Kapitel 9.2.2 beschrieben.

Derzeit liegen erst für einige wenige Fließgewässerabschnitte fischökologische Leitbilder vor, die nach den hier entwickelten Grundsätzen im Rahmen diverser Studien erstellt wurden. Daher ist es fast in jedem einzelnen Bewertungsfall notwendig, ein für den Gewässertyp entsprechendes fischökologisches Leitbild zu erstellen.

In einem ersten Schritt werden alle historischen Informationen gesammelt und Listen *historisch aufgezeichneter Arten* erstellt. Anhand von Recherchen zum ursprünglichen allgemeinen Gewässercharakter werden zumindest die wesentlichsten Habitattypen bzw. Elemente des ehemaligen Gewässertyps ermittelt. Hauptaugenmerk liegt dabei auf dem morphologischen Flusstyp, der sich meist anhand historischer Karten identifizieren lässt. Mithilfe dieser Informationen lassen sich sowohl die ehemalige morphologische Situation des Hauptgerinnes als auch annäherungsweise die wichtigsten Habitattypen der Neben- und Augewässer (Nebenarme, Altarme, Autümpel etc.) rekonstruieren. Im Idealfall liegt für den zu bewertenden Gewässerabschnitt bereits ein umfangreich erarbeitetes Leitbild des ursprünglichen Lebensraumes (visionäres Leitbild der abiotischen Verhältnisse) vor, wie es z. B. im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten erstellt wird (Muhar 1994).

Den identifizierten Lebensraumtypen werden nunmehr die historisch und aktuell belegten Arten zugeordnet. Anhand des autökologischen Wissens und der bekannten zoogeographischen Verbreitung einzelner Arten sowie entsprechender Referenzmodelle lassen sich fehlende Arten ergänzen.

Nachdem nun eine weitgehend abgesicherte Liste ursprünglich vorkommender Arten erstellt ist, gilt es, dominierende Arten sowie wesentliche Artengruppen bzw. Gilden in ähnlicher Weise zu identifizieren. Da derzeit noch keine flächendeckende Typisierung von Leitbild-Fischzönosen vorliegt, müssen für jeden zu

bewertenden Standort bzw. Gewässertyp die maßgeblichen Gilden aus der zusammengestellten Fischartenliste bzw. aus zusätzlichen Informationen identifiziert werden. Dabei sind bekannte Fisch / Lebensraum-Assoziationen sowie entsprechende Referenzmodelle behilflich.

Der typspezifische Ansatz bedingt, dass die Bewertung der ÖF jeweils für typenmäßig homogene Abschnitte zu erfolgen hat. Voraussetzung dafür ist eine dem Bewertungsprozess vorausgehende Abschnittsbildung des Untersuchungsgebietes, die anhand abiotischer Kriterien (Talform, flussmorphologischer Gewässertyp, Flussordnungszahl, Gefälle etc.; Muhar et al. 1993) sowie biotischer Merkmale (z. B. Fischregion) vorgenommen wird.

9.4.3 Anwendung des Verfahrens in Epi- und Metarhithralgewässern

Grundsätzlich ist das Bewertungsverfahren für alle Gewässertypen anwendbar. In Epi- und Metarhithralgewässern ist jedoch zu berücksichtigen, dass ein Artenausfall der beiden hier oft allein vorkommenden Arten Koppe und Bachforelle erst bei gravierenden anthropogenen Beeinträchtigungen erfolgt. Das Merkmal Artenvielfalt ist hier nur sehr eingeschränkt anwendbar. Die Bewertung wird sich daher v. a. auf die Merkmale Populationsgröße sowie Reproduktion und Jungfischauftreten stützen.

9.4.4 Bewertungsstufen

Die Bewertung erfolgt durch Zuordnung der untersuchten Gewässerabschnitte zu jener Stufe, die die größte Übereinstimmung mit den Untersuchungsergebnissen liefert (Tab. 9.9). Dabei wird entsprechend dem hierarchischen Charakter des Verfahrens Kriterien höherer Ebene mehr Gewicht zugemessen. Betont werden muss, dass Beeinträchtigungen der ÖF infolge standortfremder Fische zwar gegeben sind, entsprechend dem Ansatz der WRRL aber nicht als negativ in die Bewertung eingehen.

Sehr guter Zustand (High status)

(blau)

Die ÖF ist vollständig oder fast vollständig erhalten. Fast alle *typspezifischen* und *sich selbst erhaltenden* Arten sind vorhanden. Die Fischregion entspricht der ursprünglichen Situation. Alle Gilden sind vertreten und die Gildenzusammensetzung weicht kaum vom Leitbild ab. Die Bestandsgröße liegt innerhalb des natürlichen Schwankungsbereiches. Reproduktion und Jungfischauftreten zeigen fast keine Veränderung.

Guter Zustand (Good status)

(grün)

Die ÖF ist signifikant, jedoch erst geringfügig beeinträchtigt. Einige *typspezifische* Arten fehlen und mehrere davon weisen nicht mehr *sich selbst erhaltende* Populationen auf. Der Fischregionsindex zeigt Änderungen in der Artenzusammensetzung an, es erfolgt jedoch noch keine Verschiebung der Region. Keine der wesentlichen Gilden fehlt, jedoch sind geringfügige Veränderungen in der Gildenzusammensetzung erkennbar. Die Bestandsgröße liegt et-

Tab. 9.9 Fünfstufiges Bewertungsschema für die fischökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern (Schmutz et al. 2000).

Fischökologische Funktionsfähigkeit					
Status Kriterien	1 sehr gut	2 gut	3 mäßig	4 unbefriedigend	5 schlecht
(1) Typspezifische Arten	keine oder fast keine fehlen	einige fehlen	mehrere fehlen	viele fehlen	die meisten fehlen
(2) Sich selbst erhaltende Arten	keine oder wenige fehlen	mehrere fehlen	viele fehlen	die meisten fehlen	fast alle fehlen
(3) Fischregion	keine Verschiebung	keine Verschiebung	Verschiebung	Verschiebung	Verschiebung
(4) Gildenanzahl	keine Gilde fehlt	keine Gilde fehlt	einzelne Gilden fehlen	viele Gilden fehlen	die meisten Gilden fehlen
(5) Gildenzusammensetzung	keine Veränderung	geringfügige Veränderung	wesentliche Veränderung	vollständige Veränderung	vollständige Veränderung
(6) Biomasse und Dichte	keine oder fast keine Veränderung	geringfügige Veränderung	wesentliche Veränderung	starke Veränderung	sehr starke Veränderung
(7) Populationsaufbau	keine oder fast keine Veränderung	geringfügige Veränderung	wesentliche Veränderung	starke Veränderung	sehr starke Veränderung

was außerhalb des natürlichen Schwankungsbereiches. Reproduktion und Jungfischauftreten zeigen geringfügige Veränderungen.

Mäßiger Zustand (Moderate status)

(gelb)

Die ÖF ist wesentlich, jedoch erst mäßig beeinträchtigt. Mehrere *typspezifische* Arten fehlen, viele davon weisen nicht mehr *sich selbst erhaltende* Populationen auf. Die Fischregion entspricht nicht der ursprünglichen Situation. Einzelne Gilden fehlen und die Gildenzusammensetzung ist wesentlich verändert. Die Bestandsgröße liegt deutlich außerhalb des natürlichen Schwankungsbereiches. Reproduktion und Jungfischauftreten sind deutlich eingeschränkt.

Unbefriedigender Zustand (Poor status)

(orange)

Die ÖF ist stark beeinträchtigt. Viele *typspezifische* Arten fehlen und die meisten davon weisen nicht mehr *sich selbst erhaltende* Populationen auf. Die Fischregion entspricht nicht der ursprünglichen Situation. Viele Gilden fehlen und die Gildenzusammensetzung ist vollständig verändert. Die Bestandsgröße liegt sehr deutlich außerhalb des natürlichen Schwankungsbereiches. Reproduktion und Jungfischauftreten sind stark eingeschränkt.

Schlechter Zustand (Bad status)**(rot)**

Die ÖF ist sehr stark beeinträchtigt. Die meisten *typspezifischen* Arten fehlen und fast alle davon weisen nicht mehr *sich selbst erhaltende* Populationen auf. Die Fischregion entspricht nicht der ursprünglichen Situation. Die meisten Gilden fehlen und die Gildenzusammensetzung ist vollständig verändert. Die Bestandsgröße ist sehr stark verändert. Reproduktion und Jungfischaufkommen sind sehr stark eingeschränkt.

9.5 Planung und Umsetzung ökologischer Verbesserungsmaßnahmen

9.5.1 Rechtliche Rahmenbedingungen und Förderrichtlinien

Für die Umsetzung gewässerökologischer Managementpläne bilden die aktuellen rechtlichen Rahmen- und Förderrichtlinien eine entscheidende Voraussetzung. Daher werden nachfolgend einzelne wesentliche Inhalte dieser Richtlinien beschrieben. Ziel ist dabei nicht so sehr eine Aufzählung der einzelnen einschlägigen Gesetzeswerke und Regelungen auf den jeweiligen nationalen Ebenen. Vielmehr gilt die Aufmerksamkeit vor allem jenen EU-weit gültigen Rahmenbedingungen, die in den nächsten Jahren einen ökologisch nachhaltigen Umgang mit Fließgewässersystemen / Flusslandschaften wesentlich erleichtern sollten.

9.5.1.1 Rahmenbedingungen auf EU-Ebene

EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist ein rechtliches Instrument der Europäischen Union (EU), das auf die Schaffung eines neuen Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers abzielt. EU-Richtlinien sind für die Mitgliedsstaaten bindend und müssen in nationales Recht umgesetzt werden. In der WRRL ist vorgesehen, dass alle Gewässer bis 2015 einen „guten Zustand“ bzw. im Falle erheblich veränderter Fließgewässer (vgl. Kap. 9.2.4) das gute ökologische Potenzial erreichen (z. B. Koller-Kreimel & Jäger 2001; Koller-Kreimel & Chovanec 1999).

Die Definition und Bewertung des Gewässerzustandes erfolgt nach einem normativen Schema, das vorwiegend auf biozönotischen Kriterien basiert. Dazu werden 4 Organismengruppen bzw. biologische Qualitätskomponenten herangezogen: (1) Phytoplankton, (2) Makrophyten und Phytobenthos, (3) benthische wirbellose Fauna und (4) die Fischfauna.

Das Prinzip basiert auf einem leitbildbezogenen Ansatz, d. h. es wird in 4 Stufen die Abweichung vom gewässertypspezifischen Zustand (Stufe 1), der frei von störenden Einflüssen ist, bewertet (vgl. Kap. 9.2.2 und 9.2.4). Hydromorphologische und physikalisch-chemische Kriterien dienen zur Unterstützung der biologischen Komponenten. Das in der WRRL skizzierte Bewertungsschema gibt die

Grundsätzliche Vorgangsweise vor, detaillierte Methoden zur standardisierten Bewertung in der Praxis werden derzeit darauf aufbauend entwickelt (z. B. EU-Projekte „Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers“ – FAME; „The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates“ – AQEM bzw. „Standardisation of River Classifications: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive“ – STAR).

Natura 2000 / Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Vogelschutzrichtlinie

Vor dem Hintergrund der weltweiten Gefährdung natürlicher Lebensräume sowie wild lebender Tier- und Pflanzenarten wurde im Mai 1992 vom Ministerrat der Europäischen Gemeinschaft der Beschluss über die Einrichtung eines zusammenhängenden europäischen ökologischen Netzes von Schutzgebieten mit der Bezeichnung Natura 2000 gefasst.

Rechtliche Grundlage des Netzes Natura 2000 bildet die Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen vom 21. Mai 1992 (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie bzw. FFH-Richtlinie). Zentrales Ziel dieser Richtlinie ist es, die Artenvielfalt durch Erhaltung bzw. Wiederherstellung natürlicher Lebensräume bzw. deren wild lebender Tiere und Pflanzen auf dem Gebiet der Mitgliedsstaaten zu sichern.

Die (naturschutz-)fachlichen Grundlagen für die Ausweisung der Natura 2000-Gebiete finden sich in den Anhängen der FFH-Richtlinie. Anhang I enthält Listen natürlicher und halbnatürlicher Lebensräume mit insgesamt rund 250 Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Schutzinteresse. Fließgewässerrelevante Lebensraumtypen stellen hier beispielsweise „Abschnitte von Wasserläufen mit natürlicher bzw. naturnaher Dynamik ohne nennenswerte Beeinträchtigungen der Wasserqualität“, „Alpine Flüsse und ihre krautige Ufervegetation“ oder „Restbestände von Erlen- und Eschenwäldern an Fließgewässern“ dar.

Anhang II enthält die besonders zu schützenden Tier- und Pflanzenarten (insgesamt ca. 200 Tierarten – unter ihnen beispielsweise die Fischarten Huchen, Strömer und Koppe – und rund 430 Pflanzenarten). Anhang III benennt die fachlichen Kriterien der Gebietsauswahl. Bestimmte natürliche Lebensraumtypen und bestimmte Arten werden aufgrund ihrer Bedrohung als „prioritär“ eingestuft. Maßnahmen zu ihrer Erhaltung sollen zügig durchgeführt werden.

Die EU-Mitgliedsstaaten sind verpflichtet, entsprechend den Kriterien der Anhänge I bis III der FFH-Richtlinie Gebiete auszuwählen und der Europäischen Kommission für die Bildung des ökologisch vernetzten Schutzgebietssystems Natura 2000 zu melden. Basierend darauf erstellt die Kommission jeweils im Einvernehmen mit den Mitgliedsstaaten eine Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung. Diese werden von den Mitgliedsstaaten als besondere Schutzgebiete ausgewiesen und bilden – gemeinsam mit den auf Basis der Vogelschutz-

richtlinie (Richtlinie des Rates über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten, vom 2. April 1979) ausgewiesenen besonderen Schutzgebiete – schlussendlich das europaweite Natura-2000-Netz. Die Umsetzung der Richtlinie liegt in Händen der in den EU-Mitgliedsländern für den Naturschutz zuständigen Behörden.

Für die Natura-2000-Gebiete gilt das so genannte „Verschlechterungsverbot“. D. h., es muss vorbeugend alles vermieden werden, was im gemeldeten Gebiet zur Verschlechterung der Lebensräume oder Störung der Arten führen könnte, für die das Gebiet ausgewiesen ist. Weiters sind sämtliche neuen Pläne und Projekte einer „Verträglichkeitsprüfung“ zu unterziehen. In der innerstaatlichen Umsetzung sind die jeweiligen Erhaltungsziele zu definieren und die dafür nötigen Erhaltungsmaßnahmen festzulegen.

Gegenüber der Europäischen Union besteht eine regelmäßige Berichtspflicht über die im Rahmen der Richtlinie durchgeführten Maßnahmen. Darüber hinaus ist für eine dauerhafte Überwachung (Monitoring) Sorge zu tragen.

Neben der Umsetzung von Maßnahmen zugunsten der Erhaltung prioritärer natürlicher Lebensräume und prioritärer Arten von gemeinschaftlichem Interesse ist – zur Verbesserung der Vernetzung der Natura-2000-Gebiete – auch die Pflege jener Landschaftselemente förderungswürdig, welche aufgrund ihrer linearen, fortlaufenden Struktur (z. B. Flüsse und ihre Ufer oder herkömmliche Feldraine) oder ihrer Vernetzungsfunktion (z. B. Teiche und Gehölze) für die Wanderung, die geographische Verbreitung oder den genetischen Austausch wild lebender Arten wesentlich sind. Für die Festlegung von Erhaltungs- bzw. Verbesserungsmaßnahmen sieht die FFH-Richtlinie die Erstellung von Managementplänen vor (siehe weiter unten).

Österreich hat sich mit dem Beitritt zur Europäischen Union am 1. Jänner 1995 verpflichtet, die FFH- und Vogelschutz-Richtlinie umzusetzen. Mit Stand Juni 2000 wurden in einer nationalen Liste 161 Gebiete mit einer Größe von 13.515,25 km² und damit ca. 16 % der Landesfläche als Natura-2000-Gebiete ausgewiesen und nach Brüssel gemeldet (Amt der Tiroler Landesregierung; Stand: Juni 2000).

Aufgrund der Kompetenzverteilung obliegt in Österreich die Umsetzung den Naturschutzabteilungen der Bundesländer. Die Verteilung der Natura-2000-Gebiete innerhalb der Bundesländer ist daher sehr unterschiedlich. So hat etwa bis Juni 2000 Niederösterreich 31,34 % seiner Landesfläche gemeldet, Oberösterreich jedoch nur 3,41 % (Amt der Tiroler Landesregierung; Stand: Juni 2000).

Von den ausgewiesenen Natura-2000-Gebietsflächen in Österreich sind knapp die Hälfte (rund 48 %) Wald und mehr als ein Viertel (28 %) alpine Flächen. Gewässer machen demgegenüber nur 5,7 % und Feuchtgebiete 2,6 % aus. Erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang unter anderem

- die Obere Drau mit Vorkommen von Huchen und Fischotter (Kärnten);
- die Obere Mur mit Vorkommen von Huchen sowie Mittelspecht (Steiermark);
- die Lafnitz im Grenzgebiet Steiermark-Burgenland mit Vorkommen von Fischotter, Weiß- und Schwarzstorch sowie seltenen Fischarten und Libellen (Steiermark);

- das Tiroler Lechtal als eine der letzten, bedeutenden Wildflusslandschaften der Alpen;
- die Donau-Auen östlich von Wien als größte zusammenhängende Auenlandschaft Mitteleuropas (Niederösterreich);
- Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse (z. B. Pielach) mit wichtigen Vorkommen von Huchen, Fischotter und Grüner Keiljungfer.

Bayern hat 555 Gebiete mit über 2000 Einzelflächen als europaweit bedeutsame Gebiete gemeldet, was ca. 7,9 % der bayerischen Landesfläche entspricht. Zahlreiche dieser Gebiete beispielsweise an Lech, Isar, Inn, Salzach oder auch Loisach, Weißach, Ammer, Ilz, Vils etc. umfassen dabei fließgewässerbezogene Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie (s. oben).

9.5.1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen auf nationaler Ebene

Wichtiges Gesetzeselement für ein gewässerökologisches Management an Fließgewässern auf nationaler Ebene ist derzeit beispielsweise das Österreichische Wasserrechtsgesetz (WRG) mit dem in der Novelle 1985 aufgenommenen Begriff der „Ökologischen Funktionsfähigkeit“ (ÖF).

Mit der Einführung dieses Begriffes wurde ein neuer Prozess im Umgang mit Gewässern in Gang gesetzt, der auf eine ökologisch orientierte, ganzheitliche Betrachtungsweise von Fließgewässern ausgerichtet ist. Definitionsgemäß wird die ökologische Funktionsfähigkeit „als die Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedelung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps“ (ÖNORM M 6232 1997, vgl. auch Kap. 9.2.2) gesehen.

Das WRG schreibt die Sicherung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern als ein klares Ziel vor und definiert diese Aufgabe als so genanntes „öffentliches Interesse“. Damit wird der Schutz intakter, naturnaher Flussabschnitte Interessen wie jenen des Hochwasserschutzes oder der Wassernutzung gleichwertig gegenübergestellt. So kann beispielsweise laut § 105 ein Antrag auf Bewilligung eines Vorhabens insbesondere dann als unzulässig angesehen werden oder nur unter entsprechenden Auflagen bewilligt werden, wenn z. B. im öffentlichen Interesse eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer zu erwarten ist. Auch ist z. B. gemäß § 13 das Maß der Wasserbenutzung so zu beschränken, dass ein Teil des jeweiligen Zuflusses zur Erhaltung eines ökologisch funktionsfähigen Gewässers sowie zur Wasserversorgung erhalten bleibt.

Unter Schutz der Gewässer wird im WRG die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Gewässers und der für die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers maßgeblichen Uferbereiche sowie der Schutz des Grundwassers verstanden (§ 30).

Neben Regelungen zum unmittelbaren Gewässerschutz bilden einzelne Bestimmungen die Voraussetzung für aktive, ökologisch orientierte Verbesserungsmaßnahmen, wie beispielsweise § 21a, der die „Adaptierung“ bestehender Bewilligungen bzw. Anlagen nach dem „Stand der Technik“ vorsieht.

Zusätzlich bestehen weitere, für ökologische Gesichtspunkte relevante Bundesgesetze, wie beispielsweise das Wasserbautenförderungsgesetz, das Katastrophenfondsgesetz, das Landwirtschaftsrecht oder die Umweltschutzgesetzgebung. Der Erlass von gesetzlichen Bestimmungen zur Fischerei und zum Naturschutz obliegt hingegen den Ländern.

Entsprechende Gesetze finden sich auch in Deutschland sowie in Liechtenstein und der Schweiz (z. B. Gewässerschutzgesetz).

9.5.1.3 Förderrichtlinien/-programme auf EU-Ebene

LIFE Natur

Die EU fördert mit dem seit 1992 bestehenden LIFE-Programm (L' Instrument Financier pour l'Environnement) Maßnahmen im Umweltbereich. Das Umweltfinanzierungsinstrument LIFE-Natur soll zum Schutz der Lebensräume und deren Lebensgemeinschaften beitragen. Das Programm hat somit die Aufgabe, die Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der Gemeinschaft praktisch umzusetzen bzw. die Errichtung des Europäischen Schutzgebietsnetzes „Natura 2000“ zu unterstützen (siehe weiter oben).

Wichtige Fördervoraussetzungen sind:

- Das Projektgebiet muss nach der FFH-Richtlinie oder der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen sein.
- Ziel des Projekts muss der Schutz einer oder mehrerer Tier- und Pflanzenarten der Anhänge II und IV der Habitatrichtlinie und von Anhang I der Vogelschutzrichtlinie sein.

Die finanzielle Beteiligung der Gemeinschaft beträgt maximal 50 % der Gesamtkosten (in speziellen Fällen 75 %). Durch die Kofinanzierung wird sichergestellt, dass eine echte Partnerschaft zwischen den Projektträgern und der EU besteht.

In Österreich wurden bisher folgende LIFE-Natur-Projekte mit Bezug zu Fließgewässern von der Europäischen Kommission gefördert:

- „Ramsar-Management für die March-Thaya-Auen“. Laufzeit 1995–1998. Projektträger: Distelverein.
- „Wasserwelt March-Thaya-Auen“. Laufzeit 1998–2002. Projektträger: Distelverein.
- „Nationalpark Thayatal“. Laufzeit 1998–2001; Projektträger: Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz.
- „Wildflussgebiet Lafnitz“. Laufzeit 1998–2001. Projektträger: Weideverein Ramsargebiet Lafnitztal.
- „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“. Laufzeit 1998–2002. Projektträger: Nationalpark Donau-Auen.

- „Lebensraum Huchen“. Laufzeit 1999–2003. Projektträger: Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz & Abteilung Wasserbau.
- „Auenverbund Obere Drau (Kärnten)“. Laufzeit 1999–2003. Projektträger: Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 18 – Wasserwirtschaft.
- „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“. Laufzeit 2001–2006. Projektträger: Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.

In den 2001 für Deutschland bewilligten LIFE-Natur-Projekten war die Sanierung von Feuchtgebieten / Flusslandschaften ein thematischer Schwerpunkt. Als Beispiel seien das „Auen-Projekt“ am unteren Inn und das Projekt „Auen, Haiden und Quellen“ im unteren Isartal angeführt. Ziel des erstgenannten Projektes ist die langfristige Sicherung des Inns als international bedeutendes Brut-, Durchzugs- und Überwinterungsgebiet für Vögel, insbesondere für Wat- und Wasservögel. An der Isar sollen die Erhaltungsmöglichkeiten für die Restbestände autotypischer Pflanzen- und Tier-Zönosen verbessert werden.

INTERREG III

Das von den Mitgliedsstaaten und der Europäischen Kommission 1999 verabschiedete Europäische Raumentwicklungskonzept (EUREK) stellt mit seinen gemeinsamen Ziel- und Leitvorstellungen einen europäischen Bezugsrahmen für räumbedeutsame Maßnahmen öffentlicher und privater Entscheidungsträger auf allen räumlichen Ebenen dar. Zur Umsetzung des EUREK hat die Europäische Kommission bereits 1996 die EU-Gemeinschaftsinitiative INTERREG II C aufgelegt, mit der transnationale Projekte der europäischen Raumentwicklung gefördert werden. Dabei geht es vor allem darum, die politischen Optionen des EUREK umzusetzen.

Im Rahmen des Nachfolgeprogramms INTERREG-III B des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung stehen auch im Zeitraum 2001 bis 2006 EU-Fördermittel für die Zusammenarbeit von Städten und Regionen in transnationalen Kooperationsräumen zur Verfügung.

INTERREG III B ist Teil des INTERREG-III-Programms, dessen Ziel die Stärkung des wirtschaftlichen und sozialen Zusammenhaltes in der Europäischen Union durch die Förderung grenzübergreifender, transnationaler und interregionaler Zusammenarbeit und ausgewogener räumlicher Entwicklung ist. Der Einbeziehung von Regionen in äußerster Randlage sowie von Regionen entlang der Grenzen zu den Beitrittsländern gilt dabei besondere Aufmerksamkeit. INTERREG III verfügt über einen EU-weiten Gesamthaushalt von 4,875 Milliarden Euro und umfasst drei Ausrichtungen:

- **INTERREG III A** – grenzübergreifende Zusammenarbeit: Die grenzübergreifende Zusammenarbeit benachbarter Gebiete soll anhand der Umsetzung gemeinsamer Entwicklungsstrategien das Entstehen grenzübergreifender wirtschaftlicher und sozialer „Pole“ fördern.
- **INTERREG III B** – transnationale Zusammenarbeit: Die transnationale Zusammenarbeit zwischen nationalen, regionalen und lokalen Behörden dient der Förderung eines hohen Maßes an räumlicher Integration innerhalb der

Union anhand großräumiger Zusammenschlüsse europäischer Regionen. Österreich ist zwischen 2000 und 2006 an den beiden INTERREG-III B-Programmen „Alpenraum“ und „CADSES“ (Central Adriatic Danubian South Eastern European Space / Programm für den Mitteleuropäischen, Adria-, Donau- und Südosteuropäischen Raum) beteiligt.

- **INTERREG III C** – interregionale Zusammenarbeit: Die interregionale Zusammenarbeit zielt darauf ab, Politik und Instrumente für Regionalentwicklung durch einen umfangreichen Informations- und Erfahrungsaustausch (Vernetzung) effizienter zu gestalten.
- **Interact**: Programm zur Unterstützung der Umsetzung der INTERREG-III-Programme in allen drei Ausrichtungen (A, B und C) mit den Schwerpunkten: Unterstützung für INTERREG Managementstrukturen, INTERREG Entwicklungsarbeit und Zusammenarbeit an der Außengrenze.

Vor allem im Rahmen der INTERREG-III B-Programme „CADSES“ sowie „Alpenraum“ werden auch Flusslandschaftsprojekte vom Europäischen Fonds für regionale Entwicklung gefördert. So ist im „CADSES“ der Themenbereich Umweltschutz, Ressourcenmanagement und Risikovorbeugung angeführt. Damit wird ein besonders dringendes Anliegen der Raumentwicklungspolitik angesprochen, nämlich der Schutz vor Überschwemmungen und anderen, durch menschliche Aktivitäten bewirkten Katastrophen.

Im Programm „Alpenraum“ werden im Rahmen der Maßnahmengruppe *Pfleglicher Umgang mit Natur, Landschaft und kulturellem Erbe, Förderung des Umweltschutzes und des Schutzes vor Naturkatastrophen* insbesondere eine bessere Abstimmung der Naturschutzaktivitäten (z. B. der Ausbau des Europäischen Ökologischen Netzes „Natura 2000“, Abstimmungen von Verwaltungen, Planungs- und Forschungseinrichtungen), das Management von Landschaften und des kulturellen Erbes sowie Bestandsaufnahmen und Maßnahmen zur Begrenzung von Naturrisiken und -katastrophen (vorbeugender Hochwasserschutz, Monitoringmethoden, Informationssysteme, Zusammenarbeit Zivilschutz, Gefahrenzonenplanung) gefördert.

Im Speziellen sei hier die so genannte „Flussraum-Agenda“ erwähnt, ein kürzlich bei der EU im Rahmen des Alpenraum-Programmes eingereichtes Projekt mit 7 Projektpartnern innerhalb des Alpenraumes. Ziel des Projektes ist es, auf Grundlage der WRRL ein übertragbares integriertes Management-System für die Flusslandschaften des Alpenraumes zu entwickeln und in 10 ausgewählten Flussräumen modellhaft umzusetzen.

LEADER

LEADER (**L**iaison **E**ntre **A**ctions de **D**eveloppement de l' **E**conomie **R**urale-Verbindungen zwischen Aktionen zur Entwicklung der ländlichen Wirtschaft) ist ein Regionalförderungsprogramm der Europäischen Gemeinschaft. Gefördert werden Gebiete in Ziel-1-Regionen (Regionen mit Entwicklungsrückstand), Ziel-5b-Regionen (ländliche Gebiete mit Schwierigkeiten) und Ziel-6-Gebiete (nordische Gebiete mit sehr geringer Bevölkerungsdichte) in der Europäischen Union.

Zielsetzungen von LEADER sind unter anderem die Unterstützung von beispielgebenden lokalen Entwicklungsinitiativen im ländlichen Raum, der Know-how-Transfer sowie innovativer, mustergültiger und übertragbarer Maßnahmen, die neue Wege der ländlichen Entwicklung aufzeigen.

Im Rahmen des Reformpaketes Agenda 2000 wurden u. a. die Regelungen für die EU-Regionalförderung neu festgelegt. Im Zuge dessen genehmigte die Europäische Kommission 2001 das „LEADER+ Programm Österreich“ für die Strukturfondsperiode 2000–2006. Für eine Teilnahme an LEADER+ kommen ländlich geprägte Regionen in Frage, die in geographischer, wirtschaftlicher und sozialer Hinsicht eine homogene Einheit bilden.

Wesentliche Elemente dieser Initiative sind die Bevorzugung integrierter regionaler Entwicklungsstrategien gegenüber sektorspezifischen Aktionen, die besondere Betonung des Mitwirkens der lokalen Bevölkerung an der gebietsbezogenen Entwicklung sowie die intensive Zusammenarbeit und Vernetzung der ländlichen Gebiete.

Im Rahmen von LEADER II werden auch Projekte mit Fließgewässerbezug gefördert. Anzuführen ist beispielsweise die lokale Aktionsgruppe „Planungsverband Oberes Lafnitztal“, die als einen Schwerpunkt den Naturraum Lafnitz (vgl. Kap. 10) definiert hat.

ÖPUL

Mit der Einführung eines Österreichischen Programmes zur umweltschonenden Landwirtschaft erfolgte die Umsetzung landwirtschaftsbezogener EU-Förderungen auf nationaler Ebene. Im Rahmen von ÖPUL 2000 ist es möglich, auch für gewässerbezogene Maßnahmen, im Speziellen z. B. für Extensivierungsmaßnahmen (Biologische Wirtschaftsweise, Verzicht auf ertragsteigernde Betriebsmittel auf Acker- und Grünland) oder auch für naturschutzrelevante Maßnahmen im Muenniveau EU-Förderungen zu erhalten. So werden beispielsweise die Erhaltung kleinräumiger Strukturen (Auengehölzgruppen, Augewässer-Relikte etc.), die Pflege ökologisch wertvoller Flächen oder die Neuanlage von Landschaftselementen (Feuchthabitate) unterstützt.

9.5.2 Planungsinstrumente

Die Entwicklung und Realisierung gewässerökologischer Managementmaßnahmen hängt entscheidend von den zur Verfügung stehenden Instrumenten sowie von der Abstimmung der einzelnen Vorhaben ab. Gewässerbezogene Maßnahmen sind Inhalt zahlreicher planender Disziplinen und unterliegen zugleich unterschiedlichen räumlichen Maßstabs- und Detaillierungsniveaus. Planungsinstrumente der Landschafts- und Raumplanung (Landschaftsrahmenplan, Landschaftsplan, Raumordnungsprogramm, regionale und örtliche Entwicklungskonzepte etc.) gehen nicht speziell auf fließgewässerbezogene Themen ein, treffen jedoch u. a. auch mittelbar oder unmittelbar Aussagen über die Entwick-

lung von Flusslandschaften. Naturschutzfachliche Pläne (z. B. Biotopverbundplanung, Pflegepläne) wiederum sind vielfach ganz spezifisch auf Aspekte des Fließgewässer-Managements ausgerichtet.

Nachfolgend sind kurz ausgewählte Planungsinstrumente charakterisiert, die auf nationaler oder EU-Ebene für ein gewässerökologisches Management zentrale Bedeutung haben.

Gewässerbetreuungskonzepte (GBK) / Gewässerpflegepläne

Das Gewässerbetreuungskonzept ist in Österreich seit mehr als zehn Jahren ein zentrales Element im Fließgewässermanagement. Ein GBK hat neben dem Schutz des Menschen und seines Wirtschafts- und Lebensraumes die Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässer-Systemen zum Ziel. Die Zuständigkeit liegt bei der Bundeswasserbauverwaltung, wobei während der Bearbeitung Vertreter diverser Fachbereiche (Wasserwirtschaft, Naturschutz, aber auch Wildbach- und Lawinenverbauung, Raumplanung, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Energiewirtschaft, Tourismus etc.) auf der Landes- und Regionalebene mit einbezogen sind.

Im Rahmen eines GBK wird von einer interdisziplinären Arbeitsgruppe die Situation des Gewässers hinsichtlich des wasserwirtschaftlichen und ökologischen Zustandes untersucht und beurteilt. Dazu wird ein gewässerspezifisches Leitbild erstellt, dessen Vergleich mit dem aktuellen Zustand Defizite, aber auch Wertigkeiten betreffend den Status quo liefert. Darauf aufbauend wird ein Maßnahmenkonzept entwickelt, das als zeitlich / räumlich übergeordneter Planungsrahmen für die Entwicklung eines Fluss-Systems dient. GBKs umfassen somit ganze Fließgewässersysteme (bzw. zumindest längere Gewässerabschnitte) und stellen langfristige Planungsgrundlagen dar (Jungwirth & Nachtnebel 1994).

Auf Basis von GBKs werden in weiterer Folge Detailprojekte geplant und realisiert. In Österreich wurden bis dato ca. fünfzig GBKs durchgeführt. Beispiele bereits umgesetzter Maßnahmen im Rahmen von GBKs finden sich an der Isel, Oberen Drau, Gail, Strem, Lafnitz etc. (vgl. einzelne Beispiele in Kap. 10).

Mit dem GBK wird in vielen Belangen jenen noch sehr generellen Vorgaben entsprochen, die der Flussgebietsplan (siehe unten) als „neues“ Planungsinstrument der WRRL definiert. Aspekte wie die Bearbeitung ganzer Flusseinzugsgebiete, grenzüberschreitende Zusammenarbeit, verstärkte Einbeziehung der betroffenen Bevölkerung etc. sind in vielen GBKs derzeit freilich noch vergleichsweise wenig berücksichtigt.

In Struktur und Inhalt den Gewässerbetreuungskonzepten vergleichbar sind in Deutschland die Gewässerpflegepläne (Merkblätter zur „Gewässerpflegeplanung Fließgewässer“ des Bayerischen Landesamtes f. Wasserwirtschaft). Auch Liechtenstein und die Schweiz besitzen mit der Gewässerentwicklungsplanung entsprechende Instrumente zur Umsetzung integrativer Managementmaßnahmen.

Flussgebietsplan (WRRL)

„Flussgebietsmanagement“ ist ein eng mit der Wasserrahmenrichtlinie verbun-

dener Begriff. Die zentrale Aufgabe besteht in der Ausarbeitung von Bewirtschaftungsplänen. Als Planungseinheit gelten jeweils gesamte Einzugsgebiete. Damit werden naturräumliche bzw. hydrologische Kriterien für die räumliche Abgrenzung herangezogen und nicht politische oder administrative Einheiten. Als Folge davon muss bei internationalen Fließgewässern die Erstellung der Pläne auf überstaatlicher Ebene geregelt und koordiniert werden.

Dem Ziel der Wasserrahmenrichtlinie entsprechend, umfasst Flussgebietsmanagement den Schutz der Gewässer als Ökosysteme, die Regelung und Koordination aller Nutzungen unter dem Prinzip der Nachhaltigkeit sowie den Schutz der Anrainer von Flüssen vor Überschwemmungen und Dürren.

Die Inhalte der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete sind in der Wasserrahmenrichtlinie festgelegt. Sie müssen folgende Teile enthalten: (1) Eine allgemeine Beschreibung der Flussgebietseinheit mit Angabe der Ökoregionen und Gewässertypen für alle Gewässer im Einzugsgebiet sowie eine Beschreibung der Grundwasserkörper. (2) Eine Zusammenfassung der signifikanten Belastungen und aller Eingriffe, die Auswirkungen auf den Zustand von Gewässer und Grundwasser haben. (3) Eine Beschreibung der eventuellen Schutzgebiete. (4) Eine Beschreibung der Überwachungsnetze sowie der Ergebnisse der Überwachungsprogramme. (5) Eine Liste der Umweltziele. (6) Eine Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse der Wassernutzung. (7) Eine Zusammenfassung aller Maßnahmen, die zur Umsetzung der Ziele gesetzt werden. (8) Ein Verzeichnis von eventuellen zusätzlichen Programmen und Bewirtschaftungsplänen für besondere Teileinzugsgebiete, Sektoren, Aspekte oder Gewässertypen sowie eine Zusammenfassung der Inhalte dieser Pläne. (9) Eine Darstellung der Maßnahmen zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit. (10) Eine Liste der zuständigen Behörden. (11) Ein Verzeichnis der Anlaufstellen und Verfahren für die Beschaffung der Hintergrunddokumente und -informationen.

Für einen Bewirtschaftungsplan müssen somit umfangreiche Unterlagen erhoben und zur Verfügung gestellt werden, die Informationen zu verschiedensten Aspekten des Gewässersystems enthalten (Wasserwirtschaft, Gewässerökologie, ökonomische Analysen etc.). Auch die Information und Einbeziehung der Nutzer und der Öffentlichkeit ist explizit gefordert. Daraus resultiert, dass Bewirtschaftungspläne interdisziplinär und, aufgrund der Verpflichtung zur Einbeziehung der Bevölkerung, transdisziplinär zu erarbeiten sind.

Managementplanung Natura 2000

Das Natura-2000-Konzept bzw. die ihm zugrunde liegenden Richtlinien beinhalten auch die Erstellung von Managementplänen, wobei diese nicht für jedes Natura-2000-Gebiet zwingend vorgeschrieben werden (Art. 6 Abs. 1 FFH-Richtlinie). Managementpläne sind allerdings dann ein notwendiges Instrumentarium, wenn die Wiederherstellung oder Verbesserung des gewünschten ökologischen Zustandes eines Gebiets dies erfordert oder wenn ohne entsprechende Maßnahmen eine ökologische Verschlechterung droht. Laut Anhang II, Art. 6, Abs. 1 legen die einzelnen Mitgliedsstaaten für die besonderen Schutzgebiete die nötigen Erhaltungsmaß-

nahmen selbst fest. Es steht dafür eine breite Palette an Handlungsansätzen zur Verfügung. Diese können rechtlicher (Ausweisung von Schutzgebieten), administrativer (Bereitstellung finanzieller Mittel zur Förderung von Erhaltungsmaßnahmen) oder vertraglicher (Vertragsnaturschutz) Natur sein (Ruffini et al. 2001).

Die Richtlinien enthalten keine exakten Vorgaben für die Managementpläne, doch sollten darin alle gebietsspezifischen Eigenschaften und voraussehbare Aktivitäten berücksichtigt werden (Europ. Kommission GD ENV 2000). Folgende Struktur wird vorgeschlagen: (1) Gebietsbeschreibung einschließlich einer Analyse früherer Landnutzungsformen, (2) Aussagen mit Bezug auf Art. 6 der FFH-Richtlinie, (3) Ziele für das Gebiet, (4) zu erwartende Konflikte und Hemmnisse, die dem Erreichen der Ziele entgegenstehen, (5) Katalog mit umsetzbaren Maßnahmen inklusive Zeit- und Kostenplan, (6) Öffentlichkeitsbeteiligung, (7) Monitoring und Erfolgskontrolle.

9.5.3 Genereller Ablauf von Planung, Umsetzung und Monitoring im Rahmen gewässerökologischer Managementprogramme

Der Planungsprozess für gewässerökologische Managementprogramme gliedert sich in mehrere Projektphasen, die – vereinfacht dargestellt – dem generellen Schema in Abbildung 9.8 folgen.

Vorstudie

Mit der Ausarbeitung der Vorstudie werden die grundsätzlichen Weichen für das Gesamtprojekt gestellt. Neben der Konkretisierung der Problem- und Aufgabenstellungen gilt es daher, das Untersuchungs- / Planungsgebiet exakt zu definieren. Im Gegensatz zu früheren Projekten liegt einem gesamtheitlichen gewässerökologischen Management die Einheit Fluss – gewässergeprägtes Umland zugrunde. Daher wird idealerweise das gesamte potenzielle Auenniveau in die Betrachtungen der Flusslandschaft mit eingeschlossen (siehe auch Kap. 9.2.1).

Nach der Erhebung vorhandener Unterlagen und Daten werden diese hinsichtlich ihrer Relevanz und Verwendbarkeit für die gegenständliche Planung beurteilt. Nach der Analyse der vorhandenen Daten, der Planungsvoraussetzungen und der Problem-Schwerpunkte erfolgt die Definition und inhaltliche sowie zeitliche Strukturierung der Projektinhalte anhand eines Projektstrukturplanes.

Die Auswahl der beteiligten Fachdisziplinen (vgl. auch Tab. 9.10) sowie die Definition deren jeweiligen Leistungsumfanges ist ebenfalls Teil der Vorstudie und orientiert sich an den vorher festgelegten Aufgabenstellungen und Zielsetzungen des Projektes.

Ist-Zustandserhebungen

Bei den Ist-Zustandserhebungen werden je nach Bedarf seitens der in Tabelle 9.10 aufgelisteten Fachdisziplinen flächendeckende Aufnahmen bis hin zu Detailuntersuchungen des gewässerökologischen Ist-Zustandes (vgl. Abb. 9.8) so-

Struktur des Planungsprozesses für ein gewässerökologisches Management

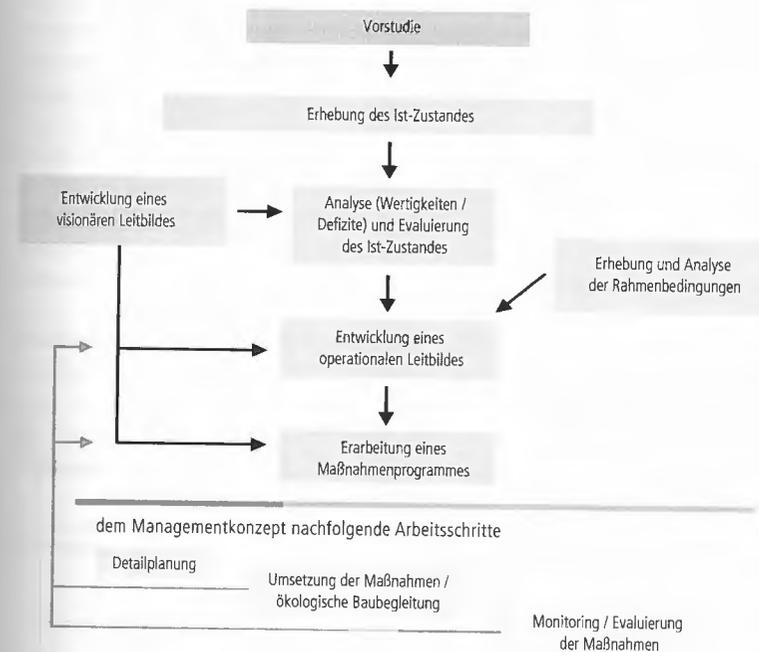


Abb. 9.8 Ablaufschema der verschiedenen Projektphasen bei gewässerökologischen Planungsprojekten.

wie zu bestehenden Eingriffen / Nutzungen, rechtlichen Rahmenbedingungen, vorhandenen Planungsvorgaben etc. durchgeführt. Schwerpunkte der Untersuchungen sind v.a. Morphologie / Strukturausstattung, Abflussgeschehen, Morphodynamik, Hydraulik, Feststoffhaushalt und Substratverhältnisse zur Charakterisierung der Habitatverhältnisse sowie die aquatischen und terrestrischen Zönosen des Systems (vgl. Abb. 9.9 und 9.10).



Abb. 9.9 Ist-Zustandserhebung der Fischfauna mittels eines Elektrobootes; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Leitbild-Erstellung

In der nächsten Projektphase wird das visionäre Leitbild bzw. der sehr gute ökologische Zustand definiert (vgl. Kap. 9.2.2 und Abb. 9.11). Im Vergleich mit diesem Bezugsmaßstab erfolgt die Analyse der ökologischen Wertigkeiten, aber

Tab. 9.10 Am Untersuchungs- und Planungsprozess beteiligte Fachbereiche und wichtige sektorale Untersuchungsbereiche

Fachbereiche	Ausgewählte Untersuchungsbereiche
Ökologie	Fließgewässerlebensräume <ul style="list-style-type: none"> • Morphologie/Strukturausstattung • Abflussgeschehen und Morphodynamik • Hydraulik • Feststoffhaushalt/Substratverhältnisse • Chemisch-physikalische Wasserqualität
Landschaftsplanung	
Geographie	
Geschichte	
Wasserwirtschaft	Lebensgemeinschaften <ul style="list-style-type: none"> • Fische • Makrozoobenthos • Amphibien • Vögel • Kleinsäuger etc. • Makrophyten und Algen • Vegetation der Ufer und Auen
Wildbach- und Lawinenverbauung	
Hydrologie/Hydraulik	
Naturschutz	
Raumplanung	Bestehende Nutzungen, Rechte, Planungsvorgaben <ul style="list-style-type: none"> • Rechtliche Vorgaben (WRRL, FFH-RL., Bundes-/Landesgesetze, Rechte Dritter etc. • Flächennutzung/-widmung (v. a. bestehende Infrastruktur und Siedlungsgebiete) • Rahmen-, Gefahrenzonenpläne
Land-/Forstwirtschaft	
E-Wirtschaft	
Tourismus	
Fischerei	



Abb. 9.10 Ist-Zustandserfassung der Benthosfauna mittels Freezecorer (Donau bei Greifenstein); Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

auch der Defizite des Untersuchungsgebietes und die Festlegung der generellen Ausrichtung zukünftiger Restaurations-, aber auch Schutzkonzepte.

In Abstimmung mit den diversen Nutzungsgruppen (vgl. die in Tab. 9.10 angeführten Fachbereiche) werden die Inhalte des visionären Leitbildes auf die lokale Situation vor Ort transponiert und zur Diskussion gestellt. Dabei erfolgt eine Festlegung jener Entwicklungsziele, die im Rahmen des nachfolgenden Maßnahmenprogramms realisiert werden. Neben den aktuellen Nutzungen, Nutzungsinteressen und bestehenden Einrichtungen werden dabei auch jene Rahmenbedingungen berücksichtigt, die sich aufgrund rechtlicher Vorgaben (Nutzungsrechte, Schon- / Schutzgebiete, ...) oder Planfestlegungen (durch regionale oder örtliche Raumplanung etc.) ergeben (= operationales Leitbild).

Maßnahmenkonzept / Maßnahmentypen

Auf Grundlage der Daten und Analysen werden schließlich die übergeordneten Ziele und Prioritäten sowie die konkreten Handlungsanleitungen zur Umsetzung der Ziele beispielhaft mittels der Erarbeitung von Maßnahmentypen (vgl. Kap. 9.6 sowie Abb. 9.12) dargestellt und mit den Betroffenen vor Ort diskutiert.



Abb. 9.11 → siehe nächste Seite Beispiel für die Visualisierung des visionären Leitbildes anhand historischer Karten und potenzieller Schlüsselarten (Eberstaller et al. 2000).

← **Abb. 9.12** Beispiel für die Planung und Visualisierung von Maßnahmentypen im Gewässerbetreuungs-konzept Traisen (Eberstaller et al. 2000).



Hauptarm als Habitat für größere Fische (z.B. Nase).



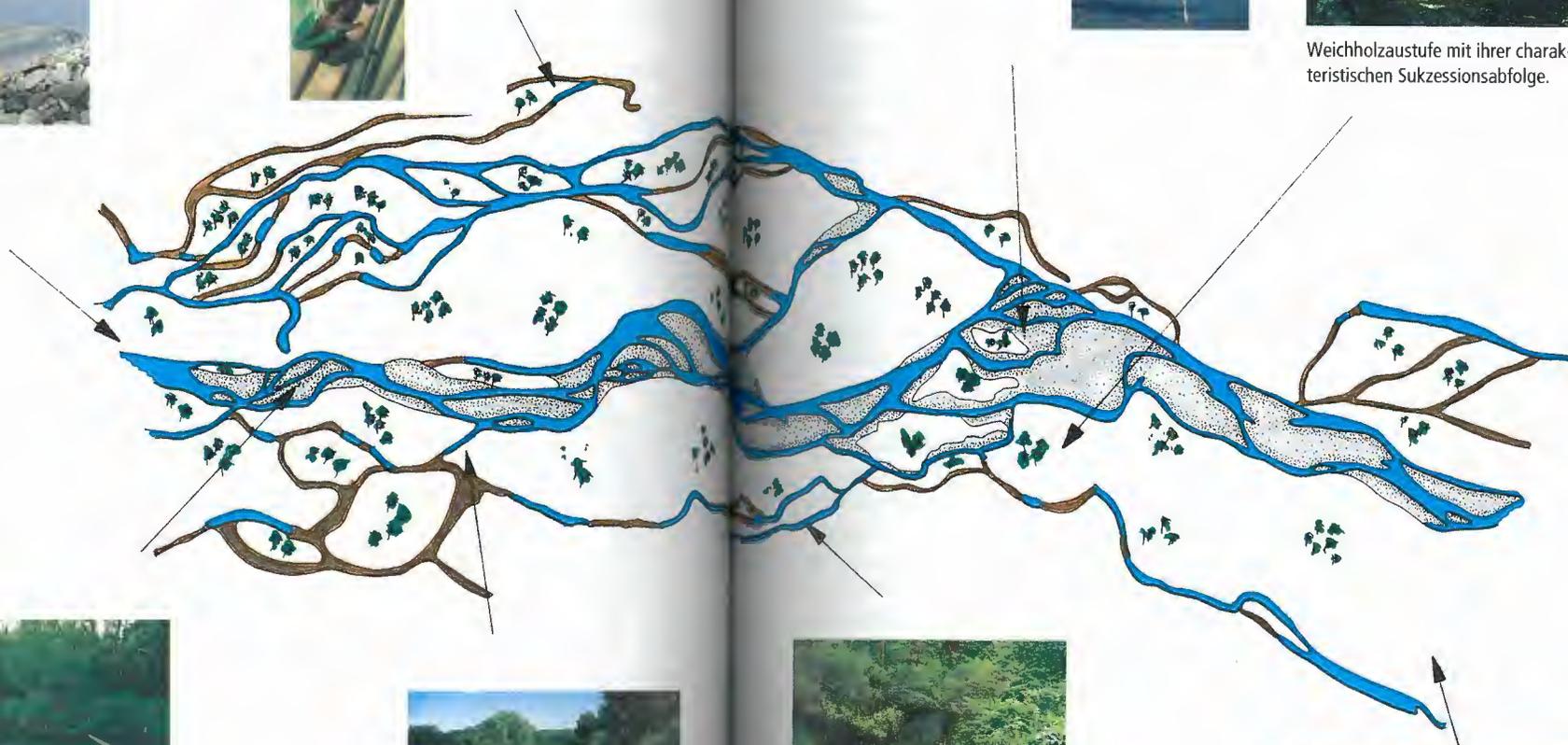
Temporäre Gewässer ohne Fischbesiedlung mit Amphibien.



Schotterflächen als Lebensraum für seltene Tier- und Pflanzenarten.



Weichholzaustufe mit ihrer charakteristischen Sukzessionsabfolge.



Seitenarme als Habitat für Jungfische und Kleinfischarten.



In Altarmen 1. Ordnung dominieren stagnophile Fischarten.



Durch Grundwasser dotierte „Brunn-Adem“ mit charakteristischer Fauna.



Eschen-Eichen-Ulmenwälder sind typisch für die Hartholzaue.

Das Maßnahmenkonzept / -programm als Endergebnis eines übergeordneten gewässerökologischen Managements ist Basis für nachfolgende Detailplanungen, die hier nicht näher behandelt werden.

Durchführung von Maßnahmen / ökologische Baubegleitung / Erfolgskontrolle

Nach der Einholung der für ein Projekt notwendigen Bewilligungen (zumeist wasserrechtlich und / oder naturschutzrechtlich) erfolgt – nach Maßgabe der vorhandenen Mittel und Ressourcen – die Umsetzung.

Auf den Prozess der Umsetzung von Planungen wird hier nicht näher eingegangen. Erwähnt sei jedoch die ökologische Bauaufsicht oder Baubegleitung während der Bauphase, der in den vergangenen Jahren eine immer wichtigere Rolle zukommt. In vielen Fällen erweist sich der Verzicht auf eine detaillierte Planung der Bauausführung zugunsten einer Vor-Ort-Betreuung bei den Bauarbeiten als wesentlich effizienter und hinsichtlich der gewässerökologischen Erfordernisse zielführender.

Je klarer die Zielvorstellungen bzw. die Bedeutung der Maßnahmen im Hinblick auf deren ökologische Funktionen dargelegt werden, umso eher entsprechen später die Ausführungen der Planungsintention. In der Praxis wird erfahrungsgemäß abschnittsweise gebaut / gestaltet, wodurch Korrekturen / Ergänzungen bereits realisierter Maßnahmen vergleichsweise einfach sind. Nach Bauabschluss wird üblicherweise im Rahmen des Gesamtvorhabens ein Zeitraum von 1–3 Jahren für Nachadaptierungen vorgesehen. Damit ist es beispielsweise möglich, auf unerwartete Auswirkungen / Folgen von Hochwasserabflüssen mit entsprechenden Maßnahmen zu reagieren.

In den letzten Jahren wurden im Flussbau zunehmend mehr ökologisch orientierte Maßnahmen verwirklicht. Freilich liegen nur vereinzelt Begleituntersuchungen über den Erfolg der Maßnahmen bzw. weiterhin bestehende Defizite hinsichtlich Gewässerlebensraum und Biozöten vor. Daher ist künftig zumindest für wesentliche Fließgewässertypen die Durchführung von Monitoring-Programmen anzustreben, deren Ergebnisse und Erfahrungen in zukünftigen Planungen und Projekten einfließen und damit zu einer ökologisch und finanziell optimierten Umsetzung des Gewässermanagements beitragen. Für LIFE-Natur-Projekte beispielsweise ist ein Monitoring verpflichtend vorgesehen. Darüber hinaus wird aktuell auch die Institutionalisierung und verbesserte finanzielle Förderung von Langzeit-Monitoring-Programmen, u. a. bei Fließgewässer-Rehabilitationsmaßnahmen auf EU-Ebene, diskutiert.

Projektmanagement

Das Projektmanagement zielt darauf ab, (1) die Arbeit der im Rahmen gewässerökologischer Managementprogramme beteiligten Fachdisziplinen inhaltlich und zeitlich abzustimmen, (2) damit tatsächlich Interdisziplinarität zu gewährleisten und (3) Öffentlichkeitsarbeit unter Einbeziehung Betroffener / Nutzergruppen (im Sinne transdisziplinärer Arbeitsweise) wahrzunehmen. Unter Pro-

jektmanagement ist somit ein Leitungs- und Organisationsmodell zu verstehen, das im Wesentlichen Planungs-, Steuerungs-, Koordinations- und Informationsaufgaben umfasst (Michor 1994).

Die organisatorisch-fachliche Koordination beginnt zumeist mit (1) der Erarbeitung der Vorstudie (siehe weiter oben) inkl. der Erstellung der Projektstruktur und schließt (2) die Organisation von Projektbesprechungen und Workshops, (3) laufende Information der einzelnen Arbeitsgruppen und Datenaustausch, (4) die Information der Auftraggeber und betroffenen Behörden sowie (5) die externe Information / Öffentlichkeitsarbeit mit ein.

In der Praxis obliegen meist auch die Zusammenführung der sektoralen Ergebnisse, die Vorarbeiten zu interdisziplinären Arbeitsschritten (wie z. B. Datenankerstellung, Analyse des Ist-Zustandes, Entwicklung operationaler Leitbilder und des Maßnahmenprogrammes) sowie die Finalisierung des Projektes (Erstellung zusammenfassender Berichte, GIS-Aufbereitung der Ergebnisse, Berichte auf CD-Rom etc.) der Projektleitung (Michor 1994).

9.6 Generelle Maßnahmentypen im Rahmen gewässerökologischer Planung

Bezug nehmend auf die in Kapitel 9.5.1 beschriebenen gesetzlichen sowie förderrechtlichen Grundlagen sei nunmehr ein Überblick über Maßnahmentypen zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit gegeben. Obwohl nur exemplarisch, eignet sich die Beschreibung dennoch als Modellvorlage für die in Kapitel 10 vorgestellten Projektbeispiele.

Der Schwerpunkt liegt auf der Restaurierung gewässermorphologischer Verhältnisse auf verschiedenen Maßstabsebenen – von kleinräumigen Restrukturierungen des Gewässerbettes und der Uferzone bis hin zu Maßnahmen, die im Sinne der lateralen Vernetzung weit in das Auenniveau reichen. Weiters wird das Management hydrologisch-hydraulischer Eingriffe zur Minimierung v. a. kraftwerksbedingter Nutzungen angesprochen. Im Sinne eines gesamtheitlichen ökologischen Gewässermanagements werden abschließend Schutzmaßnahmen zur Sicherung intakter Fließgewässerlebensräume und deren Biozöten beschrieben.

Dem Titel des Buches entsprechend, liegt das Hauptaugenmerk auf Maßnahmen zur Habitatverbesserung für die Fischfauna. Die großräumige Einbeziehung des Gewässerumlandes in ein gewässerökologisches Management, wie sie nachfolgend beschrieben wird, geht zwar über rein fischökologisch orientierte Verbesserungsmaßnahmen hinaus, ist jedoch für das „Gesamtsystem Flusslandschaft“ und damit letztlich auch für die Fischfauna (speziell potamaler Systeme) von essenzieller Bedeutung.

Die Entwicklung gewässerökologischer Maßnahmen ist immer unter dem Gesichtspunkt bzw. der methodischen Anforderung einer „typspezifischen Vor-

gangsweise“ (vgl. Kap. 9.2) zu sehen. Wenn hier anhand von Beispielen Maßnahmentypen skizziert werden, so sind diese in Bezug zu der individuellen naturräumlichen Charakteristik der jeweiligen Flusslandschaft (im Speziellen zu deren gewässermorphologischen und hydrologisch-hydraulischen Merkmalen) zu sehen.

Die anschließend angeführten Maßnahmentypen entstammen primär Projekten unter der Mitarbeit der Autoren. Daher wird bei den einzelnen Beispielen bewusst auf die entsprechenden Literaturhinweise betreffend Planung, aber auch Evaluierung der Maßnahmen verzichtet. Zu Grundlagen des Fließgewässer-Managements bzw. einschlägigen Projektbeispielen siehe beispielsweise auch Brookes & Shields (1996); Harper & Ferguson (1995); Kern (1994); Naiman & Bilby (1996); Petts (1997); Gunkel (1996); Hütte (2000).

Maßnahmentypen

In Tabelle 9.11 sind die im Anschluss beschriebenen Maßnahmen, untergliedert nach deren räumlicher Ausdehnung und thematischer Ausrichtung, aufgelistet.

Tab. 9.11 Überblickmäßige Darstellung gewässerökologischer Maßnahmentypen

1 Maßnahmen zur Habitatverbesserung im Gewässerbett- und Uferbereich
1.1 Kleinräumige Maßnahmen
1.1.1 Initiierung von Strukturen / Habitaten im Fluss
→ Initiierung eines pendelnden Stromstrichs
→ Ausbildung eines asymmetrischen Querprofils
→ Entwicklung von Gewässerbettstrukturen wie Sedimentbänken und -inseln, Kolken, Furten etc.
→ Einbau von Holzstrukturen oder Buhnen, Einbringen von Totholz
1.1.2 Restrukturierung der Uferzonen
→ Verbreiterung und Abflachung von Uferböschungen – Entwicklung breiter Übergangszonen Wasser / Land
→ Gestaltung von Buchten
→ Einbau von Buhnen und Holzstrukturen
→ Bepflanzungsmaßnahmen
1.1.3 „Dynamisierung“ von Uferzonen
→ Öffnung von Ufersicherungen
→ Initiierung lateraler Erosions- sowie Sedimentationsprozesse
→ Erhöhung des Totholzeintrages
1.2 „Großflächige“ Maßnahmen
1.2.1 Gewässerbettaufweitung / Initiierung von Aufzweigungsbereichen
→ Ausbildung unterschiedlich vernetzter Seitenarme
→ Entwicklung von Sedimentbänken und -inseln
1.2.2 Initiierung von Flussbögen in begradigten Flussstrecken
→ Öffnung der Uferlinie
→ Aufweitung / Pendelbewegung
→ Wiederherstellung eines gewunden / mäandrierenden Verlaufes durch Wiederanbindung anthropogen abgetrennter Flussbögen oder Neutrassierung von Flussbögen (regulierungsbedingter Totarme)

Fortsetzung Tab. 9.11

1.3 Einzugsgebietsbezogene Maßnahmen
1.3.1 Verbesserung der Migrationsverhältnisse (Längskontinuum) im Hauptsystem sowie zwischen Hauptsystem und Zubringern (siehe auch 3.1)
→ Umbau bestehender Migrationshindernisse
→ Verbesserung unzureichend dotierter Fischaufstiegsmöglichkeiten
1.3.2 Maßnahmen betreffend den Geschiebehaushalt (siehe auch 3.2)
→ Erhöhung des Geschiebeeintrages aus den Zubringern
→ Wiederherstellung des Geschiebetransportes im Hauptfluss
→ Reduktion des infolge von Regulierungen erhöhten Geschiebeaus-trages durch entsprechende Maßnahmen (z. B. Aufweitungen)
→ Unterbindung von Geschiebeentnahmen
2 Maßnahmen im potenziellen Auenniveau (weitreichendes Gewässerumland)
2.1 Maßnahmen betreffend Nebengewässersysteme
→ Verbesserung der lateralen Konnektivität
→ Anbindung relikitärer Augewässer
→ Neugestaltung von Augewässern
→ Restrukturierung regulierter Gewässer (Lauenbäche, reliktiäre Altarme, Auweiher etc.)
2.2 Maßnahmen betreffend die Vegetationsbestände in den Auen
→ Initiierung standorttypischer Auwaldgesellschaften bzw. Ausweitung bestehender Auwaldflächen
→ Initiierung mehrschichtiger, wasser- und landseitig zonierter Vegetationsbestände
2.3 Maßnahmen betreffend die Reaktivierung von Retentionsräumen
→ Erhöhung der Überflutungshäufigkeit durch Öffnung / Rückversetzung von Hochwasserschutzdämmen
→ Erhöhung der Überflutungshäufigkeit, z. B. durch Tieferlegen ufernaher, selten überfluteter Umlandbereiche
→ Nutzungsänderungen: Umstellung auf gewässerträgliche Landbewirtschaftung-Extensivierung bzw. sukzessive Rücknahme von Freizeitnutzungen
→ Deaktivierung von Drainagen
3 Generelle Maßnahmen im Zusammenhang mit bestehenden Kraftwerksanlagen in Bezug auf hydrologisch-hydraulische und strukturelle Verbesserungen
3.1 Verbesserung der Migrationsverhältnisse (Längskontinuum) im Hauptsystem sowie zwischen Hauptsystem und Zubringern (siehe auch 1.3.1)
→ Errichtung adäquater, dem Stand der Technik und damit den Anforderungen der ökologischen Funktionsfähigkeit (WRRL) entsprechender Fischwanderhilfen
→ Adaptierung bestehender, unzureichend dotierter / funktionierender Fischwanderhilfen
→ Erhöhung von Dotationswasserabgaben in unzureichend dotierten Restwasserstrecken
3.2 Maßnahmen betreffend den Geschiebehaushalt (siehe auch 1.3.2)
→ Mobilisierung abgelagerter Feststoffe in Stauräumen
→ Umbau bestehender Anlagen zwecks Verbesserung des Feststofftransportes

Fortsetzung Tab. 9.11

3.3 Maßnahmen zur Strukturierung von Stauwurzelbereichen
→ Anlage von Bühnen / Schüttung von Schotterflächen
→ Anlage von Seitenarmen
3.4 Spülmanagement von Stauräumen
→ Spülungen in Anlehnung an das natürliche hydrologische Regime des betreffenden Fließgewässers
→ Spülmanagement unter jahreszeitlicher Abstimmung auf die ökologischen Anforderungen
→ Verbesserung des Geschiebetransportes durch die Stauräume mit Hilfe entsprechender Strukturierungsmaßnahmen (unter gleichzeitiger Schaffung von Refugialräumen und Habitaten für die Fischfauna)
→ Verzicht auf Spülung/Entnahme (Ausbaggern, Absaugen etc.) und Deponie der Feststoffe (von der Deponie betroffene Flächen sind den Auswirkungen eines Spülmanagements gegenüber zu stellen).
3.5 Maßnahmen betreffend Schwellbetrieb
→ Herabsetzung der Schwallfrequenz
→ Reduktion der Schwallamplituden
→ Zeitliche Verzögerung von Anstieg und Sunk der Schwall
→ Vermeidung der Überlagerung von Schwallen mehrerer Kraftwerke
→ Abstimmung des Schwellbetriebes auf ökologische Erfordernisse
4 Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen
→ Schutz gewässergeprägter Strukturen / Habitate / Lebensräume in Fluss und Umland

9.6.1 Maßnahmen zur Habitatverbesserung im unmittelbaren Gewässerbett und Uferbereich

9.6.1.1 Kleinräumige Maßnahmen

Solche Habitatverbesserungen betreffen das bestehende Flussbett sowie die unmittelbar angrenzenden Uferbereiche und zielen vor allem auf ein erhöhtes Strukturangebot aus fischökologischer Sicht. Im Mittelpunkt stehen daher Aktivitäten, die Strukturen und Habitate im Fluss und an den Ufern schaffen und somit zur Erhöhung der für die Fischfauna wesentlichen Habitatvielfalt beitragen. Ein wichtiges Gestaltungsmittel sind asymmetrische Querprofile, die ein Pendeln des Stromstriches initiieren, prall- und gleituferähnliche Situationen mit erhöhter Breiten- und Tiefenvarianz sowie heterogenen Substrat- und Strömungsverhältnissen bewirken. Der Einbau von Bühnen und Totholz verstärkt die oben angeführte Entwicklung. Totholz stellt ein Strukturelement dar, das Ausformung und Charakter von Fließgewässern maßgeblich mitbestimmt und selbst einen wichtigen Lebensraum für unterschiedlichste Wasserorganismen bildet.

Kleinräumige Gewässerbettaufweitungen, Öffnung / teilweise Entfernung von Uferverbauungen sowie Initiierung lateraler Erosions- und Anlandungsprozesse unterstützen diese Strukturverbesserungen. Durch Verbreiterung und Abflachung der Uferböschung bilden sich gewässertypische Wasser / Land-Übergangszonen mit entsprechenden Vegetationsabfolgen.

Die Entwicklung eines durchgehenden Ufergehölzsaumes gewährleistet wichtige Funktionen (Beschattung, Lebensraum, Nährstoff- und Totholzeintrag etc.) und schirmt das Gewässer gegen angrenzende, gewässerunverträgliche Nutzungen ab. Weiters besitzen Ufergehölzsäume hohen Stellenwert in Hinblick auf die Vernetzung verinselter Auwaldbestände und ihrer Lebensgemeinschaften sowie der Fließgewässerlebensräume mit den terrestrischen Biotopelementen (vgl. Jungwirth et al. 1996; Muhar et al. 2000b).

Aufgrund bestehender Rahmenbedingungen (Nutzungsrechte, Siedlungsentwicklung, Infrastruktureinrichtungen, Schutzgebiete etc.) müssen derartige Habitatverbesserungen oft auf den Fluss und seine Uferzonen beschränkt bleiben. Insgesamt ist aber vor allem im funktionellen Verbund mit ins Umland wirkenden Maßnahmen (siehe weiter unten) eine deutliche Verbesserung des Fluss-Lebensraumes zu erwarten.

Initiierung von Strukturen / Habitaten im Fluss

- **Kleinräumige Aufweitung:** Entwicklung von Sedimentbänken und -inseln sowie „Hinterrinnen“; Ausbildung asymmetrischer Querprofile, Initiierung eines pendelnden Stromstriches



Abb. 9.13

Durch die Verbreiterung des Flussbettes entwickeln sich Sedimentinseln und „Hinterrinnen“; das asymmetrisch ausgebildete Querprofil bewirkt einen pendelnden Stromstrich mit prall-/gleituferähnlichen Situationen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.14

Kleinräumige Aufweitung mit asymmetrisch ausgebildetem Querprofil. Typisch sind heterogene Tiefenverhältnisse (kollektive Tiefstellen sowie seicht überflutete Sedimentbänke); Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

- Einbau von Holzstrukturen oder Buhnen, Einbringung von Totholz



Abb. 9.15

Felsblöcke, größere Steine etc. erhöhen die Heterogenität des Strömungsmusters; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.16

Im Wasser liegendes Totholz stellt für Organismen ein wesentliches Strukturelement dar; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Restrukturierung der Uferzonen

- Einbau von Buhnen und Holzstrukturen, Gestaltung von Buchten



Abb. 9.17

Neu eingebrachte und entlang der Ufer verankerte Holzstrukturen führen zur Differenzierung des Strömungsmusters sowie des Sohls substrates; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.18

Buchtbereiche mit geringer Strömung und Totholzakкумуляtion stellen ein wichtiges Habitat vor allem für Fischlarven, Jungfische und strömungsindifferente Arten dar; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

- Verbreiterung und Abflachung (einseitige Aufweitung) von Uferböschungen – Entwicklung breiter Übergangszonen Wasser / Land
- Bepflanzungsmaßnahmen



Abb. 9.19

Verbreiterung der Übergangszone Wasser / Land durch Rückbau zuvor stabilisierter Uferzonen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.20

Bepflanzungsmaßnahmen führen zur Entwicklung eines breiten, mehrschichtigen, wasser- und landseitig zonierten Ufergehölzsaumes, der u.a. als Puffer zu angrenzenden, intensiv bewirtschafteten Nutzflächen dient; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

„Dynamisierung“ von Uferzonen

- Öffnung von Ufersicherungen



Abb. 9.21

Beidseitig regulierte, monotone Flussstrecke. Den massiv gesicherten Ufern fehlen gewässertypische Strukturen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.22

Bereits lokale Öffnung von Verbauungen (Innenufer) initiiert die Entwicklung von großflächigen Schotter-/Sedimentbänken; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

- Beibehaltung oder Initiierung lateraler Erosions- sowie Anlandungsprozesse
- Erhöhung des Totholzeintrags



Abb. 9.23
Dynamisierte Ufersituation: Überprägung durch laterale Erosion; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.24
Strukturiertes Ufer mit dichter Vegetation, überhängenden Ästen sowie hohem Totholzanteil; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

9.6.1.2 „Großflächige“ Maßnahmen

Die im Folgenden beschriebenen Beispiele gehen über den Fluss und die unmittelbar angrenzenden Uferbereiche hinaus. Ausschlaggebend für die Umsetzbarkeit sind entsprechende Rahmenbedingungen (z. B. Fehlen von Siedlungen und Infrastruktureinrichtungen in unmittelbarer Nähe etc.) sowie Flächenverfügbarkeit. Unter solchen Voraussetzungen ist – vor allem in Zusammenschau mit Maßnahmen im Auenniveau (siehe auch Punkt 2 in Tab. 9.11) – die Entwicklung einer funktionsfähigen und gewässertypischen Einheit Fluss / Umland möglich.

Für ursprünglich pendelnd / furkierende und nunmehr begradigte Flussabschnitte sind Gewässerbettaufweitungen bzw. die Initiierung von Aufzweigungsbereichen und Flussbögen über längere Gewässerstrecken die ideale „großflächige“ Lebensraumverbesserung. Gewässerbettaufweitungen bieten Raum für großflächige Sedimentbänke und -inseln sowie ausgedehnte Übergangszonen Wasser / Land mit Abfolgen charakteristischer Vegetationsgesellschaften. Der Fluss selbst zweigt sich aufgrund der Breite des Gewässerbettes in Hauptarm und Seitenarme auf. Letztere können permanent bis periodisch bzw. unterstrom („Hinterrinner“) an den Hauptarm angebunden sein.

Durch die Initiierung von Flussbögen entstehen prall- / gleituferähnliche Situationen mit charakteristischen Tiefstellen, Abbrüchen und Unterspülungen am Außen- sowie flach überronnenen Bereichen und Sedimentbänken am Innenufer. Breite Übergangszonen Wasser / Land sind auch hier charakteristisch. Kleinräumige Gestaltungen (z. B. Einbau von Holzstrukturen oder Buhnen, Einbringen von Totholz; siehe oben) verstärken die positiven Tendenzen noch zusätzlich.

Insgesamt hat die Realisierung der hier angesprochenen Maßnahmentypen aus Sicht der Fischfauna ein Mosaik heterogener Gewässerstrukturen (Strömungs- und Choriotypmuster, Breiten- und Tiefenvarianzen etc.) zur Folge.

Im Folgenden sind die angesprochenen Maßnahmen exemplarisch anhand von Fallbeispielen dargestellt.

Gewässerbettaufweitung / Initiierung von Aufzweigungsbereichen

- Ausbildung unterschiedlich häufig angebundener Seitenarme / Entwicklung von Sedimentbänken und -inseln



Abb. 9.25
Lokale, einseitig durchgeführte Aufweitung unter Belassung des früheren Regulierungsufers als Inselfläche; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.26
Großflächige Aufweitung und Gestaltung eines neuen Flussarmes in der Regulierungsstrecke eines ehemals aufzweigenden Fluss-Systems. Die Folge dieser Maßnahme ist eine hohe Umlagerungsdynamik; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.27
Flussabwärtige Anbindung eines ehemaligen Flussarmes ab Niederwasser. Bei Hochwasserabflüssen ist dieser Arm auch flussaufwärts angeschlossen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.28
Hohe Gewässerbettbreite ermöglicht die Ausbildung von Seitengerinnen, die erst ab Mittelwasserabfluss dotiert werden; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Initiierung von Flussbögen in begradigten Flussstrecken

- Öffnung der Uferlinie, Aufweitungen und Veränderung der Linienführung



Abb. 9.29
Monoton regulierter, strukturarmer Flussabschnitt (vgl. rechts); Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.30
Infolge des pendelnden Verlaufes entwickeln sich Prall- und Gleitufer mit Tiefstellen (Kolke, Rinnen) im Außen- und Sedimentbänke mit seicht überflommenen Bereichen im Innenufer; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

- Wiederherstellung eines gewundenen oder mäandrierenden Verlaufes durch Wiederanbindung anthropogen abgetrennter Flussbögen oder durch Neutrassierung eines Flussbogens



Abb. 9.31
Neutrassierung eines „Flussbogens“ zur Initiierung gewässertypischer Teillebensräume im begradigten Flussabschnitt eines ehemaligen Mäandersystems; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.32
Neu gestalteter Flussbogen mit ingenieurbologisch gesichertem Prallufer und ungestabilisiertem Gleitufer. Die angrenzenden Flächen sind aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen, werden regelmäßig überflutet und unterliegen der natürlichen Sukzession; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

9.6.1.3 Einzugsgebietsbezogene Maßnahmen

Im Sinne eines gesamtheitlichen Gewässermanagementes ist die Entwicklung von Maßnahmen für einen Flussabschnitt auch im Kontext mit den flussauf- und flussabwärts gelegenen Strecken und deren ökologischen Verhältnissen zu betrachten. Dem Konzept der Vierdimensionalität von Fließgewässern folgend (Kap. 6) sind an dieser Stelle vor allem Maßnahmen zur Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung intakter Kontinuumsverhältnisse anzuführen. So ist beispielsweise die Regeneration aquatischer Zönosen nicht allein durch morphologisch-strukturelle Maßnahmen zu erreichen, wenn weiterhin Migrationsbarrieren Wiederbesiedlung und Austausch von Populationen unterbinden. Zudem wird die Funktionsfähigkeit eines Gewässersystems ganz entscheidend von seinem Feststoffhaushalt mitbestimmt (bzgl. anthropogen bedingter Störungen des Feststoffregimes vgl. Kap. 7). Häufig bilden Maßnahmen zur Reaktivierung des Geschiebetransportes und in weiterer Folge zur Stabilisierung oder Wiederaufhöhung der Gewässersohle die Grundvoraussetzung für darauf aufbauende Revitalisierungsprojekte.

Verbesserung der Migrationsverhältnisse im Hauptsystem sowie zwischen Hauptsystem und Zubringern

Die wesentlichsten Maßnahmen im Hinblick auf das Längskontinuum bzw. die freie Fischmigration sind: (1) Eliminierung oder Umbau von Migrationsbarrieren (Wehrwerken), wobei sich die Planung an den gewässertypischen Fischzönosen (rheophil / stagnophil, Jung- / Adultfische) und deren Migrationsanforderungen orientiert; (2) Adaptierung nicht funktionsfähiger Fischwanderhilfen; (3) Erhöhung der Wasserabgabe in unzureichend dotierten Fischwanderhilfen; (4) Errichtung adäquater, dem Stand der Technik und damit den Anforderungen der ökologischen Funktionsfähigkeit (WRRL) entsprechender Fischwanderhilfen (vgl. Kap. 10).

- Umbau bestehender Migrationshindernisse
- Wiederanbindung von Zubringern durch niveaugleiche Ausgestaltung der Mündungsbereiche



Abb. 9.33
Durchunpassierbare Wehranlage; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.34
Aufgelöste Sohlrampe anstelle der ehemaligen Wehranlage (vgl. Abb. links); Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.35
Über einen Absturz einmündender Bach vor der Restrukturierung. Durch den großen Niveauunterschied ist die Anbindung zwischen Fluss und Zubringer nicht mehr gegeben, die Passierbarkeit für Fische stark eingeschränkt; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

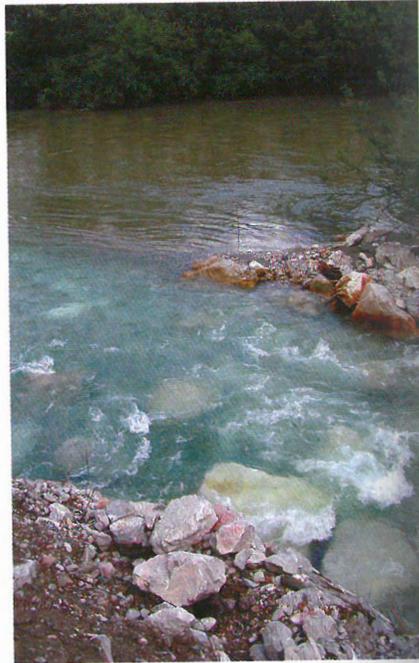


Abb. 9.36
Mündungsbereich nach dem Rückbau. Die Rampe wurde aufgelöst und so eine niveaugleiche Mündung geschaffen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Verbesserung der Kontinuumsverhältnisse in Bezug auf den Geschiebehaushalt

Die wichtigsten diesbezüglichen Verbesserungsmaßnahmen bestehen darin, (1) den reduzierten Geschiebeeintrag aus den Zubringern v. a. durch Rück- bzw. Umbau von Wildbachverbauungen und Geschiebesperren zu erhöhen; (2) den gesetzlichen Richtlinien widersprechende Geschiebeentnahmen zu unterbinden; (3) den als Folge von Hochwasserschutz-Verbauungen erhöhten Geschiebeaustrag durch entsprechende Maßnahmen (wie z. B. Aufweitungen) zu reduzieren (siehe oben); und (4) verstärkte Geschiebemobilisierung durch erhöhte Seitenerosion zu fördern (siehe oben).

9.6.2 Maßnahmen im potenziellen Auenniveau (weitreichendes Gewässerumland)

Die nachfolgend angeführten Beispiele reichen weit in das Gewässerumland und berühren den vom Gewässer geprägten Talraum in seiner Gesamtheit. Das Spektrum reicht dabei von Gestaltungen und Neuschaffung von Nebengewässern sowie Auenvegetationsbeständen bis hin zur Reaktivierung von Retentionsräumen. Damit gehen die Maßnahmen weit über reine Verbesserungsmaßnahmen für die Fischfauna hinaus. Voraussetzung für die Umsetzbarkeit solcher Maßnahmen sind entsprechende Rahmenbedingungen (z. B. Gewässer-

umland, das frei von Siedlungen, Infrastruktureinrichtungen etc. ist) sowie die Verfügbarkeit von Flächen. Vorrangig bieten sich jene Flussabschnitte an, die aktuell noch ein hohes ökologisches Potenzial in der Fläche (Auwaldbestände, Wasserstrukturen) aufweisen, welches durch die Maßnahmen genützt und ausgebaut werden soll.

Ein zentrales Maßnahmenbündel ist die Rückversetzung von Dämmen, die Deaktivierung von Drainagen und die großflächige Öffnung der Ufer zur Erhöhung der Überflutungshäufigkeit. Zusammen mit der Wiederanbindung relikitärer Nebengewässersysteme an den Hauptfluss bzw. der Neugestaltung von Augewässern unterschiedlichster Anbindungssituation ermöglichen die Maßnahmen, die potenzielle Auenzone wieder stärker mit dem Fluss zu vernetzen sowie den Talraum insgesamt in Richtung des gewässertypischen Zustandes zu entwickeln. Die niveaugleiche Ausgestaltung von Zubringermündungen (siehe weiter oben) sowie die Restaurierung der Zubringer im weiteren Verlauf stellen zusätzliche Bausteine zur Vernetzung der aquatischen Lebensraumverhältnisse dar.

Puffernde Maßnahmen wie die sukzessive Rücknahme von gewässerunträglichen Nutzungen (Nutzungsumstellungen von landwirtschaftlicher Intensiv- auf Extensivwirtschaft) führen zur Ausbildung eines Puffers zu angrenzenden Nutzflächen bzw. schaffen die Grundvoraussetzung für die oben angeführten weitreichenden Maßnahmen im Gewässerumland.

Insgesamt fördern derartige Maßnahmen die Ausbildung unterschiedlichster terrestrischer, semiaquatischer und aquatischer Habitate und somit die Erhaltung bzw. Entwicklung einer gewässertypischen Fauna und Flora. Durch die Vernetzung der potenziellen Auenzone mit dem Hauptgerinne werden bestehende, aktuell oftmals nicht oder nur mehr selten überflutete und funktionell häufig isolierte Auwaldreste wieder einer natürlichen Sukzession unterworfen und somit in Richtung gewässertypischer Vegetationsbestände entwickelt. Damit einhergehend wird auch der Lebensraum von z. B. wassergebundenen Insekten-, Vogel- und Säugetierarten sowie von Amphibien verbessert.

Hand in Hand mit der Erhöhung der Überflutungshäufigkeit und -dauer der Auenflächen geht die Anbindung relikitärer Auengewässer sowie die Neugestaltung von periodisch dotierten Gräben und Tümpelketten. Daraus ergibt sich ein gewässertypisches Mosaik aus Augewässern unterschiedlichster Anbindungssituation. Während permanent durchflossene Nebenarme vorwiegend für rheophile Fischarten einen wichtigen Rückzugs-, Laich- und Lebensraum darstellen, sind einseitig bis periodisch angebundene Altarme wesentliche Habitate für in-differente, speziell aber stagnophile Fischarten, die in regulierungsbedingt „rhythmalisierten“ Fließgewässern in ihrem Bestand extrem reduziert wurden.

Durch longitudinale Verbindung von Auenflächen über einen breiten, durchgehenden Ufergehölzsaum lässt sich Vernetzung im Sinne eines Biotopverbundsystems erzielen. Darüber hinaus erhöhen großflächige Ausuferungsbereiche die Wasserretention und bewirken tendenziell die Entschärfung von Hochwasserspitzen. Im Folgenden sind die angesprochenen Maßnahmen überblicksmäßig anhand von Beispielen dargestellt.

Maßnahmen betreffend Nebengewässersystem

- Restrukturierung regulierter Gewässer (Lauenbäche, relikte Altarme, Auweiher etc.; siehe auch Maßnahmen unter Punkt 1 in Tab. 9.11), Anbindung relikter Augewässer, Neugestaltung von Augewässern



Abb. 9.37
Wiederanbindung verlandeter Flussarme durch Öffnung bestehender Ufersicherungen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.38
Neuanlage von Augewässern / Vertiefung verlandeter Gewässerrelikte; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Maßnahmen betreffend Auenvegetationsbestände

- Initiierung mehrschichtiger, wasser- und landseitig zonierter Vegetationsbestände
- Initiierung standorttypischer Auwaldgesellschaften bzw. Ausweitung bestehender Auwaldflächen

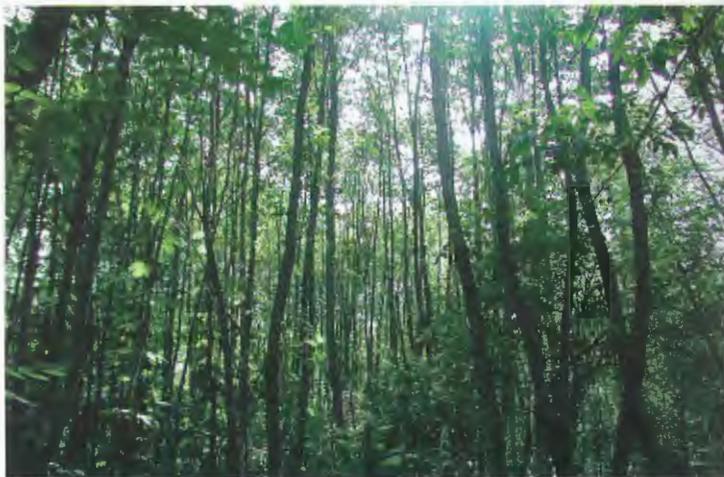


Abb. 9.39 Initiierung von standorttypischen Auwäldern; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Maßnahmen betreffend die Reaktivierung von Retentionsräumen

- Nutzungsumstellungen (Umstellung auf gewässerverträgliche Landwirtschaft – Extensivierung bzw. „aus der Nutzung nehmen“)
- Sukzessive Rücknahme von gewässerunverträglichen Nutzungen (z. B. Hütten, Freizeiteinrichtungen etc.)



Abb. 9.40
Vergrößerung des Wasserrückhaltes in der Landschaft/sukzessive Entwicklung von Feuchtlebensräumen durch Deaktivierung von Drainagen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.41
Nutzungsumstellung oder Extensivierung von gewässerunverträglich genutzten Flächen im flussnahen Talboden; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

- Deaktivierung von Drainagen
- Erhöhung der Überflutungshäufigkeit durch Öffnung / Rückversetzung von Hochwasserschutzdämmen
- Erhöhung der Überflutungshäufigkeit z. B. durch Tieferlegung ufernaher, selten überfluteter Umlandbereiche



Abb. 9.42
Hochwasserschutzdämme, wie sie entlang zahlreicher Flüsse zu finden sind. Durch Rückversetzung der Dämme bzw. ersatzweise Führung von Ringdämmen zum unmittelbaren Schutz von Gebäuden etc. lässt sich Retentionsraum schaffen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.43
Siedlungen und Infrastruktureinrichtungen, Freizeiteinrichtungen etc. im Hochwasserabflussraum schränken die natürliche Retention und damit gewässertypische Habitate und Prozesse häufig massiv ein. Hier leisten raumplanerische Maßnahmen einen wichtigen Beitrag zur Freihaltung von Flächen und in der Folge zur mittelbaren Sicherung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Fluss-Auen-Systems; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

9.6.3 Generelle Maßnahmen im Zusammenhang mit bestehenden Kraftwerksanlagen in Bezug auf hydrologische und strukturelle Verbesserungen

Langfristig gesehen zählen Kraftwerke zu jenen menschlichen Eingriffen an Fließgewässern, die sich nicht nur auf sehr vielfältige Weise, sondern auch besonders nachhaltig und zum Teil weit über die eigentlichen Kraftwerkstandorte hinaus auf die Lebensraumverhältnisse und die jeweiligen Lebensgemeinschaften auswirken. Neben maßgeblichen Änderungen der Habitatausstattung insbesondere in den Rückstauräumen zählen Schwellbetrieb, Wasserausleitungen und Stauraumspülungen zu den Eingriffen mit den gravierendsten Folgewirkungen (vgl. Kap. 7).

Im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind auch im Bereich der Wasserkraftnutzung zahlreiche Maßnahmen anzuführen, die zur Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes bzw. des hohen ökologischen Potenzials im Falle erheblich veränderter Fließgewässer („heavily modified“, vgl. Kap. 9.2.4) beitragen.



Abb. 9.44

Fischaufstiegshilfe, die eine Wehranlage in einem rhithralen (oben: Beispiel Erlauf) und epipotamalen (unten: FAH-Freudenau) Fließgewässer für Fische passierbar macht; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Abb. 9.45

Totalausleitung infolge energiewirtschaftlicher Nutzung (oben); Visualisierung einer zukünftigen Dotation der Ausleitungsstrecke (unten; Foto: Moser, Inst. f. Ökologie & Umweltplanung, Klagenfurt).

Verbesserung der Migrations- bzw. Habitatverhältnisse im Bereich von Wehranlagen und Ausleitungsstrecken

Die wesentlichsten Maßnahmen im Hinblick auf die Wiederherstellung des Längskontinuums bzw. zur Aufwertung der Habitatverhältnisse in Ausleitungsstrecken sind: (1) Errichtung adäquater, dem Stand der Technik und damit den Anforderungen der ökologischen Funktionsfähigkeit (WRRL) entsprechender Fischwanderhilfen; (2) Adaptierung bestehender, unzureichend dotierter oder funktionierender Fischaufstiegshilfen nach dem Stand der Technik; (3) Kontrolle der Dotation und Funktionsfähigkeit bestehender Fischwanderhilfen; (4) Erhöhung von Dotationswasserabgaben in unzureichend dotierten Restwasserstrecken zur Verbesserung der Habitat- wie auch Kontinuumsverhältnisse; (5) Dynamisierung der Dotationswassermenge / saisonale Staffelung.

Verbesserung der Kontinuumsverhältnisse in Bezug auf den Geschiebehaushalt

Wehranlagen und Rückstauräume führen neben anderen Eingriffen in zahlreichen Fließgewässern zu Geschieberückhalt und damit -defiziten in flussabwärtigen Strecken.

Ergänzend zu den unter Punkt 1.3.2 genannten Maßnahmen seien hier jene generellen Maßnahmentypen angeführt, die z. B. durch Profileinengungen mittels Bühnen in Stauräumen zur besseren Mobilisierung / Abschwemmung abgelagerter Feststoffe bei Hochwasser bzw. im Zuge von Spülungen beitragen. Im Idealfall lässt sich damit das Geschiebe durch die Stauräume schleusen.

Maßnahmen zur Strukturierung von Stauwurzelsbereichen

Durch Einstau grundsätzlich veränderte Habitatverhältnisse (vgl. Kap. 7) lassen sich nur schwer durch Begleitmaßnahmen kompensieren. Lediglich in den Stauwurzelsbereichen herrschen noch fließstreckenähnliche Verhältnisse vor. Hier tragen Strukturierungsmaßnahmen u. U. zur Aufwertung der aquatischen Lebensräume bei, wenn diese die verbliebenen Prozesse / dynamischen Abläufe nutzen bzw. unterstützen (vgl. Beispiele in Kap. 10).

Spülmanagement von Stauräumen

Die Sedimentation von Feststoffen in Stauräumen bzw. Speicherstauen macht periodische Spülungen notwendig, bei denen innerhalb kurzer Zeit hohe Sedimentmengen remobilisiert werden. Vor allem die auf diese Weise unnatürlich hohen Trübekonzentrationen flussab und die großflächigen Ablagerung von Sand- und Feinsedimenten an der Sohle und im Uferbereich haben für Fischbestände und Benthosbiozöten u. U. katastrophale Folgen (vgl. Kap. 7.4.7).

Die wichtigsten Verbesserungsmaßnahmen in Bezug auf ein optimiertes Stauummanagement unter Minimierung der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit bestehen daher darin, (1) in Anlehnung an das natürliche hydrologische Regime des betreffenden Fließgewässers einen möglichst gleich-

mäßigen und schadlosen Abtransport von Geschiebe und Schwebstoffen zu gewährleisten, (2) die durch die Spülungen verursachten Trübefrachten bzw. Trübekonzentrationen an den Anforderungen / Toleranzgrenzen der aquatischen Biozöten und speziell der sensiblen Fischarten / Stadien zu orientieren, (3) eine jahreszeitliche Abstimmung auf die ökologischen Anforderungen (z. B. Laichzeit, Larval- und Jungfischphase der dominierenden und besonders sensiblen Arten) vorzunehmen, (4) entsprechend starke und damit ökologisch abträgliche Anlandungen / Ablagerungen von Feinsedimenten im Unterwasser zu vermeiden und (5) durch entsprechende Strukturierungsmaßnahmen (z. B. massive Grobblockbuhnen) einerseits eine Verbesserung des Geschiebetransportes durch die Stauräume herbeizuführen, andererseits entsprechende Refugialräume und Habitate für Fische und andere aquatische Organismen bei Spülungen zu schaffen sowie (6) u. U. auf Spülung zu verzichten, indem die Feststoffe entnommen und deponiert werden. In diesem Falle ist das Ausmaß der Beeinträchtigung der von der Deponie betroffenen Flächen zu klären und den Auswirkungen eines Spülmanagements bzw. etwaigen durch die Entnahme hervorgerufenen Geschiebedefiziten im Unterwasser gegenüberzustellen.

Maßnahmen betreffend Schwellbetrieb

In Hinblick auf die Minimierung der Beeinträchtigungen durch Schwellbetrieb sind folgende generelle Maßnahmenkategorien zur adaptierten Betriebsweise von Kraftwerken anzuführen: (1) Herabsetzung der Schwallfrequenz, (2) Reduktion der Schwallamplituden, (3) zeitlich verzögerter Anstieg und vor allem Sink der Schwälle, (4) Vermeidung der Überlagerung von Schwällen im Hauptfluss mit Schwällen aus den Zubringern (vgl. auch Moog 1992b).

9.6.4 Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen

Derartige Maßnahmen orientieren sich heute nicht mehr ausschließlich an singulären Artenschutzkriterien (z. B. Rote Liste Arten). Vielmehr stehen zunehmend Schutz und Erhaltung typischer Habitate und Lebensgemeinschaften und / oder die Sicherung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gewässersystems im Mittelpunkt, wie dies neben Gesetzen auf nationaler Ebene auch EU-weite Regelungen wie WRRL und FFH-Richtlinie vorsehen (vgl. Kap. 9.5.1).

Neben der Sicherung ökologisch intakter Gewässerabschnitte kommt auch dem Schutz gewässergeprägter Habitate im Umland besonderes Augenmerk zu. So gilt es Auwaldbestände, Augewässer und Feuchtflächen langfristig zu sichern, indem derartige Bereiche in ein Schutzgebietsnetz eingebunden werden. Auch sollte darauf geachtet werden, das oftmals kleinräumig differenzierte Auenrelief mit entsprechend unterschiedlichen Standortverhältnissen (Böden, Grundwassereinfluss etc.) zu erhalten. So werden häufig noch immer Gräben, Mulden, Talrandsenken etc. nivelliert und anderwertig genutzt und verschwinden somit als potenzielle Restrukturierungselemente und Korridore aus der Flusslandschaft.

Zusammenfassend seien die wesentlichsten Elemente von Flusslandschaften eingeführt, die im Rahmen eines gewässerökologischen Managements in Hinblick auf deren Schutz / Erhaltung zu berücksichtigen sind:

Gewässer

- freifließende, hydrologisch-hydraulisch unveränderte oder strukturreiche, unstabilisierte Fließgewässerabschnitte und deren aquatische / amphibische Habitate
- Augewässer bzw. Augewässerrelikte, soweit nicht spezifische Managementmaßnahmen vorgesehen sind
- naturnahe Seitenbäche und Nebengewässer



Abb. 9.46

Extensiv genutzte Wiesenbestände in Vernetzung mit Feuchtflächen im Gewässerumland; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 9.47

Mit Erde und Schutt verfüllter relikitärer Altarm; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Vegetation / Umland

- mehrschichtige, wasser- und landseitig zonierte Ufergehölzsäume
- Auwald-, Bruchwaldbestände, Weidengebüsche, Röhrichte etc.
- vernetzte aquatische, amphibische, terrestrische Lebensräume (Biotopkomplexe)
- extensiv genutzte Grünland- bzw. Brachflächen
- vernetzte aquatische, semiaquatische und terrestrische Biotopkomplexe
- Auenreliefierung in Form von Mulden, Gräben etc., soweit für diese nicht spezifische Managementmaßnahmen vorgesehen sind
- extensiv genutzte Grünlandflächen oder Brachflächen

10 Gewässerökologisches Management: Beispiele zur Verbesserung / Restaurierung von Fließgewässern

Im vorliegenden Kapitel seien nunmehr skizzenartig verschiedene Verbesserungs- und Rückbauprojekte aufgezeigt, die während der letzten Jahre in der Schweiz, in den Niederlanden, in Liechtenstein, Deutschland und Österreich realisiert wurden. Bevorzugt werden dabei solche Projekte behandelt, deren ökologischer Erfolg durch Monitoring belegt ist oder zumindest ganz klar durch Experten abschätzbar war. Die dargestellten Beispiele umfassen sowohl Verbesserungen hydrologischer Problemfälle (Kap. 10.2) als auch im herkömmlichen Sinne als Revitalisierung/Restaurierung verstandene Rückbauten gewässer-morphologischer oder struktureller Natur im Bereich von Regulierungen und Kraftwerken (Kap. 10.3 und 10.4). Aufgrund hoher fischökologischer Relevanz werden abschließend auch Kompensationsmöglichkeiten für unterbrochene Fischwanderungen eingehender behandelt (Kap. 10.5).

Einleitend seien unter Kapitel 10.1 nochmals kurz die grundsätzlichen Gesichtspunkte und Möglichkeiten zur Verbesserung und Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern dargestellt. Im Anschluss wird überblicksartig aufgezeigt, in welchem Ausmaß bisher Revitalisierungsprojekte international den in Kapitel 9 formulierten Ansprüchen und Zielsetzungen an ein optimales Gewässermanagement (z. B. hinsichtlich Planungsprozess, Projektablauf, „catchment-approach“ etc.) entsprochen haben.

10.1 Grundsätzliche Möglichkeiten und internationale Erfahrungen bei der Wiederherstellung / Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit

Flüsse und die von ihnen geprägten (Fluss-)Landschaften hängen zu einem beträchtlichen Ausmaß vom Hochwassergeschehen, damit einhergehenden Störungen und dynamischen Entwicklungen ab. Der saisonale hydrologische Zyklus und die damit verbundenen Konnektivitätsbedingungen gelten als Schlüsselgrößen hinsichtlich der ökologischen Funktionsfähigkeit (vgl. Kap. 6).

Hochwasserdämme, mit Begradigungen verbundene Eintiefungen, Rückstau zur Energiegewinnung und verschiedene andere Änderungen des natürlichen hydrologischen Regimes (z. B. Ausleitungen, Schwellbetrieb, Unterbindung oder Reduktion des Geschiebetransportes etc.) führen zu einer Isolierung der Flüsse von ihren Au- und Inundationsgebieten und zerstören die natürliche Habitatausstat-

tung sowie den dynamischen Ökotonkomplex der Gesamtsysteme (Petts 1996; Ward & Wiens 2001; Jungwirth et al. 2002). Speziell, seit im 19. Jahrhundert in den USA und Europa die technischen Möglichkeiten für systematische wasserbauliche Maßnahmen im großen Maßstab zur Verfügung stehen, unterliegen Flüsse und Flusslandschaften tief greifenden Änderungen. Dramatische Verluste an ökologisch intakten Überschwemmungsflächen, flusstypischen Strukturen und Habitaten sind die Konsequenzen. Damit einher geht aber auch eine drastische Reduktion der ursprünglichen Biodiversität, die sensu Ward & Tockner (2001) sowohl hohe räumlich / zeitliche Heterogenität an Strukturen / Habitaten als auch natürliche Funktionen / Prozesse und entsprechende Artendiversität umfasst.

Betrachtet man die verschiedenen Möglichkeiten zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit, so zählt die Wiederherstellung der hydrologischen Konnektivität im Sinne der oben dargelegten Gesichtspunkte bzw. des Konzeptes der 4-Dimensionalität (Kap. 6) sicherlich zu den Schlüsselmaßnahmen. Die Hydrologie steht auf der Maßstabsebene des Einzugsgebietes und der Flusslandschaft insbesondere überall dort an prominenter Stelle, wo es um Sanierungen des Geschiebehaushaltes (vgl. Kap. 7.5), umfassende flächenbezogene Maßnahmen gegen Nährstoffeinträge, die Ausschaltung / Abdämpfung von Schwellbetrieb oder lange Gewässerstrecken mit Wasseraus- oder -umleitungen geht. Großflächige Störungen durch seitliche Abdämmungen (Hochwasserschutzdämme, Begleitdämme von Laufkraftwerksstauen etc.) betreffen meist ebenfalls die Maßstabsebene der Flusslandschaft, speziell in Potamalgewässern.

Im Sinne der ökologischen Funktionsfähigkeit notwendige Verbesserungen flussmorphologischer oder struktureller Natur betreffen beispielsweise dort die Maßstabsebene des Einzugsgebietes, wo es sich um die Beseitigung oder Überbrückung sämtlicher Wanderungsbarrieren anadromer Arten handelt, die zwischen Meer und Ober- oder Mittelläufen migrieren (Lachse, Störartige). Meist sind durch strukturelle und flussmorphologische Verbesserungsmaßnahmen jedoch eher kürzere Flussabschnitte oder nur lokale Bereiche betroffen. Durch entsprechende Planung sinnvoll aufeinander abgestimmt, können freilich Aneinanderreihungen von abschnitts- oder bereichsweise gesetzten Maßnahmen auch eine großräumige Vernetzung und funktionale Verbesserung längerer Flussstrecken bewirken. Derartige Flusshabitat-Netze sind gerade in den dichtbesiedelten Gebieten Mitteleuropas vielfach die einzige realistische Möglichkeit, dem in der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten „catchment-approach“ halbwegs zu entsprechen.

Eine Analyse der in den vergangenen Jahrzehnten in den USA und Europa realisierten Revitalisierungsprojekte und der dabei gewonnenen Erfahrungen lässt speziell Defizite zu folgenden Gesichtspunkten erkennen (Jungwirth et al. 2002): (1) Die überwiegende Anzahl an Projekten war auf kleine Flüsse, kurze Flussabschnitte, einzelne Flussbettstrukturen oder Teile von Überschwemmungsgebieten (z. B. Altarme) beschränkt; (2) es fehlte vielfach ein systematisches Projektkonzept, speziell betreffend Leitbildentwicklung, Prä- und Postmonitoring; (3) sehr häufig wurden im Zuge der Verbesserungsmaßnahmen eher Symptome behandelt denn die Ursachen für die Beeinträchtigung der ökologischen Funk-

tionstfähigkeit bekämpft; (4) im Rahmen interdisziplinärer Bearbeitung der Projekte fehlten fast immer Schlüsseldisziplinen, wie beispielsweise Geomorphologie und Raumplanung; (5) partizipative Projektsentwicklung (speziell unter Mitbeteiligung der vor Ort Betroffenen) und Öffentlichkeitsarbeit kamen sehr häufig zu kurz.

Revitalisierungsprojekte an Bächen und kleinen Flüssen sind heute in den USA und Europa bereits gängige Praxis. Es besteht daher für derartige Gewässer auch schon ein bemerkenswertes Wissen bezüglich einschlägiger Techniken und zu erwartender Erfolge. So bieten beispielsweise Ward et al. (1994) eine umfassende Darstellung von über 40 Fallbeispielen in Großbritannien. Brookes (1996) wiederum fasst die vielfältigen Herangehensweisen zum Thema Flussrevitalisierungen in Nordeuropa zusammen.

Vergleichbare Projekte für große Flüsse und insbesondere Flusslandschaften sind hingegen bisher nur in wenigen Fällen realisiert. In den USA stand bei mehreren jüngst an großen Flüssen durchgeführten Projekten die Verbesserung des Hochwasserschutzes (z. B. Charles River, South Platte River) oder der Wasserqualität (z. B. Chattahoochee River, Big River) im Vordergrund. Nichtsdestoweniger wurden bei vielen solcher Projekte auch ökologische Verbesserungen der flussmorphologischen Verhältnisse und hydrologischen Anbindungen von Auen bzw. Überschwemmungsflächen vorgenommen. Im Falle des Mississippi war die Erhaltung und Verbesserung der begleitenden „wetlands“ sogar dezidiert eine zentrale Strategie (Gore & Shields 1995). Genau dies galt auch für großmaßstäbliche Projekte in Europa, wie z. B. das „Gemenc floodplain rehabilitation project“ in Ungarn (Marchand et al. 1994) oder das „Rhine Econet“ (Buijse et al. 2002). Beim Rhein standen von Beginn an Schutz, Erhaltung und Wiederherstellung von ökologisch bedeutenden Flussstrecken zwecks Schaffung eines funktionalen Netzwerkes an Habitaten im Vordergrund (vgl. das diesbezügliche Fallbeispiel unter Kap. 10.3.1).

Die umfassende Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit als vorrangiges, wenn nicht sogar einziges Ziel war freilich bisher nur auf ganz wenige Projekte beschränkt. In den USA war dies beim Kissimmee River, Florida, der Fall. Hier zielt das auf die ursprünglichen hydrologischen und geomorphologischen Verhältnisse abgestimmte Leitbild auf eine völlige Wiederherstellung der natürlichen Situation ab (Toth 1995 und 1996). In Europa sind beispielsweise beim Nationalpark Donauauen östlich von Wien einschlägige Projekte ausschließlich auf die Verbesserung der ökologischen Verhältnisse ausgerichtet (Tockner et al. 1998 und 1999; Schiemer et al. 2002; vgl. auch Kap. 10.3.3). Gute Chancen zur Revitalisierung rein ökologisch orientierter Anliegen ergeben sich auch bei Flusslandschaften, die als Natura-2000-Gebiete (entsprechend der Europäischen Fauna-Flora-Habitatrichtlinie; EU 1992) ausgewiesen sind. Auf Basis solcher Ausweisungen lassen sich so genannte LIFE-Natur Projekte entwickeln. Diesbezüglich bereits in Angriff genommen sind beispielsweise die Projekte „LIFE-NATUR Auenverbund Obere Drau“ (vgl. diesbezügliches Fallbeispiel unter 10.3.2) und „LIFE-NATUR Lebensraum Huchen“ (vgl. diesbezügliches Fallbeispiel unter 10.5.4).

10.2 Verbesserungsmaßnahmen bei Ausleitungen und Schwellbetrieb

10.2.1 Das Beispiel Restwasser- und Schwallproblematik Bregenzerach

Problemstellung / Zielsetzung

Die Bregenzerach (BA), ein Zufluss des Bodensees, wird intensiv energiewirtschaftlich genutzt. Im Unterlauf ist die BA ein Gewässer der 4.–6. Ordnung mit einem mittleren Abfluss von 13–47 m³/s. Bis zum Jahr 1986 war die BA durch zwei Wasserkraftwerke betroffen. Das obere Kraftwerk (KW), Andelsbuch, bei Flusskilometer 28, nutzte den gesamten Abfluss, was zu einer Totalausleitung von 7 km Flusslauf (Restwasserbereich I in Abb. 10.1) führte. Zudem produzierte dieses KW auf 11 km mehrmals täglich bis zu 30 m³/s starke Schwall (Restwasserbereich II in Abb. 10.1). Flussab verursacht ein weiteres KW (Langenegg), das vom Zubringer Bolgenach gespeist wird, zusätzliche Schwall in der Höhe von 30 m³/s. Die maximale Niederwasser/Schwall-Amplitude auf der 17 km langen Strecke flussab der beiden KWs betrug daher ca. 1:60. Aufgrund unzureichender Restwasserdotations und der zusätzlichen Schwall/Sunk-Problematik war die ökologische Funktionsfähigkeit wesentlich beeinträchtigt (Jungwirth et al. 1999).

Maßnahmen

Zwecks Optimierung der energiewirtschaftlichen Nutzung und zugleich Verbesserung der ökologischen Situation wurde 1992 folgendes Entwicklungs- und Sanierungskonzept umgesetzt: Flussab von Andelsbuch erfolgte die Errichtung des Ausgleichsbeckens Ach, das der Speisung des neu gebauten KW Alberschwende (auf Höhe des KW Langenegg gelegen) dient. Auf diese Weise wurde der Schwall mittels Druckstollen am Restwasserbereich II vorbeigeleitet und zur zusätzlichen Stromerzeugung genutzt. Die Dotations für Restwasserbereich I wurde mit 400 l/s im Sommer und 800 l/s im Winter, für Restwasserbereich II anhand von Dotationsversuchen (siehe Methodik) festgelegt. Ein weiterer Speicher (Seitenspeicher Bozenau) flussab der KW Alberschwende und Langenegg, mit einer Kapazität von 150000 m³, zielte in Verbindung mit einem neu gestalteten Abflussmanagement auf die Dämpfung der Schwall/Sunk-Amplitude im restlichen Unterlauf der BA ab. Das diesbezügliche Abflussschema ist in zwei Bereiche gegliedert. 24 h vor jedem Schwallereignis muss ein von der Höhe des geplanten Schwallabflusses abhängiger Basisabfluss eingestellt werden. Zudem wurde die Abflusszu- und -abnahme während des Schwalls gedämpft. Bei allen kraftwerksbedingten kontinuierlichen Umhindernissen wurden Fischwanderhilfen (Umgehungsgerinne) errichtet.

Methodik Restwasserfestlegung / Monitoring

Für Restwasserbereich II erfolgte die endgültige Festlegung anhand von Dotationsversuchen und der Ergebnisse des ökologischen Monitorings. Die Dotationen betragen in den ersten beiden Untersuchungsjahren (1993/94) im Restwasser-

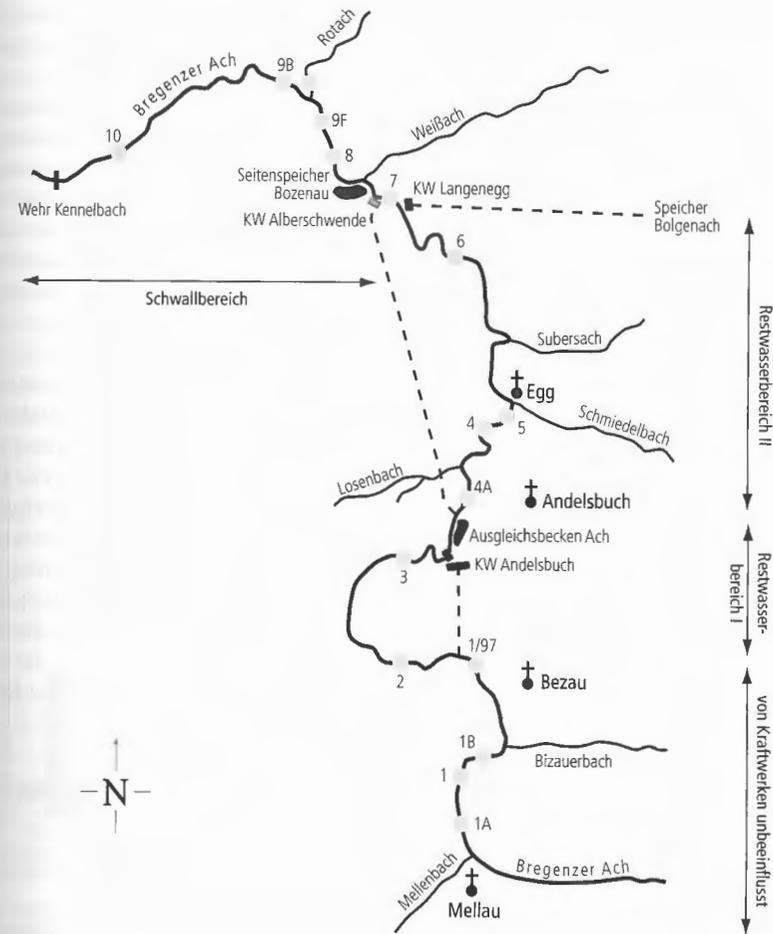


Abb. 10.1 Wasserkraftwerke mit Ausleitungs- und Schwallstrecken sowie Probenstellen des Monitoringprogrammes an der Bregenzerach.

bereich II (Teststrecken 4a, 4, 5 und 6) 1700 l/s (Winter), 2200 l/s (Übergang) und 2500 l/s (Sommer) bzw. in den letzten beiden Jahren (1995/96) 1200 l/s (Winter), 1700 l/s (Übergang) und 1900 l/s (Sommer). Insgesamt wurden in den Jahren 1986–1997 4 quantitative fischökologische Bestandsaufnahmen in mindestens 10 Teststrecken (je ca. 200 m Länge) durchgeführt. Die quantitativen Bestandserhebungen gliedern sich in eine Aufnahme vor und eine kurz nach Inbetriebnahme des KW Alberschwende (1992) sowie jeweils zwei Befischungen am Ende der unterschiedlichen Dotationswasserphasen (1994; 1996/1997). Die Aufnahmen erfolgten in hydrologisch unbeeinflussten Bereichen flussauf der

KWs (Probenstellen 1, 1a in Abb. 10.1), Restwasserbereich I (Probenstelle 2 in Abb. 10.1), (Restwasserbereich II; Probenstellen 4, 4a, 5, 6 in Abb. 10.1) und in der verbliebenen Schwallstrecke (Probenstellen 7–12 in Abb. 10.1).

Die Bewertung der Verbesserung des ökologischen Zustandes der BA vor und nach Umsetzung des Entwicklungs- und Sanierungskonzeptes erfolgte sowohl anhand hydromorphologischer als auch biologischer Kriterien. Die fischökologische Funktionsfähigkeit wurde nach der MuLFA-Methode (Kap. 9.4) bewertet. Auf weitere Untersuchungen hinsichtlich Phyto- und Makrozoobenthos bzw. detaillierte Ergebnisse der Fisch- und Habitatuntersuchungen muss hier aus Platzgründen verzichtet werden (vgl. Jungwirth et al. 1998, Konecny et al. 2002).

Ergebnisse

Die hydrologisch unbeeinflusste Strecke flussauf der KWs weicht aufgrund der Dämme und der langjährigen Kontinuumsunterbrechungen vom Leitbild ab. Dies spiegelt sich auch in der fischökologischen Bewertung entsprechend der MuLFA-Methode wider: Zwar kommen die beiden Leitbildarten Bachforelle und Koppe vor, die ehemals aus dem Bodensee zum Laichen aufsteigende Seeforelle fehlt jedoch. Das Kriterium *typspezifische Arten* wird daher mit Stufe 1,5 bewertet. Trotz geringer Bachforellendichte und -biomasse (ca. 20–50 kg/ha) weist ein 15 %-Anteil an 0+ Fischen auf erfolgreiche Reproduktion hin (Abb. 10.2). Das Kriterium *sich selbst erhaltende Arten* wird daher entsprechend dem ersten Kriterium mit Stufe 1,5 bewertet, den Kriterien *Dichte und Biomasse* wird jedoch die Stufe 3 zugeordnet. Der geringe Anteil an Adulten (< 25 %) im Vergleich zu Referenz

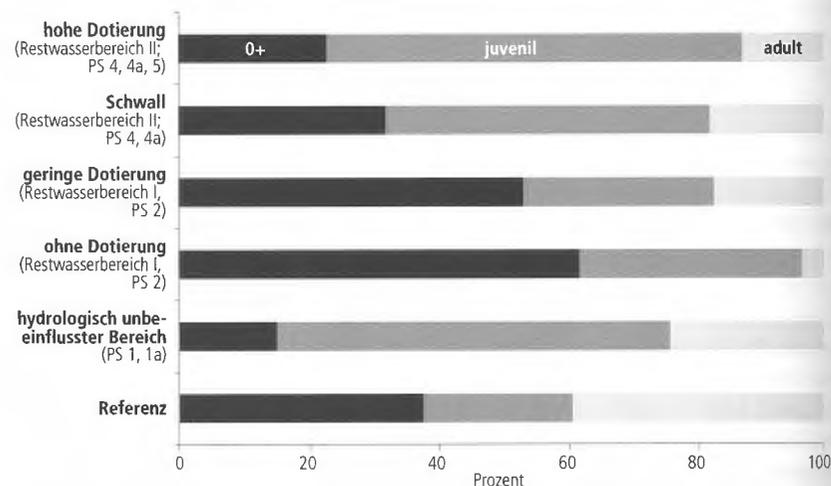


Abb. 10.2 Prozentuelle Anteile an 0+, juvenilen und adulten Bachforellen in unterschiedlich beeinflussten Bereichen der Bregenzerach im Vergleich zu einem naturnahen Referenzgewässer (Wagrainer Ache; PS = Probenstellen des Monitoringprogramms, vgl. Abb. 10.1).

zenzsituationen führt hinsichtlich des Populationsaufbaues ebenfalls zur Einstufung in Klasse 3. In Summe ergibt dies einen mittleren Index von 2,25, was dem guten ökologischen Zustand entspricht.

Auch im Restwasserbereich I ist die Seeforelle die einzige fehlende Komponente des ursprünglichen Artenspektrums (Stufe 1,5). Der Populationsaufbau an Probenstelle 2 zeigt fast vollständiges Fehlen adulter Bachforellen. Daher werden die Kriterien *sich selbst erhaltende Arten* und *Populationsaufbau* mit 4 bewertet. Auch die geringe *Biomasse* führt zu einer Zuordnung zu Stufe 4. Insgesamt ergibt dies einen mittleren Index von 3,4. Nachdem gezielt Restwasser abgegeben wurde, erhöhte sich die Dichte um 40 % und die Biomasse um 70 % (Abb. 10.3). Der Anteil der Adulten nahm deutlich auf 18 % zu (Abb. 10.2). Folglich verbesserten sich das Kriterium *sich selbst erhaltende Arten* von Stufe 4 auf 1,5 sowie die Kriterien *Bestand* und *Populationsaufbau* von Stufe 4 auf 3. In Summe änderte sich der fischökologische Zustand im Restwasserbereich I somit vom mäßigen (3,4) auf den guten (2,3) Zustand.

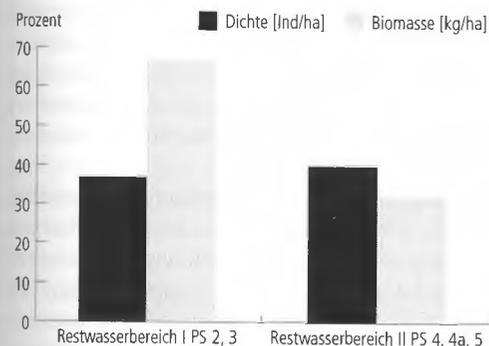


Abb. 10.3 Prozentuelle Zunahme der Bachforellendichte und -biomasse nach Umsetzung des Sanierungskonzeptes an der Bregenzerach in unterschiedlich beeinflussten Bereichen (PS = Probenstellen des Monitoringprogramms, vgl. Abb. 10.1).

Die Ergebnisse der Dotationsversuche im Restwasserbereich II zeigten, dass eine Erhöhung der Dotation von 1200 l/s auf 1800 l/s zu keiner signifikanten Änderung führt, eine Erhöhung auf 2500 l/s jedoch in einer Verbesserung der morphologisch / hydraulischen Verhältnisse resultiert. Zunehmende Annäherung an den Abfluss bei MJNQ bewirkte eine Angleichung an die Verhältnisse der Referenzsituation.

Unter natürlichen Bedingungen werden im Restwasserbereich II die dominierenden Arten Bachforelle und Koppe von Äsche, Schmerle, Strömer und Elritze begleitet. Vor der Schwallausleitung fehlten alle Begleitfischarten. Da der Anteil dieser Arten jedoch auch früher gering war, wird das Kriterium *typspezifische Arten* nicht schlechter als Stufe 3 klassifiziert. *Dichte und Biomasse* sind vergleichsweise gering und der Anteil adulter Bachforellen entspricht etwa 50 % des Referenzwertes (typologisch vergleichbares, naturnahes Referenzgewässer Wagrainer Ache). Daher werden die Kriterien *Bestand* und *Populationsaufbau* ebenfalls mit 3 bewertet. Insgesamt ergibt dies einen Index von 3 (Abb. 10.2 und 10.3).

Nach Eliminierung des Schwalls und gezielter Restwasserdotations traten im Restwasserabschnitt II wieder Äsche und Schmerle auf, wodurch sich die Kriterien *typspezifische* und *sich selbst erhaltende Arten* von Stufe 3 auf 2,0 verbesserten. *Dichte* und *Biomasse* der Bachforelle reagierten auf die Dotationserhöhung mit einer Zunahme von bis zu 40 %, wodurch sich diese Kriterien von Stufe 3 auf 2,5 verändern. Der Anteil adulter Bachforellen erhöhte sich jedoch nicht (Stufe 3). Somit verbesserte sich der ökologische Zustand insgesamt von mäßig (Index 3,0) auf gut (Index 2,4; Abb. 10.2 und 10.3).

Während des Vorschwalls erfolgt im Vergleich zur ungedämpften Situation ein etwas moderaterer Anstieg des Schwallen. Während des Hauptschwallen werden allerdings wieder annähernd die Werte der ungedämpften Schwallensituation erreicht.

Sowohl vor als auch nach Errichtung des KW Alberschwende liegen in der Schwallstrecke flussab der beiden KWs extrem niedrige Fischdichten vor und keine der vorkommenden Arten (Bachforelle, Koppe, Äsche, Barbe, Schmerle, Strömer, Elritze) weist eine *sich selbst erhaltende Population* auf. Da einige Arten des *typspezifischen* Spektrums fehlen, wird das diesbezügliche Kriterium mit Stufe 2 klassifiziert. Alle anderen Kriterien werden aufgrund der gravierenden Abweichungen vom Leitbild der Stufe 5 zugeordnet. Im Durchschnitt ergibt dies einen Index von 4,3 (unbefriedigender Zustand). Die Errichtung des Seitenspeichers Bozenau sowie das neue Abflussmanagement führten hier zu keiner Verbesserung des fischökologischen Zustandes.

Das Beispiel der Bregenzerach zeigt, dass trotz erweiterter energiewirtschaftlicher Nutzung infolge der Umsetzung des begleitenden Sanierungskonzeptes (Schwallausleitung und Restwasserdotations) der gewässerökologische Zustand deutlich verbessert wurde. Freilich belegen die Ergebnisse zugleich, dass die Maßnahmen zur Schwalldämpfung im untersten Abschnitt der BA unzureichend waren und diesbezüglich weitere Sanierungsschritte erforderlich sind.

10.2.2 Restwasser- und Habitatmodellierung Traisen

Problemstellung / Zielsetzung

Der Unterlauf der Traisen, ein rechtsufriger Donauzubringer der 5. Ordnung in Niederösterreich, ist auf der gesamten Länge reguliert (36 km) und wird intensiv energiewirtschaftlich genutzt. Beidseitig verlaufen Mühlbäche, an denen 49 Kleinwasserkraftanlagen liegen. Die Mühlbäche entziehen der Traisen, die eine mittlere jährliche Niedrigwasserführung von $5,6 \text{ m}^3/\text{s}$ aufweist, bis zu $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Dadurch fällt die Traisen durchschnittlich an 165 Tagen im Jahr über weite Bereiche trocken.

Zur Untersuchung und Beurteilung von Gewässerbettstrukturen und ökologisch ausreichenden Restwasserabflüssen wurde im Rahmen des Gewässerbettmanagementkonzeptes (GBK) Traisen (Eberstaller et al. 1999) die Methode der Abfluss / Habitat-Modellierung eingesetzt.

Maßnahmenentwicklung / Methodik

Das Prinzip der Habitatmodellierung basiert auf der Verknüpfung der Lebensraumbedingungen bei unterschiedlichen Abfluss- und Strukturverhältnissen mit den Habitatansprüchen verschiedener Altersstadien von Schlüsselarten. Im Rahmen des GBK Traisen wurde dazu eine neue Modellierungsmethode entwickelt (Abb. 10.4; Schmutz & Parasiewicz 1999).

Die Lebensraumbedingungen der Traisen wurden bei 3–5 verschiedenen Abflüssen zwischen $0,5$ und $5,0 \text{ m}^3/\text{s}$ in *monotonen, mittel und gut strukturierten* Abschnitten erhoben. In Ermangelung natürlicher Referenzbedingungen an der Traisen erfolgte die Aufnahme der Habitatansprüche von Schlüsselarten in einem ökologisch vergleichbaren, naturnahen Referenzgewässer, der Pielach. Als Schlüsselarten wurden die ursprünglich in der Traisen dominierenden Arten Nase, Barbe und Huchen gewählt. Habitatansprüche im Juvenil-, Adult- und Laichstadium wurden v. a. mittels direkter Unterwasserbeobachtungen für insgesamt 9 „Artstadien“ erfasst. Im Modell berücksichtigte, ökologisch relevante Lebensraumfaktoren waren Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat und Struktur Ausstattung. Lebensraumbedingungen und Habitatansprüche wurden über ein logistisches Regressionsverfahren verknüpft und somit die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Fischen für jeden erfassten Mikrohabitatpunkt der Traisen berechnet. Durch Aufsummieren der Vorkommenswahrscheinlichkeiten erhält man das Habitatpotenzial von Teststrecken bzw. Flussabschnitten für jede Art und jedes Stadium pro untersuchter Situation. Dieses Lebensraumpotenzial wird in Bezug zum Lebensraum des Referenzgewässers gesetzt (prozentueller Anteil am Habitatpotenzial des Referenzgewässers). Der wesentliche Vorteil des neuen Verfahrens gegenüber herkömmlichen Ansätzen besteht darin, dass aus allen erfassten Habitatfaktoren ausschließlich die maßgeblichen selektiert werden und diese entsprechend ihrem jeweiligen Einfluss in das Modell eingehen. Durch das Bezugssystem Referenzgewässer lassen sich die Ergebnisse hinsichtlich der erzielbaren ökologischen Funktionsfähigkeit bewerten.

Die Bewertung der Ergebnisse der Habitatmodellierung erfolgt nach einem abgestuften Klassifikationsverfahren. Dabei wird von der Überlegung ausgegangen, dass das primäre Ziel einer Dotations bzw. Strukturierung darin besteht, in zumindest minimalem Ausmaß Habitatverfügbarkeit für alle Artstadien zu gewährleisten. Erst in weiterer Folge ist dann auch eine darüber hinausgehende Habitatverfügbarkeit von Relevanz. Der Grenzwert für die minimale Habitatverfügbarkeit wird bei 10 % des Referenzgewässers angesetzt. Dieser Wert stellt die unterste Grenze dar, wo noch ein eindeutig wahrnehmbares Habitatpotenzial vorhanden ist, das die Ausbildung zumindest minimaler Populationsdichten ermöglicht. Werte, die darunter liegen, werden als *unzureichend* klassifiziert. Werte zwischen 10 % und 20 % spiegeln wider, dass zwar zumindest eine minimale Habitatverfügbarkeit gegeben, der Lebensraum jedoch noch immer *stark reduziert* ist. Eine Habitatverfügbarkeit, die über oder nahe beim Referenzwert liegt ($> 80 \%$), wird als *nicht bzw. kaum reduziert*, eine dazwischenliegende als *mäßig reduziert* klassifiziert. Durch dieses Klassifikationsschema ist gewährleistet, dass geringfügige Verbesserungen

im unteren Bereich, die für die Lebensfähigkeit von Arten von essenzieller Bedeutung sind, stärker hervorgehoben werden als Änderungen im oberen Bereich.

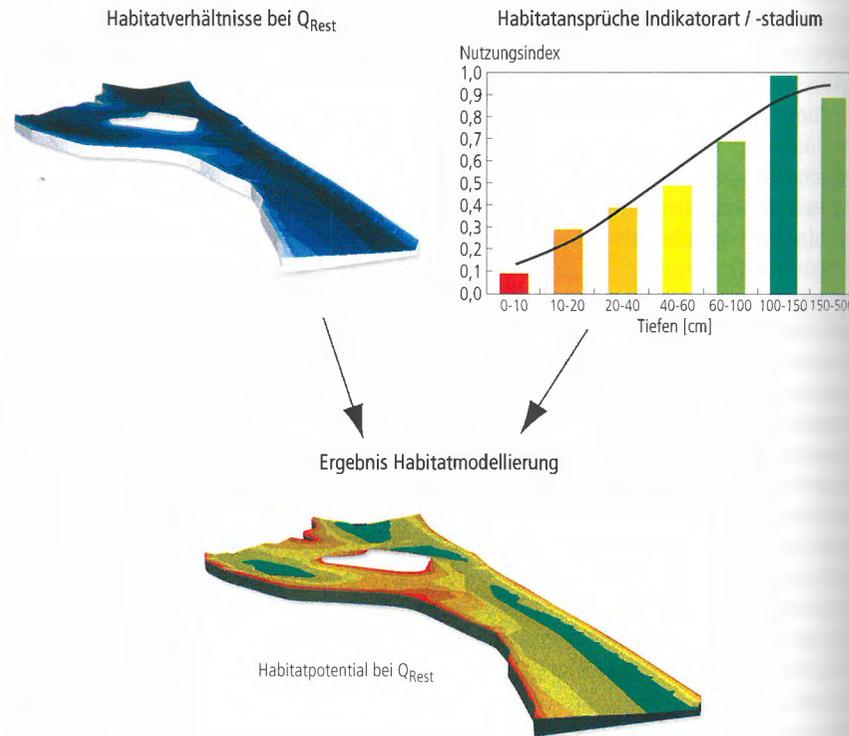


Abb. 10.4 Methodisches Prinzip der Habitatmodellierung. Wesentliche Habitatfaktoren werden in Teststrecken bei spezifischen Abflüssen und Strukturbedingungen erfasst (oben links) und mit den Lebensraumansprüchen der einzelnen Indikatorarten bzw. deren Altersstadien (oben rechts, Beispiel Nutzungskurve Wassertiefe) verknüpft. Das Ergebnis ist das Habitatpotential für das jeweilige „Artstadium“ bei den spezifischen Abfluss- und Strukturbedingungen (unten, Abfluss Q_{Rest}). Vgl. Text.

Ergebnisse

Grundsätzlich liegt in der Traisen für fast alle untersuchten Artstadien bei sämtlichen untersuchten Dotationen und Strukturverhältnissen eine geringere Habitatverfügbarkeit als im Referenzgewässer (Pielach) vor. Dies bedeutet, dass der verfügbare Lebensraum in der derzeitigen, regulierten Traisen deutlich reduziert ist. Von den 9 untersuchten Artstadien zeigen die Laichstadien die deutlichste Reaktion auf Abflussänderungen. Bei allen drei Arten ist das Habitatpotential bei einer Dotation von $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ äußerst gering (< 3 % des Referenzgewässers), nimmt jedoch bei Dotationserhöhung deutlich zu. Am stärksten fällt dieser Anstieg beim

Huchen aus, der die 10 %-Marke bei $1,6 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. die 20 %-Marke bei $2,6 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht bzw. bis auf 46 % bei $5 \text{ m}^3/\text{s}$ zunimmt. Nase und Barbe gelangen in den 10 %-Bereich bei $2,7 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $3,6 \text{ m}^3/\text{s}$, bleiben jedoch auch bei höheren Dotationen unter 25 %.

Die Stillwasserbereiche bevorzugende Nasenbrut findet im Sommer einen vergleichsweise hohen Anteil an geeigneten Habitaten vor (ca. 60 %). Erwartungsgemäß, jedoch nur in geringem Ausmaß, ist mit zunehmender Dotation eine Abnahme der Stillwasser-Habitatanteile zu verzeichnen. Völlig unzureichend sind die Verhältnisse bei allen untersuchten Dotationen für einsömmerige Nasen im Herbst, da in der Traisen die von diesem Stadium bevorzugten Einstände (Ufervegetation und Totholz) fehlen (vgl. Habitatpräferenz Nase; Kap. 5.3).

Adulte Huchen bevorzugen tiefe, fast stehende Kolkbereiche. Während bei geringen Dotationen diese Verhältnisse in genügendem Ausmaß vorliegen, nimmt dieser Habitattyp aufgrund mangelnder Strukturierung mit zunehmender Dotation ab.

Bei ausschließlicher Betrachtung vergleichsweise gut strukturierter Strecken ist zu erkennen, dass insgesamt eine höhere Habitatverfügbarkeit gewährleistet ist. So ist z. B. die 10 %-Grenze der Habitatverfügbarkeit für alle Artstadien – bis auf die einsömmerigen Nasen im Herbst – bereits bei $2,4 \text{ m}^3/\text{s}$ gegeben. Neben den Laichfischen nimmt das Habitatpotential auch bei adulten Nasen und Barben (Herbst/Winter) im Bereich zwischen $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ und $4 \text{ m}^3/\text{s}$ um bis zu 10 % zu (Abb. 10.5).

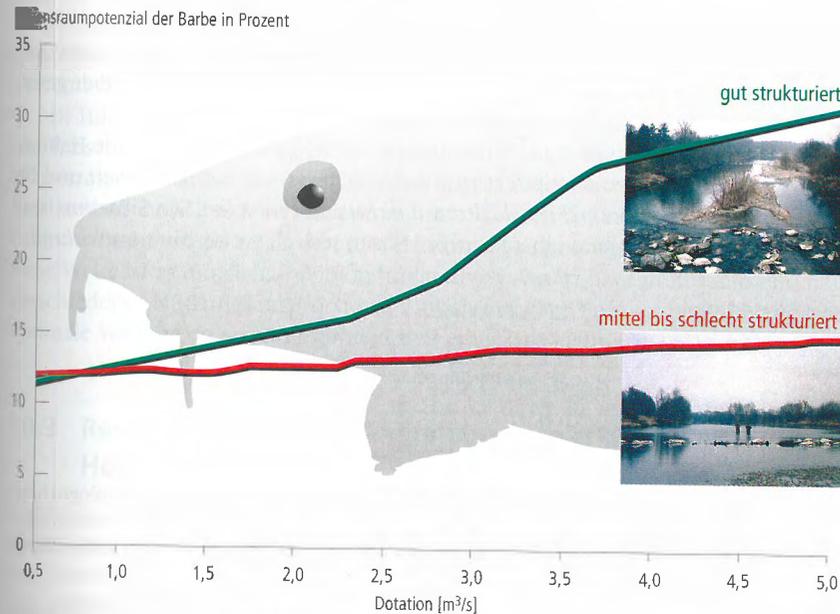


Abb. 10.5 Zunahme des Habitatpotenzials der adulten Barbe (Herbst/Winter) in Abhängigkeit von Restwasserdotierung und Strukturierungsgrad in der Traisen (in Prozent des Referenzgewässers; vgl. Text).

In einer 5-stufigen Gesamtbewertung (Anlehnung an die WRRL) ergibt die Habitatmodellierung folgendes Bild (Abb. 10.6, vgl. Schmutz et al. 1999b): Bei fehlender Dotation fällt die Traisen über weite Bereiche trocken und die ökologische Funktionsfähigkeit ist nicht gegeben (Stufe 5, *schlechter* Zustand).

Bei einer Dotation von 0,5–1,0 m³/s reduziert sich infolge Exfiltration der Restwasserabfluss auf 0,2–0,7 m³/s, wodurch im Sommer mit sehr starker Aufwärmung und beträchtlicher Algenbildung zu rechnen ist. Es stehen für die untersuchten Arten Nase, Barbe und Huchen praktisch keine Laichhabitate zur Verfügung. Auch Juvenilhabitate der einsömmrigen Nase (Herbst) fehlen. Die Habitatverfügbarkeit für adulte Nasen und Barben ist zudem stark reduziert. Bei 4 von 9 Artstadien ist keine Habitatverfügbarkeit gegeben. Der ökologische Zustand verbessert sich zwar geringfügig gegenüber der Nulldotation, ist jedoch weiterhin als *unzureichend* (Stufe 4) anzusehen.

Bei einer Dotation von 1,5–2,0 m³/s (entspricht ca. 30–40 % des natürlichen mittleren jährlichen Niederwasserabflusses, MJNQ_t) spielen Wasserverluste ins Grundwasser nur mehr eine untergeordnete Rolle. Erstmals sind jetzt Laichplätze für Huchen, nicht jedoch für Nase und Barbe verfügbar. Zumindest minimale Habitatverfügbarkeit ist bei 6 von 9 Artstadien gegeben. Daher wird der ökologische Zustand um eine halbe Stufe besser, als *mäßig bis unzureichend* (Stufe 3–4) bewertet.

Bei einer Dotation von 3 m³/s (ca. 60 % des MJNQ_t) stehen erstmalig nun auch für die Arten Nase und Barbe Reproduktionsareale zur Verfügung. Juvenilhabitate für einsömmrige Nasen sind jedoch weiterhin nicht gegeben. Ab dieser Dotation ist somit zumindest eine minimale Habitatverfügbarkeit für 8 von 9 Artstadien gewährleistet. Der ökologische Zustand verbessert sich gegenüber geringeren Dotationen auf Stufe 3 (*mäßig*).

Bei einer Dotation von 5 m³/s (ca. 100 % MJNQ_t) verbessert sich die Habitatverfügbarkeit für Nasenlaichplätze von *stark reduziert* auf *mäßig reduziert* und für Huchenlaichplätze von *mäßig reduziert* auf *nicht/kaum reduziert*. Die Situation ist in Bezug auf Juvenilhabitate einsömmriger Nasen jedoch weiterhin *unzureichend*.

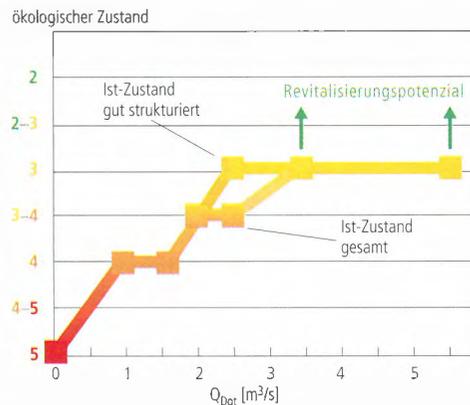


Abb. 10.6 Bewertung des ökologischen Zustandes der Traisen in Abhängigkeit von Dotation und Strukturierungsgrad auf Basis der Habitatmodellierung (5-stufiges Schema in Anlehnung an die Wasserrahmenrichtlinie; vgl. Text).

Insgesamt betrachtet, verbessert sich der ökologische Zustand ausgehend von Stufe 5 bei Nulldotation auf Stufe 4 bei 0,5–1,0 m³/s, um dann zwischen 1,5 m³/s und 2 m³/s auf Stufe 3–4 zuzunehmen und sich letztendlich bei 3 m³/s bis 5 m³/s auf Stufe 3 einzustellen. Damit wird ersichtlich, dass bereits geringe Dotationen zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes führen, jedoch erst eine Dotation von mindestens 3 m³/s (60 % MJNQ_t) eine wesentliche Verbesserung ermöglicht. Zudem ist erkennbar, dass auch bei hoher Dotation von 5 m³/s (entspricht natürlicher Niederwasserführung) infolge der Regulierung noch immer eine wesentliche Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes vorliegt.

Etwa 80 % der untersuchten Traisen sind der Kategorie „mittel und schlecht“ strukturiert zuzuordnen. In den „gut strukturierten“ Abschnitten ist insgesamt eine höhere Habitatverfügbarkeit gegeben (Beispiel Barbe siehe Abb. 10.5). Legt man der Bewertung ausschließlich „gut strukturierte“ Abschnitte zugrunde und führt eine der oben dargestellten Vorgangsweise analoge Bewertung durch, so wird der höchstmögliche Zustand (Stufe 3) bereits bei einer Dotation von 2 m³/s und nicht erst bei 3 m³/s erreicht. Andererseits wird jedoch auch deutlich, dass es bei Dotationen zwischen 0 und 2 m³/s zu keiner unterschiedlichen Einstufung der ökologischen Funktionsfähigkeit in „gut“ und „schlecht strukturierten“ Strecken kommt. Das bedeutet, dass bis zu 2 m³/s die Dotation praktisch allein für eine Verbesserung des Zustandes verantwortlich ist. Eine Erhöhung des Strukturierungsgrades kommt somit erst ab einer Dotation von 2 m³/s zum Tragen. Zudem wird ersichtlich, dass erst eine umfassende Restaurierung des Traisengerinnes in Richtung naturnaher Situation (d. h. deutlich über die derzeitigen Verhältnisse in den „gut strukturierten“ Strecken hinausgehend) zu einem guten Zustand (Stufe 2, entspricht dem Zielzustand) führen würde.

Mit Hilfe der Habitatmodellierung wurden mögliche künftige Entwicklungen der Traisen modellhaft aufgezeigt und anhand eines 5-stufigen Schemas gemäß Wasserrahmenrichtlinie beurteilt. Wesentlicher Vorteil dieser Methode liegt darin, dass sowohl individuelle Wirkungen unterschiedlicher Eingriffe bzw. Restaurierungsmaßnahmen als auch deren Wechselspiel quantitativ bewertbar sind. Auf diese Weise ist es möglich, in einem integrativen Ansatz bzw. in Zusammenschau verschiedener Nutzungsansprüche und ökonomischer Rahmenbedingungen die optimale Variante zu ermitteln und gezielt einer Umsetzung zuzuführen.

10.3 Restaurierungsmaßnahmen im Bereich Regulierungen / Hochwasserschutz

10.3.1 Das Projekt „LIFE-NATUR Auenverbund Obere Drau“

Allgemeines und Defizite

Nach den beiden Katastrophenhochwässern 1965 und 1966 wurde die alte Regulierung der Oberen Drau (Kärnten, Österreich) erneuert. Gleichzeitig mit der

neuen, monotonen und engen Verbauung fand im oberen Einzugsgebiet zunehmend mehr Rückhalt und Entnahme von Geschiebe statt. Dementsprechend reduzierter Input von Geschiebe und parallel dazu verstärkter Output aus der Regulierungsstrecke resultierte in einer deutlichen Eintiefung der Drausohle (Habersack & Nachtnebel 1995). Weitere Folgen waren die Entkoppelung der Niveaus von Fluss und begleitenden Auen, die Abtrennung von Augewässern und „Lauen“ sowie die unpassierbare Abtreppung der Mündungsbereiche vieler Zubringer. Im Fluss selbst verschwanden die letzten großflächigen und für die Drau ursprünglich sehr typischen Schotterbänke und -inseln, dynamische Uferbereiche etc. Das dramatisch reduzierte Habitatangebot hatte über weite Bereiche eine entsprechende Beeinträchtigung von Flora und Fauna zur Folge und spiegelte sich speziell auch im Fischbestand deutlich wider.

Restaurierungsmaßnahmen

In den frühen 90er-Jahren erfolgte über einen ca. 60 km langen Abschnitt der Oberen Drau eine detaillierte wasserwirtschaftliche und ökologische Untersuchung im Rahmen eines Gewässerbetreuungskonzeptes (vgl. Kap. 9.5.2). Auf Basis dieser Ergebnisse wurde schließlich ein großes Rückbauprojekt initiiert. Neben verschiedenen wasserwirtschaftlichen Zielen bestand ein zentrales Anliegen in der großmaßstäblichen ökologischen Verbesserung des Flusses und insbesondere seiner begleitenden Erlen- und Eschen-Auwälder, die nach der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie der EU zu den prioritären Lebensräumen zählen. Wichtige Teilziele waren auch der Schutz und die Erhaltung seltener oder bedrohter Pflanzen- und Tierarten, wie etwa der Deutschen Tamariske (*Myricas germanica* L.), des Ukrainischen Bachneunauges und des Huchens.

Das Projekt erforderte umfangreiche wasserbauliche Maßnahmen, was intensive Kooperation verschiedenster Fachdisziplinen, aber auch von Behörden, NGOs, diversen Interessensgruppen und betroffenen Grundbesitzern voraussetzte. Die wasserbaulichen Arbeiten zielten speziell auf die Stabilisierung der Flusssohle ab. Dies sollte v. a. durch Entfernung der Steinwürfe zur bereichsweisen Initiierung lateraler Erosionsprozesse bzw. durch Aufweitung des Flussbettes und Wiederanbindung ehemaliger Nebenarme und Zubringer erreicht werden. Insgesamt wurde für diesen Zweck der Ankauf von ca. 500 ha Fläche geplant, deren Erhaltung in Übereinstimmung mit dem Natura 2000-Managementplan und dem Gewässerbetreuungskonzept erfolgen soll. Ein umfangreiches Monitoringprogramm wurde zur Evaluierung der verschiedenen Maßnahmen festgesetzt.

Das visionäre Leitbild (vgl. Kap. 9.2.2) wurde aufgrund weitgehenden Fehlens natürlich verbliebener Referenzstrecken auf Basis historischer Unterlagen erstellt. Entsprechende Rückbaumaßnahmen beschränkten sich anfänglich auf 3 Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 1,7 km (vgl. Abb. 10.7). Für das diesbezügliche Monitoring kam das „Multilevel-Concept for the Fish-based Assessment (MuLFA) of Ecological Integrity“ (Schmutz et al. 2000; Jungwirth et al. 2002; vgl. auch Kap. 9.4) zur Anwendung. Standardparameter für die Beurteilung der Ufer- und Überflutungszonen, wie etwa Ausmaß und Verteilung verschiedener Habi-

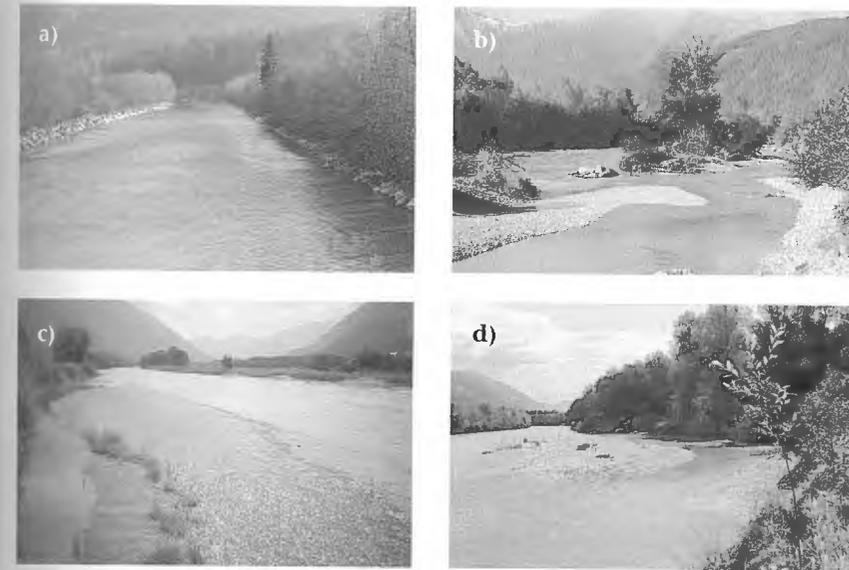


Abb. 10.7 Rückgebaute Drauabschnitte in Dellach (d) und Kleblach (b; je rechtsufrige Aufweitung) und in Greifenburg (c; beidufriige Aufweitung über rund ein km Länge) im Vergleich zur hart und monoton verbauten Drau (a); Fotos: Abt. f. Hydrobiologie.

typen, wurden durch Kartierungen hinsichtlich des Grundwassereinflusses, der Überflutungsdynamik, Erosion, Umlagerung und Sedimentation ergänzt. Die Ufer- und Auenvegetation wurde mittels der Kriterien (1) Vorliegen typspezifischer Pflanzengemeinschaften, (2) Flächenanteil von Schlüsselgesellschaften, sowie (3) Vorhandensein und Häufigkeit von Schlüsselarten charakterisiert. Habitate, Vegetationstypen und fischökologische Parameter wurden dabei in Abhängigkeit auf das 5-stufige Klassifikationsschema der Wasserrahmenrichtlinie bewertet (Muhar et al. 2000b).

Evaluierungsergebnisse

Im über rund einen Kilometer Länge beidufriig aufgeweiteten Abschnitt Greifenburg zeigten speziell die Vegetation und Fischfauna deutlich stärkere Verbesserungen als in den kürzeren und nur rechtsufriig aufgeweiteten Abschnitten Dellach und Kleblach (Tab. 10.1). Das Ausmaß typischer Habitate des Flussumlandes erhöht sich hingegen selbst in Greifenburg nur vergleichsweise geringfügig bzw. erreicht bei weitem nicht die Referenzverhältnisse (vgl. Abb. 10.8). Das hohe Verbesserungspotenzial für die rheophile Leitfischart Äsche wird durch die im Zuge der Aufweitungen erzielten Schotterbänke und deren Jungfischbestand deutlich: In der regulierten Strecke mit Blocksteinsicherung der Ufer (Abb. 10.9 links) liegen auf rund 2 km beprobter Länge nur 52 Individuen vor, deren Län-



- Überschwemmungsfläche
- Uferzone
- Wasserfläche



Abb. 10.8 Gewässertypische flussmorphologische Verhältnisse (Leitbild) im Vergleich zur Situation vor (Mitte) und nach (unten) den Restaurierungsmaßnahmen im Drauabschnitt Greifenburg; Fotos: Abt. f. Hydrobiologie.

genfrequenzdiagramm fast völliges Fehlen juveniler Fische belegt. Auf den neu entstandenen Schotterbänken hingegen, mit einem breiten Gradienten an unterschiedlichen Tiefen und Strömungsgeschwindigkeiten, findet sich auf halber Länge ein rund siebenmal höherer Bestand mit nahezu klassischem Populationsaufbau (Abb. 10.9 rechts).

Wie die Tabelle 10.1 zeigt, lassen die ersten evaluierten Rückbaubereiche zwar je nach Länge, ein- oder beidufiger Ausführung und sektoral verwendete Beurteilungskriterien unterschiedliche Verbesserungen der ökologischen Funktionsfähigkeit im Sinne der EU- WRR erkennen, doch verbleiben auch größere Defizite bestehen (Abb. 10.10). Bei der Fischfauna hängen diese beispielsweise auch von Rahmenbedingungen ab, die weit außerhalb des eigentlichen Projektgebietes wirksam werden (z. B. Kontinuumsunterbrechungen flussab). Die ers-

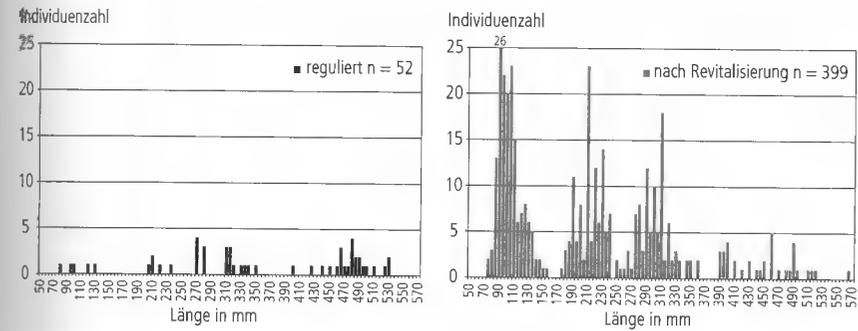


Abb. 10.9 Längenfrequenzdiagramme der Äsche in der bestehenden, hart verbauten Strecke der Drau (links) im Vergleich zur rückgebauten Strecke in Greifenburg (rechts, vgl. Text).

Fließgewässerlebensräume

- Im Verhältnis zum Gesamtsystem ist das Ausmaß restaurierter Flussabschnitte noch relativ gering.
- Das Fluss-Auenniveau ist innerhalb zahlreicher Abschnitte durch relativ große Höhenunterschiede voneinander "entkoppelt".
- Dynamische Prozesse bleiben weitgehend auf Fluss und Uferzonen beschränkt.
- Dadurch ist die laterale Konnektivität und überflutungsbedingte Standortprägung der Auen weitgehend unterbunden.
- Die Ausdehnung typspezifischer Habitate und Strukturen (Nebenarme, Sedimentbänke und -inseln, Totholzakkumulationen, unterschiedliche Augewässertypen, etc.) ist – auf das Gesamtsystem bezogen – noch zu gering.

Vegetation

- Entlang weiter Flussabschnitte fehlen ausgedehnte Grauerlen- und Silberweiden-Auwälder (*Alnetum incanae* Lüdi 1921, *Salicetum albae* Issler 1926).
- Charakteristische Pionierarten der Schotter- und Sandbänke wie z.B. Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), schilffähnliches Reitgras (*Calamagrostis pseudophragmites*) sind nur lokal begrenzt entwickelt.
- Aufgrund nur sehr schmal ausgebildeter Uferzonen fehlt die typische Vegetation subatlantisch-terrestrischer Übergangsbereiche wie z.B. Lavendelweide (*Salix eleagnos*), Silberweide (*Salix alba*).

Fischfauna

- Die Zusammensetzung der Fischzönosen ist durch das Fehlen stillwasserangepasster Augewässerarten/-gilden charakterisiert (z.B. Karausche (*Carassius carassius* L., 1758).
- Fischdichte und -biomasse rheophiler Arten, z.B. der Äsche (*Thymallus thymallus* L., 1758) spiegeln die quantitativ noch unzureichenden Habitatverhältnisse des "active channels" wider.
- Aufgrund flussabwärtiger Migrationsbarrieren fehlen weitwandemde Arten wie z.B. Nase (*Chondrostoma nasus* L., 1758), Barbe (*Barbus barbus* L., 1758).

Abb. 10.10 Nach den ersten Rückbaumaßnahmen an der Drau vorerst weiterhin bestehende Defizite hinsichtlich Habitatausstattung, Vegetation und Fischfauna (vgl. Tab. 10.1 und Text).

Tab. 10.1 Bewertungsergebnisse hinsichtlich der ökologischen Funktionsfähigkeit aus den drei untersuchten Teststrecken der Drau jeweils vor und nach Fertigstellung der Rückbaumaßnahmen.

Sektorale/Ge-	Drau								
	Abschnitt Dellach			Abschnitt Greifenburg			Abschnitt Kleblach		
	vor	nach	Verbes-	vor	nach	Verbes-	vor	nach	Verbes-
Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-	Restaurations-
Fließgewässerlebensräume	3.17	2.98	0.19	3.37	3.01	0.36	3.34	3.12	0.22
Vegetation	3.50	3.25	0.25	3.63	3.00	0.63	3.88	3.50	0.38
Fischfauna	3.93	3.71	0.22	3.93	3.29	0.64	3.93	3.43	0.50
Gesamtwert des ökologischen Ist-Zustandes	3.53	3.31	0.22	3.64	3.10	0.54	3.71	3.35	0.37

ten Evaluierungsergebnisse zeigen freilich zugleich, dass bei Realisierung aller geplanten Maßnahmen entlang der 70 km langen Projektstrecke eine sehr wesentliche Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Drau-Flusslandschaft zu erwarten ist.

10.3.2 Das Projekt zur Restauration der Überschwemmungsflächen am Unteren Rhein

Problemstellung/Zielsetzung

Vielfältige menschliche Eingriffe der Vergangenheit hatten einen starken Einfluss auf die Fischbestände des Rheins. Überfischung, weitgreifende Zerstörungen der Gewässerhabitate und schlechte Wasserqualität resultierten in einer dramatischen Abnahme der Fischartendiversität. Diadrome Arten wie Lachs und Stör starben aus (Raaf 2001). Rheophile Cypriniden wie Nerfling und Barbe gingen stark zurück, was vor allem auf Abtrennung der Verbindungen zwischen Fluss und Überschwemmungsflächen sowie weitreichende Verluste an permanent durchflossenen Seitenarmen, angebundenen Altarmen sowie typischen Uferstrukturen zurückzuführen ist. Zusätzlich brachte vor allem die äußerst schlechte Wasserqualität in den 60er-Jahren viele Arten an den Rand des Aussterbens. Das Fischartenspektrum änderte sich in Richtung einer wenig diversen und mehr durch euryöke Formen gekennzeichneten Gesellschaft, mit starker Dominanz von Zander, Brachse, Güster und Rotaugen.

Nach dem bekannten Brandunfall in Schweizerhalle, bei dem hochgiftige Pestizide ein schweres Fischsterben bis in den Niederrhein verursachten, startete die „Internationale Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigung“ (IKSR) das Aktionsprogramm „Rhein“ (APR), das sich 1987 unter dem Kurztitel „Lachs 2000“ die Rückkehr von Lachs und Meerforelle in den Rhein bis zum Jah-

re 2000 zum Ziele setzte (vgl. auch Fallbeispiel 10.5.1 weiter unten). Mit Ende der 80er-Jahre begann sich die Wasserqualität zufolge der umfassenden Maßnahmen so zu verbessern, dass sie nicht mehr limitierend für die Regeneration der flusstypischen Zönosen war (Admiraal et al. 1993). Seit Mitte der 90er-Jahre begannen zudem im Rahmen verschiedener Programme (z. B. „Black Stork“, De Bruin et al. 1987; Cals et al. 1998; „Living Rivers“, WWF 1993) entlang des Unteren Rheins Restaurierungsmaßnahmen in Bezug auf die Wiederanbindung der Überschwemmungsflächen und die Schaffung bzw. Wiederherstellung deren typischer Gewässerelemente (Grift et al. 2001b). Spezielles Augenmerk galt dabei der Schaffung seichter, langsam durchströmter Seitenarme (secondary channels; vgl. Abb. 10.11 und 10.12) in den Überschwemmungsflächen. Mit Hilfe des Abbaues und Verkaufes von Auenlehm sollte dabei (1) eine möglichst kostenneutrale Finanzierung der notwendigen Baggerarbeiten erfolgen, (2) die Verstärkung unzureichender Hochwasserschutzdämme stattfinden, (3) durch die Materialentnahmen zugleich eine Vergrößerung der Abflussquerschnitte für Hochwässer und (4) mehr Möglichkeit für die dynamische Entwicklung der Flusslandschaft erzielt werden.

Maßnahmen und Monitoring

Seit 1994 wurden in den Niederlanden 4 neue Seitenarme geschaffen und deren morphodynamische und ökologische Entwicklung im Rahmen eines wasserwirtschaftlichen und ökologischen Monitorings regelmäßig dokumentiert. Aus fischökologischer Sicht fand im Zeitraum von 1997–1999 die Untersuchung von 25 verschiedenen Gewässern der Überschwemmungsflächen im Hinblick auf deren Funktion als Laichplatz, Jungfischhabitat und Hochwassereinstand statt (Grift 2001; Grift et al. 2001 a und b): (1) 3 permanent durchströmte Seitenarme und ein flussab angebundener Altarm (jeweils durchgehende Beprobung), (2) mehrere Bühnenfelder und (3) 21 schon zuvor bestehende, abgeschlossene Altarme (Beprobung 2-mal jährlich). Das umfassende wissenschaftliche Monitoring erfolgte vor allem im Hinblick auf die Bewertung des ökologischen Erfolges und die künftige Umsetzbarkeit in größerem Maßstab. Da die Ichthyofauna ein guter Indikator für die Lebensraumverhältnisse von Fluss-/Auensystemen ist, lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Fischartengemeinschaft, speziell der Arten- und Alterszusammensetzung. Als wichtiges Element des ökologischen Status wurde die zeitlich / räumliche Verfügbarkeit und Konnektivität jener Habitate untersucht, die im Lebenszyklus einzelner Arten eine Schlüsselrolle spielen.

Ergebnisse und Ausblick

Vier Jahre nach Schaffung neuer Seitenarme und Wiederanbindung bestehender Altarme an den Hauptfluss besiedelten bereits wieder 30 der insgesamt 47 ursprünglichen Arten des Unteren Rheins diese Gewässer. Bei 23 dieser Arten wurden auch Jungfische (0+ Fische) dokumentiert, wobei die Artenzusammensetzung durchaus jener naturnaher Überschwemmungsflächen-Habitate vergleichbarer Potamalsysteme entspricht. Diadrome Arten traten erwartungsgemäß in diesen Gewässern nur selten auf.

Welcher Gewässertyp am besten entspricht, hing ganz von der Art der Reproduktionsgilde ab (Grift et al. 2001b). Permanent durchströmte Seitenarme erwiesen sich als die bestgeeigneten Habitate für rheophile Fische, während die flussab angebundnen Altarme für eurytope Arten am besten entsprachen. Rheophile und 0+ Eurytope waren dabei sehr klar räumlich entlang von Fließgeschwindigkeits- und Tiefengradienten verteilt. Die Fischartenassoziation in seichten, warmen Habitaten mit höheren Fließgeschwindigkeiten war vor allem durch rheophile Arten charakterisiert, eurytope Arten hingegen bevorzugten tiefere und langsamer fließende Habitate. Während Hochwässern war die inundierte terrestrische Vegetation wichtiges Habitat für die Larven aller Fischarten. Sowohl permanent durchflossene Seitenarme als auch flussab angebundnen Altarme erfüllen für die Larven und Jungfische der rheophilen Gilden eine wichtige Funktion als „Kinderstuben“.

Für Arten, die Kies und Schotter als Laichsubstrat benötigen (z. B. Barbe und Nerfling), konnte kein Ablachen dokumentiert werden, da dem niederländischen Rhein dieser Substrattyp gegenwärtig fehlt. Die Funktion als Brut- bzw. Jungfischhabitat von permanent durchflossenen Seitenarmen und flussab angebundnen Altarmen ist auf eine kurze, 1–2 Monate dauernde Phase während des ersten Lebensjahres beschränkt. Die Wiederherstellung entsprechender Barben- und Nerflingbestände hängt daher von geeigneten Laichplätzen flussauf und nachfolgender Nutzung der neu geschaffenen Habitate durch abgedriftete Larven ab.

Im Gegensatz zu den Rheophilen nutzen die meisten eurytopen Arten die permanent durchflossenen Seitenarme und flussab angebundnen Altarme sowohl als Laichhabitat als auch ganzjährig als Larven- bzw. Jungfischhabitat. Hinsichtlich völlig vom Hauptfluss abgetrennter Altarme konnten die Untersuchungen belegen, dass auch bei Überflutung nicht unbedingt über alle Gewässer komplexe Homogenisierung der Fischarten Platz griff. Vielmehr waren z. B. bei der Brachse sehr klare und stadienspezifisch bedingte Migrationen bzw. Besiedlungsmuster belegbar. Das unterschiedliche Artenspektrum vom Hauptfluss abgetrennter Altarme hing letztlich ganz wesentlich vom Vorhandensein/Fehlen einer Makrophytenvegetation bzw. vom Trübungsgrad und der Entfernung vom Hauptgerinne ab.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die am Rhein-Unterlauf gesetzten Maßnahmen speziell für seltene/gefährdete Arten und/oder Gilden eine wesentliche Verbesserung der Lebensraumverhältnisse bewirkten. Die Untersuchungsergebnisse belegen klar die Bedeutung großflächiger aquatisch/terrestrischer Übergangszonen potamaler Flusssysteme. Ein besonders wichtiger Gesichtspunkt ist daher die Wiederherstellung dynamischer Verhältnisse innerhalb der Au- und Überschwemmungsflächen. Spezielles Augenmerk gilt dabei der Häufigkeit und Dauer der Überstauungen im Fluss- und Auenniveau in Anlehnung an die natürlichen hydrologischen Bedingungen und topographischen Verhältnisse.

Sowohl permanent durchflossene Seitenarme als auch flussab angebundnen Altarme sind für ausgewogene, das heißt rheophile und eurytope Arten/Gilden umfassende Fischbestände ganz wesentliche Lebensraumelemente. Daher sollen

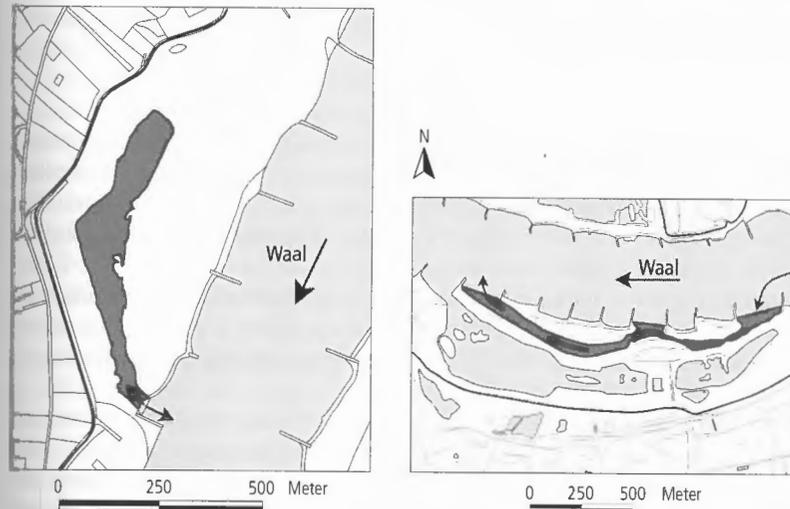


Abb. 10.11 Beispiel zweier 1996 neu geschaffener Überschwemmungsflächen-Gewässer: der unterstromig wiederangebundne Altarm „Passewaaij“, ein primär stagnierendes Gewässer (links), und der permanent durchströmte Seitenarm (secondary channel) „Gameren“ (rechts; aus Grift 2001).



Abb. 10.12 Luftaufnahme des „secondary channels Gameren“, Waal branch am Unteren Rhein (vgl. Text); Foto: Jaap de Vlas.

künftig alle Möglichkeiten wahrgenommen werden, im Rahmen der bestehenden Programme (s. oben) noch weitere reichende Restaurationsmaßnahmen zu setzen. Besonderes Augenmerk gilt dabei möglichst hoher Diversität und Zugänglichkeit der Gewässer innerhalb des Gesamtsystems. Diese kommen neben der Ichthyofauna auch den Makroinvertebraten und der Vogelfauna etc. zugute. Da die rheophilen Anteile der Fischfauna europaweit durch die höchsten Defizite gekennzeichnet sind, hat die Wiederherstellung von permanent durchflossenen Seitenarmen als Schlüsselhabitat im Vergleich zu jener von flussab angebundnen Altarmen besondere Priorität. Nicht zuletzt ist die Erhöhung der strukturellen Komplexität von Ufern und Bühnenfeldern im Hauptstrom als wesentlicher Beitrag zur Förderung der rheophilen Gilden anzusehen.

10.3.3 Das Projekt Gewässervernetzung Regelsbrunner Au / Nationalpark Donau-Auen

Problemstellung/Zielsetzung

Die Donau-Auen zwischen Wien und der Staatsgrenze zur Slowakei sind seit Oktober 1996 Nationalpark. Teil dieses Schutzgebietes (Gesamtfläche 9300 Hektar) ist die etwa 410 Hektar große „Regelsbrunner Au“, die 1989 österreichweit bekannt wurde, als sie der WWF Österreich unter dem Motto „Natur freikaufen“ von einem privaten Grundbesitzer erwarb. Seit damals wurden zahlreiche Renaturierungen eingeleitet und durchgeführt. Jagd und Forstwirtschaft wurden eingestellt, die Fischerei streng reglementiert und der Fischbesatz gänzlich unterbunden. Das wichtigste Vorhaben war aber die Wiederanbindung der Altarme an die Donau, die „Dynamisierung“ der Au.

Ursprünglich war die Donau in diesem Abschnitt ein weitverzweigtes und hochdynamisches Furkationssystem mit zahlreichen Armen, Schotter- und Sandinseln (vgl. auch Kap. 7.4.2.3). Ende des 19. Jahrhunderts begann die „Große Donauregulierung“. Das Fluss/Nebenarmsystem wurde dabei auf ein 360 Meter breites Gerinne festgelegt, begrenzt von Treppelwegen, die nur bei Hochwässern überströmt werden. Die gravierendsten Konsequenzen dabei waren großflächige Verlandungen der Au, Eintiefungen der Stromsohle, die heute noch durchschnittlich 3 bis 4 cm jährlich betragen und damit entsprechende Entkopplung der Niveaus von Fluss und Umland.

Die Regelsbrunner Au ist mit lokaler Seitenerosion und Umlagerung zwar im Verhältnis zu den übrigen Aubereichen der Donau noch sehr dynamisch, doch sind auch hier die Effekte der Regulierung deutlich spürbar. Bis zur Realisierung der Öffnungsmaßnahmen wurde das Altarmsystem lediglich an durchschnittlich 10 bis 15 Tagen pro Jahr dotiert (Mittelwasserstand + 1,5 m). Dies hatte wiederum zur Folge, dass sich im Bereich zwischen den Ortschaften Maria Ellend und Regelsbrunn die Wasserflächen von 191 Hektar im Jahr 1914 (etwa 20 Jahre nach Ende der Regulierungsarbeiten) auf 80 Hektar im Jahr 1990 reduzierten, die offenen Schotterflächen im gleichen Zeitraum von 63 auf etwa 3 Hektar.

Die Forderung nach „Altarmöffnung“ und „Wasser in die Au“ zwecks Beendigung dieses Prozesses wurde im Zuge der Nationalparkplanung immer wieder von vielen Seiten gestellt. Unter der Leitung der Wasserstraßendirektion, mit Unterstützung der damaligen Nationalparkplanung, des Instituts für Zoologie, Abteilung Limnologie der Universität Wien, sowie des WWF gelang es schließlich 1996 ein international beachtetes Renaturierungsprojekt zu starten. Dieses Projekt war letztlich das Produkt enger Kooperation von Wasserbau, Wissenschaft und Naturschutz. Wesentlichstes Ziel war zum einen die Erhöhung des Vernetzungsgrades und zum anderen die Dynamisierung der Au.

Mit diesem Projekt wurde zugleich Neuland bei der Renaturierung großer Auen betreten, da zuvor in dieser Dimension noch kaum Erfahrungen mit der Umsetzung solcher Maßnahmen gesammelt worden waren. Insofern handelte es sich bei diesem Projekt auch um einen ersten groß angelegten „Feldversuch“.

entsprechend wichtig war und ist für die Beurteilung des wissenschaftlichen Monitoring.

Nicht zuletzt bestand eine weitere Besonderheit darin, dass es bei diesem wasserbaulichen Projekt ausschließlich um eine Verbesserung der Gewässerlebensräume ging. Unter diesem Aspekt kann das Projekt auch als Vorbild für eine zukünftige Novellierung der einschlägigen wasser- bzw. gewässerrelevanten Gesetze dienen, vor allem im Hinblick auf die „Machbarkeit“ im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Im Rahmen des Projektes gesetzte Maßnahmen

Der für die Vernetzung nötige Durchfluss wird durch die Öffnung des Donau-Treppelweges bei gleichzeitiger Absenkung der Traverse im Altarmsystem gewährleistet. Zwei Jahre nach Spatenstich im Mai 1996 waren die Bauarbeiten abgeschlossen. Die Finanzierung übernahm das Bundesministerium für Wirtschaftliche Angelegenheiten.

Auf einer Flusstrecke von etwa 10 Kilometern Länge wurde der Treppelweg entlang der Donau an 4 Stellen über je 30 Meter um bis zu 1,5 Meter abgesenkt. Dadurch wird das Einstromen des Donauwassers ab Mittelwasserstand und entsprechende Dynamik garantiert (150 Tage/Jahr). Zudem wurden an drei Stellen Kastendurchlässe mit jeweils 10 m Breite in den Treppelweg eingebaut. Diese liegen tiefer als die Absenkungen (Mittelwasserstand – 0,5 m) und gewährleisten auf diese Weise eine Vernetzung bzw. Dotation an mehr als 220 Tagen pro Jahr (vgl. Abb. 10.13).

In der Au wurden mehrere Traversen abgesenkt oder mittels Kastendurchlässen geöffnet, um Stauwirkungen zu verhindern. Insgesamt ist ein rund 500 Hektar großes Gebiet von diesen Maßnahmen betroffen (410 ha WWF, 90 ha Österreichische Bundesforste). Die Wiederherstellung der lateralen Konnektivität mit den Zubringern wurde durch zwei kleinere Öffnungen zur Fische hin (mit 5 und 3 m Breite) sowie Adaptierungen der Traversen im oberen Abschnitt des Altarmsystems erreicht. Ihre Auswirkungen auf die Dynamik sind jedoch geringer bzw. größenordnungsmäßig nicht mit den weiter unten gesetzten Maßnahmen vergleichbar.

Ergebnisse und Ausblick

Wie sehr sich die hydrologischen Verhältnisse durch das Projekt verändert haben, zeigt der Vergleich der Situationen vor und nach Realisierung der Maßnahmen. Waren die Altarme vor der Renaturierung an durchschnittlich 10 bis 15 Tagen pro Jahr mit dem Strom verbunden, so ist dies jetzt an etwa 220 Tagen im Jahr der Fall. Flossen bei einem Wasserstand von MW + 1,50 m früher etwa 5 bis 10 m³/s durch das Altarmsystem, so sind es nunmehr nach der Öffnung ca. 120 m³/s.

Erwartet wurden allgemein Vergrößerung der Wasserfläche, Zunahme der Sponierflächen (Schotterbänke, Erosionsufer mit Steilwänden etc.), Entstehung neuer Gewässer sowie in weiterer Folge eine Zunahme von Tier- und Pflanzenarten, die solche dynamischen Lebensräume benötigen. Diesbezügliche Beispiele sind rheophile Fischarten wie Nase, Frauenerfling, Sterlet und Barbe, Vogel-

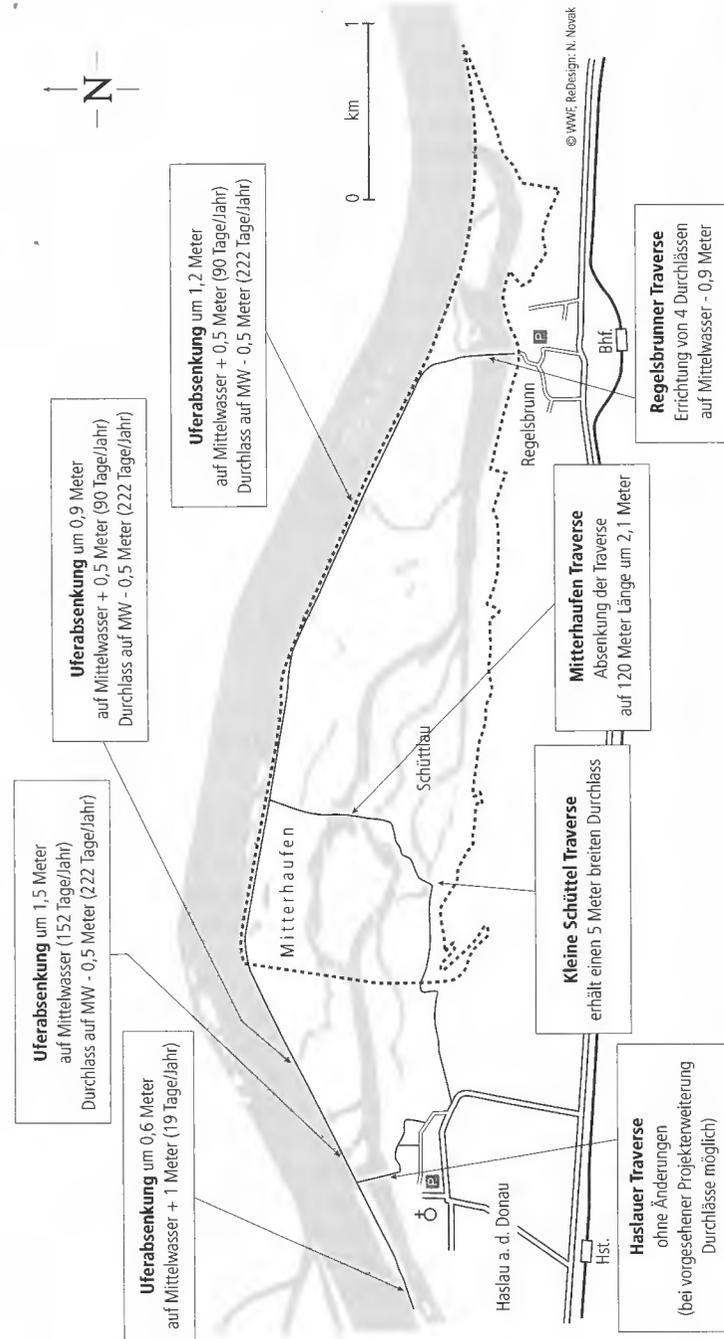


Abb. 10.13 Altarmöffnung zwischen Haslau und Regelsbrunn, verändert nach WWF Österreich.

arten wie Eisvogel, Flussregenpfeifer und Flussuferläufer oder Pflanzenarten wie Silber- und Schwarzpappel.

Am deutlichsten sichtbar sind heute, gut 5 Jahre nach den ersten Maßnahmen, die morphologischen Änderungen im Bereich der Einstrombereiche sowie der abgesenkten Traversen. Die Kraft des Wassers führte hier zu enormer Erosion. Beim auf Mittelwasserniveau abgesenkten Treppelweg bei Haslau, dem so genannten „Süßen Loch“, ist der Effekt am deutlichsten. Vor der Öffnung war der Altarm hier nur etwa 2–5 m Meter breit und an vielen Stellen nicht mehr als einen Meter tief. Die Verlandung schritt rasant voran. Aus dem ehemals fischreichen Angelplatz (daher auch der alte Name „Süßes Loch“) war ein Graben mit einigen kleineren Kolken geworden. Mit der Öffnung setzte in beeindruckendem Maße die Erosion ein. Uferböschungen wurden samt Baumbestand weggespült, Bäume verblockten als große Totholzstrukturen den Arm. Dies wiederum führte zu verstärkter Seitenerosion. Schotterbänke entstanden und verschwanden beim nächsten Hochwasser wieder. Heute ist das Gewässer 50–70 m breit und an manchen Stellen bis zu 7 m tief. Bis zu 5 Meter hohe Steilwände prägen das Bild und deuten darauf hin, dass der Entwicklungsprozess des Armes weiter geht. Aus einem Altarm entstand auf diese Weise ein hoch dynamischer Nebenarm. Ähnlich sieht es auch in anderen geöffneten Bereichen weiter stromab aus, wo dynamische Prozesse wieder den Eindruck wilder, unberührter Natur vermitteln. Ein Beispiel ist diesbezüglich der Bereich der Mitterhaufentrasverse, wo sich wieder dem ursprünglichen Furkationstyp entsprechende Strukturen bildeten (Abb. 10.14 und 10.15). Aus gewässerökologischer Sicht sehr positiv ist die deutliche Zunahme von Totholz im Gewässer.

Erste wissenschaftliche Ergebnisse des Monitorings liegen seit kurzem vor. Beckendorfer und Raab (mündliche Mitteilung von U. Eichelmann) heben als



Abb. 10.14 Dynamische Prozesse und vielfältige Strukturen nach Altarmöffnung; Foto: WWF.



Abb. 10.15 Strukturelle Vielfalt im Altarmsystem nach Altarmöffnung; Foto: WWF.

Folge verstärkter Dynamik folgende Auswirkungen hervor: (1) starker Anstieg von Flachwasserbereichen um ca. 20 %, (2) Durchströmung des Großteils der Gewässer an über 180 Tagen pro Jahr, (3) tendenzielle Änderung aller untersuchten Indikatorgruppen hin zu rheophilen Arten/Gilden, (4) nach der Öffnung vermehrtes Auftreten juveniler Rußnasen (*Vimba vimba*) und bei den Adulten leichte Zunahme der Nasen (*Chondrostoma nasus*). Insgesamt änderte sich die Artenassoziation aber nur wenig. Bei den Libellen war spürbare Veränderung in Richtung „flussgebundener Arten“ festzustellen. So nahmen die Bestände der Gebänderten Prachtlibelle (*Coleopterix splendens*), der Gemeinen Keiljungfer (*Gomphus vulgaris*) und der Federlibelle (*Platycnemis pennipes*) deutlich zu.

Im Hauptarm fand laut Profilmessungen eine durchschnittliche Auflandung von 9 cm statt. Es ist zu vermuten, dass dieses Material von Erosionen innerhalb des Ausystems stammt. Die Verweildauer des Wassers im Augewässersystem verringerte sich deutlich, die Schwebstoff- und Nährstoffkonzentration hingegen erhöhte sich.

Insgesamt ergibt sich eine positive Bilanz der Maßnahmen. Bei Auensystemen dieser Dimension und Lage sollten freilich künftig nicht nur einzelne Arme punktuell angebunden werden. Vielmehr sollte der Treppelweg über weite Strecken auf ein Niveau abgesenkt werden, das gerade noch für die Schifffahrt akzeptabel ist. Speziell in einem Nationalpark Donauauen geht es um großflächige Renaturierung der Auen unter größtmöglicher Wiederherstellung lateraler Konnektivität und dynamischer Prozesse.

Vor wenigen Monaten wurde ein weiteres Rückbauprojekt in den Donau-Auen fertiggestellt, die Anbindung der nordufrigen Altarme bei Orth. Mit Mitteln der Europäischen Union (LIFE-Natur) wurden die so genannte „Kleine Binn“

und die „Große Binn“ wieder mit der Donau verbunden. Dabei ist hier die Anbindung schon ab Mittelwasserführung – 1 m gewährleistet, was deutlich niedrigeren Wasserständen als in Regelsbrunn entspricht. Bei einem weiteren Projekt stehen die Chancen gut, dass erneut EU-Mittel im Rahmen eines LIFE-Projektes bereitgestellt werden, um gegenüber Hainburg alte Uferbefestigungen zu entfernen und die natürliche Seitenentwicklung der Donau zuzulassen (mündliche Mitteilung U. Eichelmann).

10.3.4 Das Projekt Wildflussgebiet Lafnitztal

Problemstellung/Zielsetzung

Die obere und mittlere Lafnitz, Grenzfluss zwischen dem Burgenland und der Steiermark, zählt zwischen den Ortschaften Lafnitz und Fürstenfeld zu den österreichweit letzten weitgehend naturnahe erhaltenen Mäanderflüssen/BMJUF (1999). Neben nach wie vor hochdynamischer Flussbettentwicklung und von Totholz geprägter Flussmorphologie sind speziell die flussbegleitenden Auwälder und vielfach talraumprägenden Dauerwiesen hervorzuheben (Abb. 10.16 und 10.17). Hochwässer überfluten noch regelmäßig weite Bereiche des durch Feuchtwiesen, Erlen-Eschen-Auwälder und magere Flachland-Mähwiesen gekennzeichneten Talraumes. Das Vorkommen zahlreicher, sonst bereits seltener Säuger-, Vogel-, Amphibien-, Insektenarten etc. ist das Ergebnis der vielfältigen Flusslandschaft.

In den letzten Jahrzehnten wurde auch dieser herausragende Naturraum immer mehr durch die verschiedensten Nutzungen (Land- und Forstwirtschaft, Bergbau, Sand- und Schotterabbau etc.) eingeengt. Sukzessive drohte eine Fragmentierung des Talraumes bzw. seiner Flusslandschaft.

Schutzmaßnahmen

Im Rahmen des LIFE-Projektes „Wildflussgebiet Lafnitztal“ läuft in Kooperation zwischen Wasserbau, Naturschutz, Agrarbezirksbehörde, Gemeinden und NGOs ein beispielgebendes Flurbereinigungsverfahren im Interesse sowohl des Naturschutzes als auch des Hochwasserschutzes. Die Besonderheit des Projektes liegt darin, dass die bestehenden Probleme schwerpunktmäßig durch großflächige Grundankäufe gelöst werden. So erfolgte bisher im Rahmen des LIFE-Projektes bereits die Ablöse von ca. 200 ha Grundfläche. Die erworbenen Grundstücke ermöglichen eine Zusammenlegung in der Art, dass ein arrondiertes Gebiet entlang der Lafnitz entsteht. Dieses Gebiet erlaubt nicht nur dynamische Flussentwicklung sowie Erhaltung artenreicher Wiesen- und Auwaldflächen auf fast 50 km Flusslänge; vielmehr dient es auch dem passiven Hochwasserschutz und der Erhaltung der Grund- bzw. Trinkwasservorkommen.

Perspektiven

Die Besonderheit des Projektes liegt darin, dass im konkreten Fall (1) noch rechtzeitig vor der schrittweisen Einengung und Zerstörung einer hochattraktiven



Abb. 10.16
Lafnitz aus der Vogel-
perspektive; Foto: BBL
Hartberg.



Abb. 10.17 Vielfältig strukturiertes Gewässerbett der Lafnitz; Foto: Abt. für Hydrobiolog

Flusslandschaft Schutzmaßnahmen gesetzt wurden, wobei ökologische Aspekte Priorität hatten; (2) umfassende interdisziplinäre Planung unter voller Information und Miteinbeziehung der vor Ort Betroffenen erfolgte; (3) nicht nur der Fluss und seine begleitenden Uferstreifen, sondern die vom Fluss geprägte Tal-landschaft Gegenstand der Planung war, und (4) dieser flächige Planungsansatz letztlich erfolgreich sowohl auf die Schutzziele aus ökologischer als auch wasser-
wirtschaftlicher Sicht abgestimmt werden konnte.

Aus gewässer- und fischökologischer Sicht kann eindeutig erwartet werden, dass auf diese Weise die flusstypspezifischen hydromorphologischen Lebens-
raumverhältnisse auch langfristig eine artenreiche und ausgewogene Ichthyo-
fauna gewährleisten. Die durch den Naturraum gegebenen und durch das Projekt
bewirkten Rahmenbedingungen machen den konkreten Schutz- und Erhal-
tungsansatz insgesamt zu einem äußerst interessanten Studienobjekt bzw. hoch
attraktiven Beispielfall für die nachhaltige Entwicklung von Flusslandschaften.

10.3.5 Das Projekt Hochwasserschutz- und Revitalisierungskonzept Sulm

Allgemeines/Zielsetzung

In den Jahren 1998 bis 2000 erfolgte am Sulmfluss (hyporhithrales bis epipotamales Hügel- bis Tieflandgewässer), Steiermark, eine dringend notwendige Er-
neuerung des Hochwasserschutzes für die Siedlungsgebiete in der Gemeinde
Heimschuh. Zugleich war eine deutliche Verbesserung der ökologischen Funkti-
onsfähigkeit des zuvor regulierungsbedingt stark beeinträchtigten Flusses eine
wesentliche Zielsetzung des Projektes (Hornich & Baumann 1999).

Maßnahmen

Im gesamten Projektabschnitt mit einer Länge von rund 3,5 km erfolgte im Hin-
blick auf die gesicherte Hochwasserabfuhr eine einseitige Aufweitung um ein
Drittel der ursprünglichen Regulierungsbreite. Das in den Aufweitungsbereichen
jeweils neu gestaltete Ufer wurde dabei im Gegensatz zu bisherigen Verbauungen
nicht durch Blockwurfsicherungen, sondern mit unterschiedlichsten Holz-
bauungen stabilisiert. Es handelte sich dabei um ein Pilotprojekt, bei dem
besonderes Augenmerk auf die Variation und Erprobung unterschiedlicher
Holzstrukturen gelegt worden war (Wurzelstöcke, Holzbuhnen, Raubäume als
Uferarmungslenker etc.).

Ein weiteres Revitalisierungsziel bestand darin, den begradigten Verlauf der
regulierten Sulm zumindest bereichsweise wieder zu verändern. Zu diesem
Zwecke wurden angrenzende Ackerflächen angekauft und in das öffentliche
Wassergut übergeführt. Auf diesen Flächen fand die Neugestaltung von zwei
Flussbögen in Anlehnung an den historischen Gewässertypus der Sulm statt. Das
vorher bestehende Regulierungsgerinne blieb dabei bestehen, ist jedoch durch
ein Querwerk vom Sulmlauf abgetrennt und dient nunmehr ab etwa HQ₁ zur
Schwemmlastentlastung (vgl. Abb. 10.18).

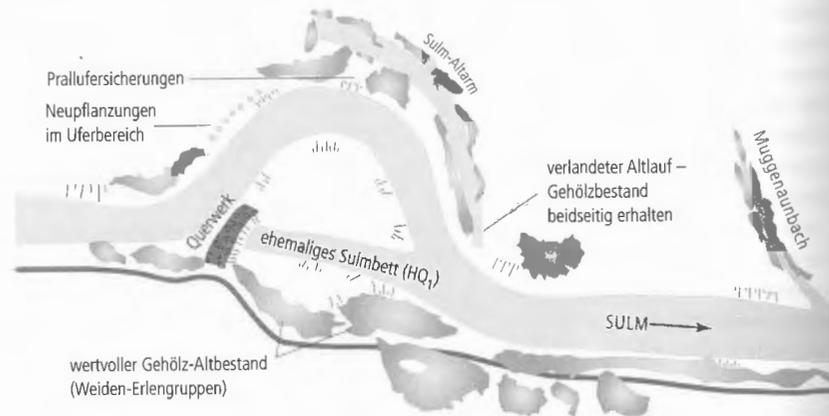


Abb. 10.18 Übersichtsskizze des neu geschaffenen „Mänders“ (vgl. Abb. 10.19 und Text).

Monitoring/Ergebnisse

In den zwei neu geschaffenen Flussbögen wurden vor allem durch den Einbau von Raubäumen vielfältige Struktur-, Strömungs- und Substratverhältnisse erzielt (Abb. 10.18 bis 10.20). Tiefe Rinner, schnell durchströmte Furtstrecken, strömungsberuhigte Uferzonen sowie großflächige Schotterbänke entlang der Innenufer kennzeichnen diese neu geschaffenen Flussbögen. Sicherungen mit Raubäumen sind auf die Außenufer beschränkt, an den Innenufern wurde auf solche Maßnahmen fast durchgehend verzichtet.

Die in diesen neuen Mäanderbereichen zuvor vorgelegenen Regulierungsschnitte werden zur Hochwasserentlastung genutzt. Bei Abflüssen $> HQ_1$ springen diese „Überströmstrecken“ an, bei Wasserführungen $< HQ_1$ hingegen liegen sie als flussab einseitig angebundene „Altarme“ vor. Schlammiges Substrat und üppige Ufervegetation prägen diesen neu geschaffenen Altarmtyp (vgl. Abb. 10.18 und 10.21).

Die Aufweitungen erfolgten durchwegs nur einufrig, wobei die reichlich anfallenden Ufergehölze meist unmittelbar nach den Aushubarbeiten wieder mit dem Bagger eingebracht wurden (Abb. 10.20). Zum Teil fand dabei eine umfassende, bis weit in das Niedrigwassergerinne reichende Strukturierung mit großen Raubäumen, Wurzelstöcken etc. statt. Speziell die Fixierung großer Bäume erfolgte mit Hilfe langer Holzpiloten im Untergrund.

Im Zuge eines dreijährigen fischökologischen Monitoring-Programmes (Beginn Herbst 2000) werden die verschiedenen Maßnahmen habitatbezogen hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Gewässerlebensraum und die Fischfauna untersucht. Zugleich erfolgt ein Vergleich unterschiedlich restrukturierter Abschnitte mit einer flussauf anschließenden, weiterhin monoton regulierten Teststrecke anhand quantitativer Fischbestandserhebungen.

Bereits ein Jahr nach Fertigstellung zeigt sich eine erhebliche Verbesserung des gewässerökologischen Zustandes. Das vorgefundene Fischartenspektrum repräsentiert den typischen Charakter einer Barbenregion (Epipotamal), mit den dominierenden Leitfischarten Nase, Barbe und Hasel. Insgesamt konnten im Zuge der Befischungen für den revitalisierten Sulmabschnitt 34 Fischarten aus neun Familien sowie eine Neunaugenart (Ukrainisches Bachneunauge) nachgewiesen werden. Dabei erweitern vor allem Vertreter der indifferenten und ruhigwasserliebenden Gilde das Artenspektrum. Damit sind in diesem kurzen Projektabschnitt mehr als 50 % der in österreichischen Fließgewässern vorkommenden Arten belegt. Für den monoton regulierten Sulmabschnitt hingegen ergeben die Untersuchungen aufgrund geringen Habitatangebotes nur mehr 16 Fischarten.

Bezüglich des Gefährdungsgrades ist festzustellen, dass rund die Hälfte der nachgewiesenen Arten der Sulm in Österreich in verschiedenen Gefährdungskategorien ausgewiesen ist. Vier davon zählen zu jenen Tierarten, für deren Erhaltung im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Besonders erfreulich ist der Nachweis von juvenilen Huchen in der neu gestalteten Projektstrecke. Er belegt die natürliche Vermehrung und damit das Vorhandensein geeigneter Habitate v. a. für die sensible Reproduktionsphase dieser Art. Ähnliches gilt auch für das Ukrainische Bachneunauge, dessen Bestand in der Sulm auf natürlicher Reproduktion basiert. Beide genannten Arten sind europaweit in den Roten Listen mit besonders hohem Gefährdungs- bzw. Bedrohungsgrad ausgewiesen. Ihre Bestände stellen somit sehr aussagekräftige Indikatoren für die Bedeutung der neu geschaffenen Gewässerbett- und damit Lebensraumbedingungen der Sulm im Projektgebiet dar.

Als Besonderheit kann auch der Nachweis des Semlings gewertet werden, der bis 1998 in Österreich als verschollen galt. Interessant ist zudem das Vorkommen des Strebers im Projektgebiet. Dieser vom Aussterben bedrohte Barschartige gilt als hinsichtlich Fließgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung besonders anspruchsvoll. In der restrukturierten Gewässerstrecke der Sulm findet der Streber großflächig rasch überströmte Bereiche, die seinen Habitatansprüchen entsprechen. Der vom Aussterben bedrohte Kessler Gründling schließlich ist die seltenste der vier heimischen Gründlingsarten. Diese Art bevorzugt stark überströmte, seichte Kiesbänke, die im Zuge der Revitalisierungsmaßnahmen im Projektabschnitt in Form großflächig ausgeprägter Furten entstanden sind.

Die tiefen und überaus reich strukturierten Prallufer werden von rheophilen Arten (Barbe, Nase, Hasel etc.) stark genutzt, die seicht überströmten Schotterbänke entlang der Bogeninnenufer stellen insbesondere für Jugendstadien zahlreicher Fischarten wichtige Habitate dar. Die neu entstandenen, einseitig gebundenen Überströmstrecken werden vor allem in hohem Ausmaß als Untereinstand genutzt, wobei sich zu dieser Jahreszeit hier auch zahlreiche Jugendstadien rheophiler Spezies finden. Im Sommer hingegen stellt sich in den Niedrigwasserzonen eine altarmtypische Fischgemeinschaft ein. Reich strukturierte Ufer und Totholzansammlung werden dabei u. a. vom Hecht genutzt.



Abb. 10.19 Neu geschaffener Mäander mit Raubäumen am Außenufer
Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.20 Einbringung eines Raubaumes; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.21 „Neuer Altarm“ (Hochwasserentlastungsgerinne) mit Makrophyten
(vgl. Abb. 10.18 und Text); Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Die Neubesiedelung des Restrukturierungsabschnittes mit zum Teil stark gefährdeten Fischarten zeigt eindrucksvoll die Wirksamkeit der leitbildorientierten Rückbaumaßnahmen. Speziell die Kombination von Flussbettaufweitungen mit Holzstrukturen führt zu einer Habitatausstattung, die diesem Gewässertyp und damit auch der ursprünglichen Fischartengesellschaft weitgehend entspricht.

10.3.6 Das Projekt Katschbach

Problemstellung / Zielsetzung

Der Katschbach (Steiermark) ist ein linksufriger Murzubringer 5. Ordnung, mit einem Einzugsgebiet von 175 km² und gemäßigt nivalem Regime des Berglandes. Sein mittlerer Abfluss beträgt im Projektgebiet Frojach-Katsch 3,3 m³/s. Morphologisch zeigt der Bach gewundenen Verlauf. Mit dem Eintritt in das Murtal bzw. in den Mündungsbereich stand der Katschbach vor seiner Jahrzehnte zurückreichenden Regulierung in starker Vernetzung mit dem Furkationssystem der Mur.

Trotz über weite Bereiche linearer Verbauungen ist der Katschbach aus gewässerökologischer Sicht noch immer als vergleichsweise intaktes Metarhithral anzusprechen. Im Unterlauf besitzt er besondere Bedeutung als Laichgebiet für die Murfischfauna, zumal hier noch freie Einwanderung bzw. Migration zwischen Hauptsystem und Zubringer möglich ist. Markant ist die Einwanderung von zahlreichen Äschen und regelmäßig auch Huchen während der Laichzeit im Frühjahr. Zuzufolge der hydrologischen Gegebenheiten der Mur (starke Frühjahrs-

schmelzwässer v. a. im Mai und Juni) ist der Katschbach für die natürliche Reproduktion des Huchen in diesem Abschnitt (Natura-2000-Gebiet) von hoher Bedeutung (Kaufmann et al. 1991). Im Zuge einer österreichweiten Gewässerkartierung (Muhar et al. 1996b) wurde festgestellt, dass die Mur im Bereich zwischen Murau und Judenburg derzeit zu den letzten großen Kulturlandschaftsflüssen mit naturnahen gewässermorphologischen Verhältnissen und über weite Bereiche intakter Vernetzung mit dem Zubringersystem zählt.

Im Ortsgebiet der Gemeinde Frojach-Katsch war der Hochwasserschutz trotz alter Regulierung unzureichend. Teilbereiche der Siedlung wurden bereits bei HQ₅ überflutet. Zu Beginn der 90er-Jahre erfolgte daher der Entwurf eines Hochwasserschutzprojektes, das Schutz vor Überflutungen bis zu einem HQ₃₀ (115 m³/s) gewährleisten sollte. Angestrebt wurde dies vor allem durch Vergrößerung der Abflussprofile auf einer Länge von rund 1,5 km, Sohlintiefung im oberen Ortsbereich (Gefälle von rund 1 %) von bis zu 0,7 m und bereichsweise Aufdämmung der Ufer (50 cm). Das technische Projekt sah Beibehaltung der Linienführung unter durchgehender Ufersicherung vor.

Aufgrund ökologischer Defizite erfolgte schließlich eine Abänderung des Projektes mit folgenden übergeordneten Zielsetzungen: (1) Aufrechterhaltung des Kontinuums für die Fischmigration und den Geschiebetransport unter migratorischer Sanierung bestehender (Regulierungs-)Barrieren; (2) Verkürzung der Eintiefungsstrecke; (3) Verzicht auf durchgehend beidufrige Ufersicherungen; (4) Grundankauf zwecks Initiierung von begleitenden Bachauen und dynamischer Bachentwicklung in mehreren Abschnitten; (5) Minimierung der Beeinträchtigungen durch zeitliche Beschränkung/Abstimmung des Baugeschehens und Errichtung eines Sedimentationsbeckens (s. unten) im Hinblick auf fischökologische Erfordernisse.

Realisierte Maßnahmen

Zur Erfüllung der oben genannten Zielsetzungen wurde entlang des auf 1,2 km Länge verkürzten Projektsabschnittes insgesamt 8500 m² Grundfläche abgelöst und dem öffentlichen Wassergut zugeschlagen. Der Übergang vom Bestand zum im oberen Projektbereich durchschnittlich um 70 cm eingetieften Bach erfolgte mit Hilfe einer auch für Jungfische und Koppen passierbaren, aufgelösten Rampe.

In zwei Bereichen innerhalb des Ortsbereiches wurde ein jeweils auch bei MNQ durchflossenes Seitengerinne ohne durchgehende Ufersicherungen errichtet. Die auf diese Weise neu entstandenen Inseln wurden großteils mit älteren Ufergehölzen aus angrenzenden Uferbereichen bepflanzt bzw. mit Totholz strukturiert. Im flussabwärtigen Projektsabschnitt erfolgte rechtsufrig die Anlage eines längeren und seiner eigendynamischen Entwicklung überlassenen Nebenarmes. Dieses Gerinne wird von einer neu angelegten und zum Teil bepflanzten, zum Teil der natürlichen Sukzession überlassenen „Bachaufläche“ begrenzt. Circa 100 m flussab erfolgt eine großflächige Aufweitung des Katschbaches, die zuvor als Sedimentationsbecken diente, um zu starke Eintrübung der Mur während der Baggerarbeiten zu unterbinden. Diese Aufweitung wurde nach Abschluss der



Abb. 10.22 Furkationsartige Entwicklung des untersten Aufweitungsbereiches am Katschbach wenige hundert Meter vor der Mündung in die Mur
Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Bauarbeiten freier, furkationsartiger und damit leitbildkonformer Entwicklung des Gerinnes überlassen, um den einwandernden Murfischen adäquate Laich- und Bruthabitate zu bieten (vgl. Abb. 10.22).

Das die oben beschriebenen Seitenarm- und Aufweitungsbereiche verbindende Regulierungsgerinne wurde möglichst rau, mit unterschiedlichen Böschungseigungen und z. T. Wurzelstock- und Totholzstrukturen gestaltet. Durchgehend erfolgte Wiedereinbau älterer Ufergehölze und, wenn notwendig, nachträgliche Bepflanzung.

Fischökologisches Monitoring

Bei Begehung der verschiedenen Bachabschnitte war bereits im 1. Jahr nach Inbetriebnahme erkennbar, dass in den neu strukturierten Bachabschnitten des Projektbereiches ein deutlich höherer Fischbestand vorliegt als in den bachauf- und bachabwärts anschließenden, monotonen Bereichen der alten Regulierung. Im Speziellen gilt dies für die neu gestalteten, bei Niedrigwasserführung nur sehr seicht verlaufenden Seitenarme, in denen im Frühjahr/ Frühsommer Schwärme von Köpflingchen zu beobachten sind. Vergleichende quantitative Bestandsaufnahmen mittels Elektrobefischungen 2 Jahre nach Projektabschluss ergaben speziell im furkationsartigen Aufweitungsbereich (Abb. 10.22) eine deutlich höhere Fischdichte von Bach- und Regenbogenforelle sowie Äsche (Abb. 10.23). Zu einem hohen Anteil ist dies Folge stark gestiegener Jungfischanteile der drei genannten Arten, die nicht zuletzt von der starken Zunahme der Uferlänge profitieren. Das

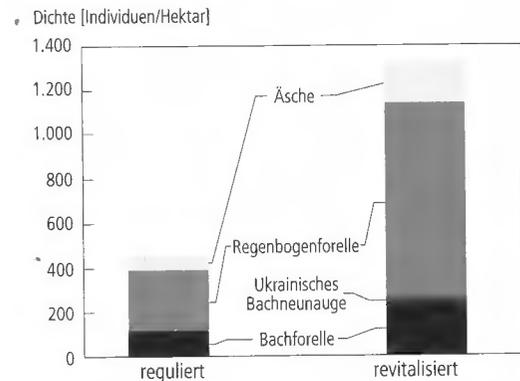


Abb. 10.23

Fischarten und deren Dichte im untersten Aufweitungsbereich im Vergleich zu einem hart regulierten Abschnitt des Katschbaches (vgl. Abb. 10.22 und Text).

zusätzliche Auftreten von Quertern (Larvenstadien) des Ukrainischen Bachneunauges ist Resultat der vielfältigen Bachmorphologie, die nunmehr auch zur Ausbildung für Larven geeigneter Schlick-/Schlammbhabitate führt. Im Frühjahr ist gerade dieser neu entstandene und nur wenige hundert Meter bachaufwärts der Mündung in die Mur gelegene Aufweitungsbereich zugleich ein stark frequentierter Laichplatz von Äsche und Regenbogenforelle. Auch Huchen dürften erfolgreich ablaichen, da Brut und Jungfische dieser Art beobachtet werden konnten. Es ist zu vermuten, dass Junghuchen hier speziell von der hohen Brut- bzw. Beutefischdichte profitieren.

10.4 Rückbau- und Verbesserungsmaßnahmen im Bereich von Kraftwerken

10.4.1 Das Projekt Vernetzungs- und Restaurierungsmaßnahmen im Stauwurzelbereich des Donaukraftwerkes Greifenstein

Allgemeines/Problemstellung

Die Donau zählt zu den an Fischarten reichsten Flüssen Europas. Dies ist durch die geographische Lage bzw. die Verbindung zwischen dem ponto-kaspischen Ausbreitungszentrum und dem mitteleuropäisch/alpinen Raum erklärbar. Neben vielen Arten mit weiter Verbreitung in Europa kommen auch zahlreiche ponto-kaspische Vertreter vor, die in Mitteleuropa ausschließlich auf die Donau und ihre unmittelbaren Nebengewässer beschränkt bzw. überhaupt nur in einem Teil des Donauebietes endemisch sind. Die Zusammensetzung der Fischfauna, die Zahl der gefährdeten Arten und deren Populationsaufbau in den noch bestehenden Fließstrecken spiegeln den Strukturreichtum der Donau und ihrer Uferzonen sowie den Vernetzungsgrad zwischen Hauptfluss, Nebengewässern und Überflutungszonen deutlich wider.

Ähnlich wie andere große Flüsse Mitteleuropas ist auch die Donau zu einem hohen Anteil durch Regulierungen und Kraftwerke beeinträchtigt. Bewirkte die große Donauregulierung primär eine Änderung im flächenmäßigen Anteil der einzelnen Habitattypen, so entstanden durch die Stauhaltungen völlig neuartige ökologische Bedingungen, die entscheidende Auswirkungen auf die gegenwärtige Fischassoziation haben. Der Aufstau unterbricht das Flusskontinuum, unterbindet den Geschiebetrieb, bewirkt Ablagerung großer Mengen von Feinsedimenten, führt zum Verlust ökologisch wertvoller Flachwasserzonen etc. Die in Stauhaltungen vorliegenden Fließgeschwindigkeits-, Sohlsubstrats- und Uferverhältnisse sowie großen Tiefen bieten vielen Fischarten nur mehr unzureichende Lebensraumbedingungen zur Erhaltung eigenständiger Populationen. Das Faunenbild ändert sich gegenüber der freien Fließstrecke in charakteristischer Weise. Viele rheophile Arten verschwinden praktisch völlig (z. B. Huchen, Nase, Frauenerfling etc.). Charakteristisch ist zudem eine Verschiebung von donautypischen Strömungsliebenden zu indifferenten Arten, die Schwankungen/Änderungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen (z. B. Aitel, Brachse, Rotaugen etc.). Die Unterbindung der lateralen Konnektivität wiederum beeinträchtigt v. a. die stagnophilen Elemente und Rheophil-B-Arten der Ichthyofauna. Es kommt zum Rückgang speziell jener Arten, welche hohe Ansprüche an die Gewässervielfalt und den Vernetzungsgrad stellen.

Möglichkeiten für die leitbildkonforme Restaurierung von Stauwurzelabschnitten durch Aufweitung und Vernetzung

Im Fall von Kraftwerksketten sind Stauwurzelbereiche zugleich die Unterwasserbereiche der flussauf gelegenen Kraftwerke und daher aufgrund der Tieferlegung der Sohle meist vom begleitenden Umland niveaumäßig entkoppelt. Trotzdem weisen die meist flusstypisch erhaltenen Ausprägungen der Kenngrößen Fließgeschwindigkeit, Sohlsubstrat und Wassertiefe diese Abschnitte als ökologisch nach wie vor wertvoll aus. Demzufolge besitzen diese Bereiche auch ein hohes Potenzial hinsichtlich der Umsetzbarkeit leitbildkonformer Restaurierungsmaßnahmen.

Im Folgenden seien kurz die wichtigsten Restaurierungsmaßnahmen für den Stauwurzelbereich des Kraftwerkes Greifenstein (Niederösterreich) vorgestellt, wie sie von einem interdisziplinären Wissenschaftlerteam im Zuge der Erstellung einer Studie über den Gießgang Greifenstein (Zauner & Kummer 1999) geplant bzw. skizzenartig aufgezeigt wurden (vgl. Abb. 10.24 und 10.25). Durch Aufweitung der nicht abgedämmten Stauwurzelbereiche ist ein leitbildkonformer Ansatz zur Wiederherstellung flussmorphologisch typischer Verhältnisse (Furkation) möglich. Dies lässt sich durch Freilegung und Wiederanbindung von Altarmen, Reaktivieren von Grabensystemen, Neuschaffung von Gewässern und großflächige Tieferlegung des Geländes erreichen (letztere Maßnahme wäre zumindest teilweise mit Hilfe der Erlöse von Kiesgewinnungen finanzierbar). Damit ist auch zumindest teilweise Wiederherstellung dynamischer Prozesse (Überflutungen, Erosions- und Sedimentationsvorgänge, Grundwasserschwankungen etc.) möglich. Die wiedererstandene Flusslandschaft sollte auf diese Wei-

se sowohl im aquatischen als auch im terrestrischen Bereich eine attraktive Habitatvielfalt inklusive entsprechender Sukzessionsflächen bieten.

Die Umsetzung der dargestellten Maßnahmen stößt bei den betroffenen Grundbesitzern, Jagd- und Fischereirechtsbesitzern auf Interesse, bedarf jedoch noch umfangreicher Abstimmungen mit Schifffahrt, Wasserbau, Naturschutz und Kiesgewinnungsunternehmen.

Zu erwartende fischökologische Effekte

Der einleitend beschriebene Revitalisierungsansatz umfasst unterschiedlichste Gewässertypen und Strukturen, mit im saisonalen Verlauf stark schwankender, aber insgesamt hohem Vernetzungsgrad. Aus gewässermorphologischer Sicht dominieren Seitenarme, welche über Furten oberstromig mit dem Hauptarm verbunden sind und bei geringen Abflüssen eine Umwandlung in nur einseitig angebundene Altarme erfahren. Mit der Schaffung von flach auslaufenden Schotterufeln werden im Hauptfluss und in den Seitenarmen asymmetrische Abflussprofile erzielt, welche im Hinblick auf die Reproduktionsareale und Juvenilhäbitate für viele donautypische Rheophile besonders hohe Wertigkeit besitzen (vgl. auch das Beispiel Kap. 10.4.2).

Innerhalb der Gruppe rheophiler Fische, deren gesamter Lebenszyklus auf den Hauptfluss beschränkt ist, bevorzugen einige Arten (z. B. Sterlet, Zingel, Schrägkeiler, Rußnase) mäßig strömende Abschnitte, wie sie vorwiegend in Seitenarmen vorliegen. Dieser Habitattyp weist saisonal stark schwankende Fließgeschwindigkeiten auf. Da hier zusätzlich auch eine Vielzahl strömungsindifferenter Arten vorkommt, hat heterogene Uferausformung hohe Bedeutung. Neben den klassischen Ubiquisten wie Brachse, Rotaugen, Aitel und Laube finden sich auch Arten wie Nerfling, Zander und Schied. Aber auch Juvenile der klassischen Rheophile und rheophile Kleinfischarten (z. B. der Gattung *Gobio*) sind hier gehäuft anzutreffen, da die seicht durchflossenen Arme nicht nur geeignete Laichareale, sondern in ihren Uferzonen auch wertvolle Refugialhabitate darstellen. Während der abflusschwachen Wintermonate schließlich bieten die offenen Altarme vielen Flussfischarten Winterestände.

Die v. a. bei erhöhten Wasserständen im späten Frühjahr/Frühsummer Wasser führenden Grabensysteme stellen auch für zahlreiche stagnophile Vertreter wichtige Wanderkorridore dar. Laterale Migrationen zu und von den überstauten Auwiesen sind dabei hinsichtlich Laichgeschehen sowie Brut- und Jungfischauftreten essenzieller Bestandteil im Lebenszyklus vieler Arten. Erst das Zusammenwirken der verschiedensten Gewässer- und Habitattypen über entsprechende Vernetzung im Verlauf des jährlichen hydrologischen Zyklus ist letztlich Garant für eine wesentliche Verbesserung der (fisch-)ökologischen Verhältnisse.

Die geplanten Restaurierungsmaßnahmen des Stauwurzelbereiches lassen freilich auch einen deutlichen Beitrag zur Erhöhung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems Donaustauraum/Stauwurzelbereich erwarten. Gerade bei Vorliegen geschlossener Kraftwerksketten, die künftig voraussicht-



Abb. 10.24 Aktuelle Situation in der Stauwurzel des KW Greifenstein.



Abb. 10.25 Aufweitung und Hinterlandvernetzung in der Stauwurzel des KW Greifenstein (vgl. Abb. 10.24).

lich als „heavily modified“ eingestuft werden, sind die Stauwurzelbereiche jene Abschnitte, in denen die größten Möglichkeiten zur Erhaltung/Wiederherstellung eines „guten ökologischen Potenzials“ im Sinne der WRRL (vgl. Kap. 9) bestehen.

10.4.2 Das Projekt: Neu geschaffene Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Donaukraftwerkes Aschach

Allgemeines/Problemstellung

Mit der Errichtung des Laufkraftwerkes Aschach, Oberösterreich, wurde der Charakter der ehemaligen Donau-Fließstrecke stark verändert. In der Stauhaltung entstanden stark veränderte ökologische Bedingungen (große Tiefen, verringerte Fließgeschwindigkeit, Sedimentation von Feinsubstraten etc. vgl. Kap. 7.4). Vielen Fischarten fehlen daher nunmehr die Voraussetzungen, um eigenständige Populationen auf Basis natürlicher Reproduktion zu erhalten. Ökologische Voruntersuchungen (Waidbacher et al. 1991) aus dem Jahre 1989 zeigen, dass im Stauwurzelbereich des Donaukraftwerkes Aschach ein drastisches Defizit in Bezug auf leitbildkonforme Strukturelemente, insbesondere im Uferbereich besteht. Dies spiegelt sich u. a. auch in den sehr geringen Anteilen standorttypischer Fischarten wider, welche speziell in solchen Strukturen eingemischt sind.

Laufkraftwerke und die begleitenden wasserbaulichen Maßnahmen bewirken in der Donau vor allem für die rheophile Gilde gravierende Änderungen der Lebensraumbedingungen. Die Reduktion der Fließgeschwindigkeit und Überstauung ehemaliger Schotterbänke und -inseln schränkt die Lebensraumverhältnisse speziell der ursprünglich dominierenden Kies- und Schotterlaicher ganz wesentlich ein. Dies trifft insbesondere für die Nase zu, welche früher neben der Barbe die Leitfischart der österreichischen Donau war. Massive strukturelle Defizite bestehen ganz besonders im Hinblick auf die Reproduktionsareale und Jungfischhabitats dieser Art (bezüglich anderer Fischarten und des Makrozoobenthos vgl. Zauner et al. 2001).

Restaurierungsmaßnahmen

Um der drastischen Verarmung an flusstypischen Schotterbänken und -inseln zu begegnen, erfolgte die Wiederherstellung von Schotterstrukturen durch Aufhöhung überstauter Schotterbänke in flussmorphologisch günstig gelegenen Zonen des Stauwurzelbereiches (Aufweitungen wie im oben aufgezeigten Beispiel der Stauwurzel des Kraftwerkes Greifenstein waren hier schon allein aufgrund der topographischen Gegebenheiten nicht möglich). Im Zuge dieses Pilotprojektes (Auftraggeber: Wasserstraßendirektion) wurden im Stauwurzelbereich des Stauraumes Aschach vor allem flache Schotterstrukturen geschaffen. Insgesamt erfolgte mittels 60.000 m³ Schotter adäquater Korngröße, die bei Hochwasserereignissen keine Erosion bzw. Abtragung erwarten lässt, Strukturierung der Ufer über eine Gesamtlänge von 1700 m. Das für die Schüttung notwendige Schottermaterial wurde aus räumlich gegen die Strommitte anschließenden Bereichen entnommen und in Ufernähe umgesetzt. Aufgrund der im Stauwurzelbereich schon etwas reduzierten Wasserspiegelschwankungen ist die endgültige Höhenlage der Strukturelemente von großer ökologischer Relevanz. Das im Juli 1993 aufgebrauchte Schottermaterial wurde daher im darauffolgenden Winter, bei entsprechend niedrigem Wasserstand, mit einer Planierdrape endgültig höhenmäßig geformt.

Evaluierung der Maßnahmen in Hinblick auf die Ökologie der Nase

Die gewässerökologische Evaluierung erfolgte im Rahmen eines Prä- und Postmonitorings. Dabei wurde u. a. im Rahmen saisonaler Erhebungen versucht, wesentliche Lebensphasen (v. a. das Ablachen sowie die Entwicklung und Einmischung von Brut- und Jungfischen; vgl. Kap. 5.3) der Nase zu dokumentieren.

In den neu geschaffenen Schotterbereichen bieten nunmehr vor allem die eingestauten Sukzessionsflächen bzw. deren Randbereiche ideale Habitate für die Zeit der frühen Larvalphase (ca. 12 mm Länge). Schon nach wenigen Wochen wechseln die morphologisch ausdifferenzierten Jungfische mit einer Länge von 20–30 mm in andere Habitate. Diese sind bevorzugt schwach angeströmte Schotterbänke, mit Fließgeschwindigkeiten < 10 cm/s und geringer Wassertiefe (10–40 cm).

Mit zunehmender Körperlänge nischen sich die Jungfische schließlich in Bereiche mit höheren Fließgeschwindigkeiten ein. So finden sich Jungnasen mit einer Körperlänge von 35–70 mm in den Sommermonaten Juli und August vornehmlich auf gut angeströmten Schotterflächen (bis zu 50 cm/s Fließgeschwindigkeit). Bemerkenswert ist auch die habitatspezifische Verteilung der Jungfische im Oktober. Ein Großteil der 0+ und 1+ Nasen ist zu dieser Zeit in strömungsarmen Buchtbereichen nachweisbar.

Die saisonalen Erhebungen zeigen sehr deutlich, dass die Verfügbarkeit unterschiedlicher Habitate im Jahreszyklus speziell für Jungnasen im ersten Lebensjahr essenziell ist. Eine in diesem Zusammenhang bedeutende Rolle spielen die Laichareale, die in geringer Entfernung flussauf bzw. parallel zu den Brut- und Jungfischhabitats situiert sein müssen. Da nach dem Laichgeschehen die Embryonalentwicklung im Interstitial der seicht überströmten Schotterbänke stattfindet, ist einerseits ausreichende Verfügbarkeit von Schotterflächen, andererseits aber auch deren „granulometrische Qualität“ und Durchströmung ausschlaggebend.

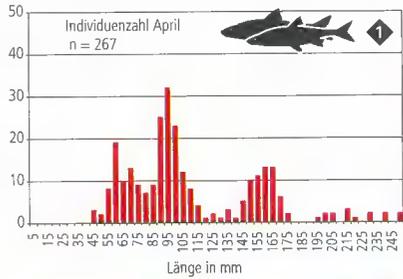
Das Monitoring belegte somit ganz klar, dass sich im Laufe der ontogenetischen Entwicklung der Nasenbrut die Habitatansprüche grundlegend ändern. Vor allem flache, fließend ins Umland übergehende Schotterbänke mit einem breiten Strömungsgradienten und uferseitiger Vegetation bieten daher für Brut- und Jungfische der Nase jene Habitatverhältnisse, welche die unterschiedlichen Ansprüche auch bei verschiedenen bzw. wechselnden Wasserständen abdecken (vgl. Abb. 10.26).

Insgesamt zeigt die schwerpunktmäßige Erfassung der Nase nach Fertigstellung der Schotterstrukturen ein deutliches Ansteigen der Bestandeswerte. Dabei werden jedoch im saisonalen Verlauf sehr unterschiedliche Lebensräume mit variierender abiotischer Ausprägung aufgesucht. Die enge Einnischung einzelner Entwicklungsstadien in spezifische Habitate ist ein deutlicher Beleg für die hohe Relevanz kleinräumiger Vernetzung verschiedener Habitate (Schiemer & Waidbacher 1992).

Sehr klar wird die Bedeutung gut vernetzter und strukturierter Schotterbänke bei Betrachtung des Gesamt-Populationsaufbaues der Nase vor und nach der Schaffung der Maßnahmen. Die im Rahmen des Prämonitorings 1989 gefange-

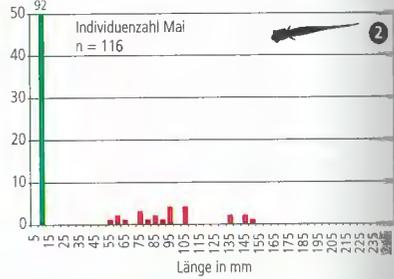
April

Im zeitigen Frühjahr bei einer Wassertemperatur von ca. 9° C suchen die laichbereiten Nasen seichte, stark überströmte Schotterbänke auf (◆ und Foto unten). Nachdem die Eier befruchtet / abgelegt sind, spült die hohe Strömung die klebrigen Eier in das schottrige Substrat ein und sorgt für optimale Sauerstoffversorgung.



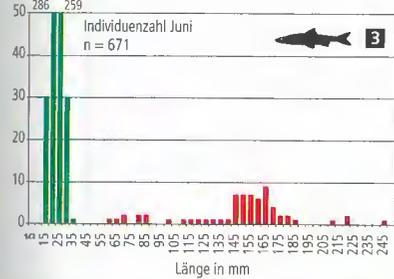
Mai

Wenige Wochen danach schlüpfen die etwa 12 mm großen Larven aus den Eiern und sammeln sich in strömungsberuhigten Zonen (Balken links) in flachen Buchten erwärmt sich bei intensiver Sonneneinstrahlung das Wasser rasch und bietet auch für die wärmelebenden Jungfischschwärme des letzten Jahres gute Bedingungen.



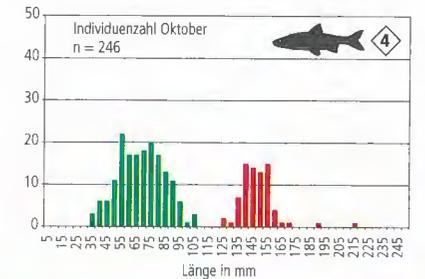
Juni

Mit einer Körperlänge von 20 bis 30 mm werden im Frühsommer seichte, mäßig strömende Bereiche aufgesucht. Kleinlebewesen im Schotterlückenraum dienen hier als Nahrung. Bis zum August erreichen die Fische Längen von etwa 70 mm, wobei stärker strömende Bereiche in tieferen Zonen besiedelt werden.



Oktober

Im Herbst sammeln sich die Jungnasen in tieferen, strömungsarmen Wasserzonen. Die neugeschaffenen Schotterstrukturen bieten mit ihrer kleinräumigen und heterogenen Strukturierung für die verschiedenen Lebensphasen des komplexen Lebenszyklus der Nase adäquate Habitate.



LAGEPLAN KRAMESAU:
■ verschiedene Wassertiefenzonen
■ Bereich zwischen Nieder- und Mittelwasser
■ Vegetationszone



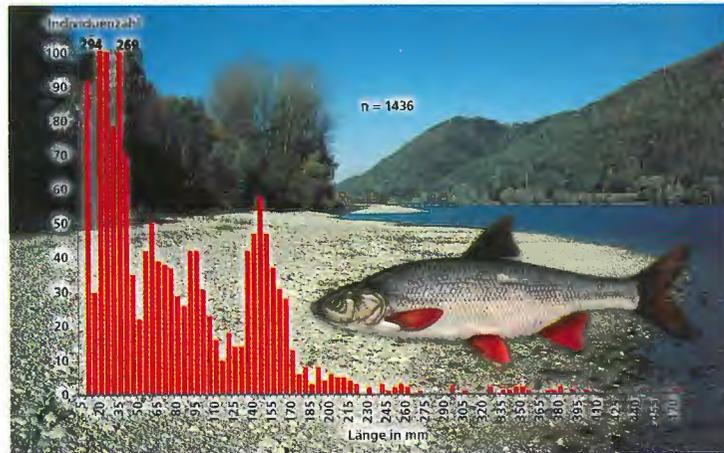


Abb. 10.27 Längenfrequenzdiagramme der Nase vor (oben) und nach (unten) der Schütterung von Schotterbänken (vgl. Text; aus Zauner et al. 2001).

Abb. 10.26 (siehe Seiten 452–453)

Saisonale Längenfrequenzdiagramme (oben), Einnischung von Brut und Jungnasen im ersten Lebensjahr sowie Laichplätze (Kreise und Kästchen mit Nummern) in der Struktur „Kramesau“ im Stauwurzelbereich des Kraftwerkes Aschach (Mitte und Fotos unten; aus Zauner et al. 2001). Grüne Balken in den Längenfrequenzdiagrammen = 0+ Jahrgang; linke Spalte: Längenfrequenzdiagramm der Nase und Laichareal im April; Spalte rechts daneben: Längenfrequenzdiagramm der Nasenlarven und deren Habitat im Mai; Spalte Mitte rechts: Längenfrequenzdiagramm und Jungfischhabitat im Frühsommer; Spalte rechts: Längenfrequenzdiagramm und Habitat im Herbst; vgl. Abb. 10.27 und Text).

nen Fische decken zwar alle Jahrgänge ab, doch sind für einen natürlichen Populationsaufbau zu dieser Zeit viel zu wenige Jungfische vorhanden. Ein nahezu klassischer Populationsaufbau liegt hingegen zehn Jahre später vor (Abb. 10.27). Sowohl 0+ als auch 1+-Individuen sind wieder in hohen Stückzahlen vertreten. Anhand der saisonalen Habitateinnischung juveniler Individuen der Schlüsselart Nase lassen sich somit weitreichende Aussagen über Vorhandensein, Ausformung und Vernetzung fischökologisch relevanter Habitate und damit der fischökologischen Funktionsfähigkeit des Stauwurzelbereiches treffen (vgl. auch Beispiel 10.4.1).

10.5 Verbesserungsmaßnahmen bei unterbundener Fischmigration/Fischaufstiegshilfen

Wie schon im Kapitel 5 beschrieben, zeigen die verschiedenen Fischarten und ihre Entwicklungsstadien sehr unterschiedliches Migrationsverhalten. Die zum Teil sehr speziellen Ansprüche an die freie Bewanderbarkeit des Längskontinuums (Aussauf- und -abwärts sowie hinsichtlich der lateralen Konnektivität (Fluss/Aufläufwässer/Überschwemmungsflächen) kommen dabei auch in der Klassifizierung der Ichthyofauna in verschiedene Migrationsgilden zum Ausdruck.

Bezüglich der im jeweiligen Einzelfall einer Migrationsbarriere bestehenden Anforderungen und Zielsetzungen zum Thema Fischwanderhilfen (FAHs) steht bereits eine Fülle von Literatur bzw. Planungs- und Konstruktionsunterlagen zur Verfügung. Grundsätzlich wird heute bei der Konzeption einer FAH vom ursprünglichen bzw. potenziellen Fischbestand ausgegangen und die jeweils schwächste Art als „schwächstes Glied der Kette“ für die ökologische Beurteilung herangezogen. Neben umfangreichen einschlägigen Arbeiten (Gebler 1991; Clay 1995; DVWK 1996; Larinier et al. 1996; Jungwirth et al. 1998) liegen zunehmend auch auf (Bundes-)Länderebene übersichtliche und für die praktische Umsetzung sehr hilfreiche Unterlagen/Broschüren vor (z. B. „Salzburger Fischpass-Fibel“, Jäger 1999). Entsprechend dem Fischbestand bzw. der Art der Anlage werden dabei grundlegende Gestaltungskriterien, wie z. B. FAH-Lage in Bezug zu Wehranlage oder Turbinenauslauf, kritische Überlaufhöhen und Wehrendimensionen, Art und Ausformung des Ein- und Auslaufbereiches, Dotationsmenge und Lockströmung, Abdichtung und Strukturelemente, Sohlauskleidung, Bepflanzung, Rechen zur Treibgutabhaltung etc. aufgezeigt.

Aus Platzgründen kann hier nicht auf die große Vielfalt in Betrieb befindlicher FAH-Systeme bzw. nähere Details eingegangen werden. Vielmehr sei an dieser Stelle auf die weiterführende Literatur in den oben zitierten Arbeiten verwiesen. Die in weiterer Folge aufgezeigten Beispiele sollen dennoch dazu dienen, den weiten Bogen von Problemen der Fischwanderung an Großflusssystemen (Beispiele Rhein-Iffezheim, Bodensee/Alpenrhein), über systembezogene Problemlösungen in Teileinzugsgebieten (Beispiel Huchen-LIFE-Projekt), bis hin zu Ein-

zelhindernissen und deren unterschiedlichen Lösungsmöglichkeiten an mittelgroßen Flüssen aufzuzeigen. Zugleich soll dabei das breite Spektrum an FAH-Typen, vom technischen Beckenpass (Iffezheim/Rhein), über naturnahe gestaltete Mündungsbereiche (Liechtensteiner Binnenkanal) oder Umgehungsgerinne (Fisching/Mur) bis zum absturzf freien Bypass (Pielachfluss) und aufgelösten Rampen (Pölsfluss) demonstriert werden.

10.5.1 Das Projekt Lachs 2000 – Fischpass Iffezheim

Problemstellung/Zielsetzung

Erste am Fischbestand ablesbare Eingriffe in das Flusssystem des Rheins reichen bis in das Mittelalter zurück. Speziell Mühlenwehre in den Nebenflüssen stellten schon früh unüberwindbare Hindernisse für zum Laichen aufsteigende Wanderfische dar. Bereits im Jahre 1449 wurde daher die „Straßburger Ordnung der Rheinfischerei“ erlassen, weil „an vischen und vogeln uff dem Rine ettwas merklicher abgang erstanden sin“. Immer stärker werdende wasserbauliche Eingriffe und zugleich markante Überfischung der Lachsbestände führten 1885 zum „Staatsvertrag über die Lachsfischerei am Rhein“, der freilich den weiteren Rückgang nicht verhindern konnte. 1885 war übrigens zugleich auch ein Rekordjahr. Im gesamten Rhein wurden damals 250 000 Lachse gefangen. Danach sanken die Lachsfänge zufolge vielfältiger Eingriffe (speziell durch Kraftwerke, Regulierungen, Abwasserbelastungen und Schifffahrt) stetig ab. Das endgültige Verschwinden des Rheinlachs ergab sich Ende der fünfziger Jahre durch die expandierende Industrie und deren Abwassereinleitungen (vgl. Abb. 10.28).

Bereits 1950 gründeten die Rheinanliegerstaaten die „Internationale Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigung“ (IKSR). Trotz umfangreicher Sanierungsmaßnahmen am Abwassersektor erholte sich der Rhein freilich hinsichtlich seiner Wasserqualität nur langsam. 1986 schließlich kam es zum bekannten Brandunfall in Schweizerhalle, bei dem hochgiftige Pestizide ein schweres Fischsterben bis in den Niederrhein verursachten. Dies war für die IKSR der Anlass, ein Aktionsprogramm „Rhein“ (APR) zu starten, das sich 1987 unter dem Kurztitel „Lachs 2000“ die Rückkehr der Lachse in den Rhein bis zum Jahre 2000 zum Ziel setzte. Übergeordnete Gesichtspunkte dieses Programms waren Reduktion der Schadstoff-Einleitungen sowie Verbesserung der Biotopstruktur und Migrationsmöglichkeiten. Nachdem in einem ersten Schritt eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität des Rheins erzielt werden konnte, begannen 1993 die Anliegerstaaten unter Leitung der IKSR und mit Unterstützung der EU die Realisierung konkreter Habitat-Projekte. Diese Projekte zielen darauf ab, ein Netzwerk ökologisch wertvoller Lebensräume entlang möglichst großer Abschnitte des Flusssystems herzustellen (Grift 2001; Buijse et al. 2002).

Der Lachs steht dabei v. a. stellvertretend für die Gilde der Langstreckenwanderer. Vorrangiges Ziel von „Lachs 2000“ war daher die Restaurierung der Rheinzuflüsse als Reproduktionsareale sowie der Bau von Fischpässen an Wehranlagen.

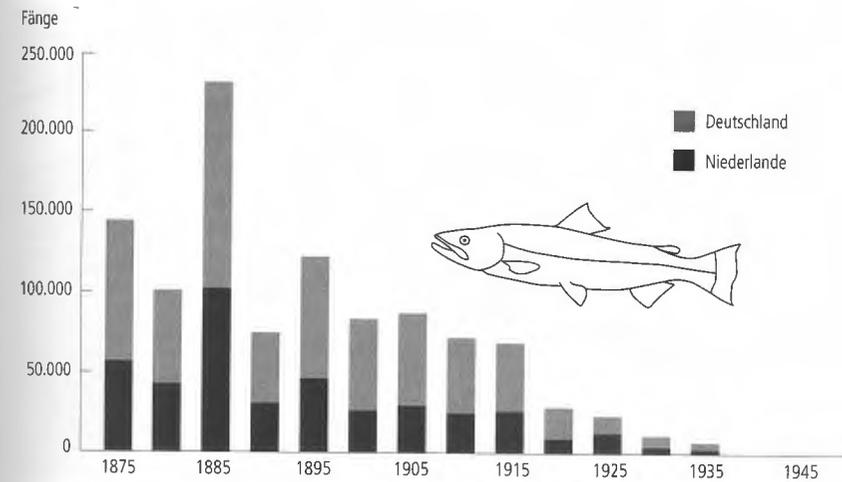


Abb. 10.28 Abnahme der deutschen und niederländischen Lachsfänge im Rhein zwischen 1875 und 1950 (aus IKSR 1994; verändert).

gen. Das zwischenzeitlich erfolgreich angelaufene Lachs-Programm wird auch nach dem Jahre 2000 konsequent weitergeführt. Das in weiterer Folge dargestellte Projekt Iffezheim stellt somit nur einen einzelnen, wenngleich sehr wichtigen Teil im Rahmen des gesamten Rhein-Programmes dar.

Konzeption und technische Details des Fischpasses Iffezheim

Der im Jahre 2000 in Betrieb genommene Fischpass (FP) Iffezheim entspricht dem Typus des Vertical Slot Passes (Schlitzfischpass), der gegenüber schwankenden Durchflussmengen bzw. Pegelständen relativ unempfindlich ist und Fischen ein Durchschwimmen der einzelnen Becken (anstatt Überspringen von Einzelbecken) ermöglicht. Der FP ersetzt einen zuvor bestehenden, aber nicht funktionstüchtigen FP plus zusätzliche Aalleiter. Die zu überwindende Gesamthöhe beträgt rund 11 m, die Gesamtlänge des FP ca. 300 m. Bezüglich der Lage wurde die Flussmitte im Bereich hoher Strömung der Turbinenauslässe gewählt, da hier v. a. hohe Zahlen anadromer Weitwanderer (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Neunaugen) zu vermuten waren.

Abb. 10.29 bis 10.31 zeigen die Lage und schematisch die wesentlichsten technischen Details des so genannten „Verbindungsgewässers“ nach Heimerl et al. (2002). Die Einwanderung vom Unterwasser in das so genannte Verteilbecken erfolgt über drei separat situierte und jeweils mit 3–5 m³/s angespeiste Einstiege, deren optimale Funktionsweise zuvor im Modellversuch ermittelt worden war. Die Einstellung der gewünschten Durchflussmenge pro Einstiegsöffnung erfolgt durch steuerbare Einschnürungen, der Höhenunterschied beträgt dabei jeweils 30 cm. Eingang 1 und 2 haben eher höhere Strömungsgeschwindigkeiten und

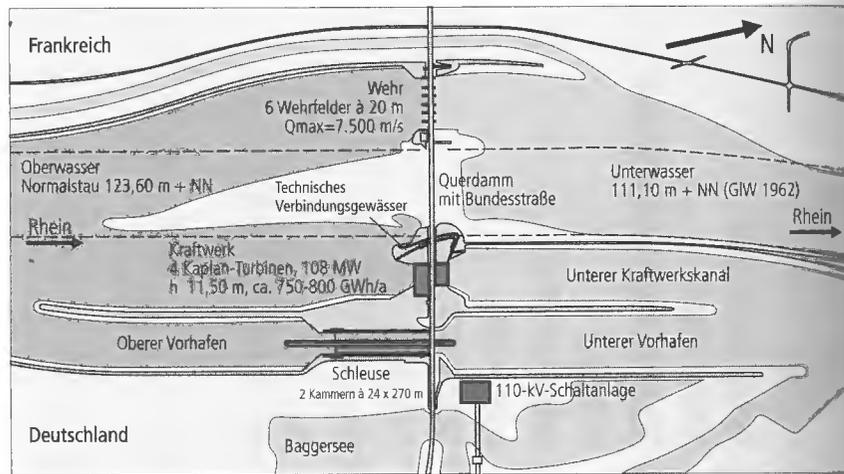


Abb. 10.29 Lageplan des Rheinkraftwerkes Iffezheim (aus Heimerl et al. 2002).



Abb. 10.30 Luftbild des Rheinkraftwerkes Iffezheim mit „technischem Verbindungsgewässer“ (aus Heimerl et al. 2002).

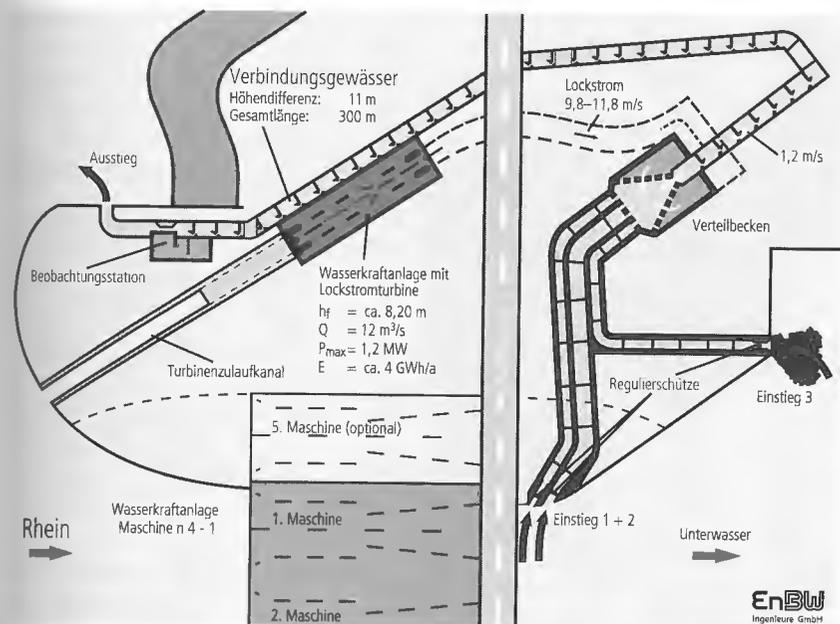


Abb. 10.31 Schematischer Lageplan des „technischen Verbindungsgewässers“ in Iffezheim (aus Heimerl et al. 2002).

dienen damit bevorzugt dem Aufstieg von Lachs und Meerforelle. Eingang 3 ist fernab gelegen und weist eher niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten für Fische mit geringeren Schwimmleistungen auf. Die hohe Lockstrom-Wassermenge ergibt sich durch eine eigens dafür errichtete Lockstrom-Turbine (10–12 m³/s) und zusätzlich durch die Dotationswassermenge des eigentlichen Beckenpasses (1–1,2 m³/s). Im Verteilbecken mündet an der Stirnseite mittig der Beckenpass. Die über die Einstiege in das Verteilbecken gelangenden Fische werden durch die links und rechts des Einlasses in den Beckenpass mündenden Wassermengen angezogen und mit Hilfe von schräg angeordneten Leitgittern gelenkt.

Beim Beckenpass selbst handelt es sich um ein offenes Betongerinne mit einem Gefälle von 1:15 (Abb. 10.32 und 10.33). Die Vertikalschlitze zwischen den Becken sind 45 cm breit. Am oberen Ende des insgesamt 37 Einzelbecken (4,5 m Länge, 3,3 m Breite, 1,5 m Tiefe, Sohle mit grobem Substrat überlagert) umfassenden Beckenpasses befindet sich ein Absperr- und Regulierungsverschluss für die Einspeisung der gewünschten Dotationswassermenge. Eine Fangstation (Reuse) inklusive Video-Station und Beobachtungsraum mit Absperr- und Leitgittern ist unmittelbar vor dem Ausgang ins Oberwasser situiert.



Abb. 10.32 Beckenkaskade mit typischem Strömungsbild (aus Heimerl et al. 2002).

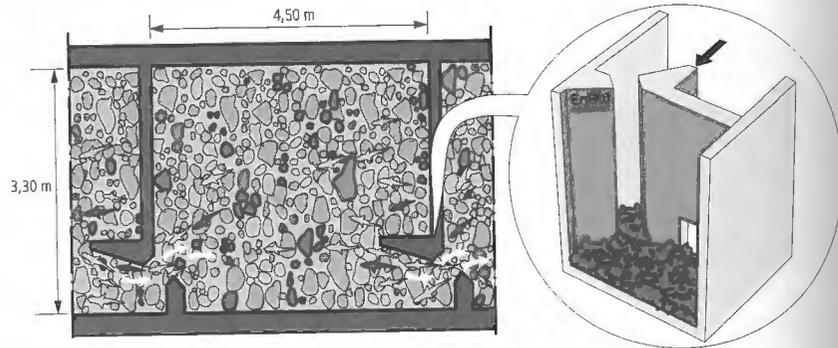


Abb. 10.33 Schema eines Einzelbeckens (aus Heimerl et al. 2002).

Erste Monitoring-Ergebnisse

Um die Nebenflüsse des Oberrheins und den Hochrhein zu erreichen, müssen flussaufwärts ziehende Wanderfische vorerst das Kraftwerk Iffezheim als unterste Stufe der Kraftwerkskette überwinden. Unmittelbar nach Fertigstellung des FP in Iffezheim im Jahre 2000 wurde mit dem fischökologischen Monitoring in kombinierter Auswertung von Reusenfängen und Video-Zählungen begonnen. Die Ergebnisse des 1. Untersuchungsjahres lassen sich nach Degel (2001), Nöthlich (2001) und Heimerl et al. (2002) wie folgt charakterisieren: Während der

Untersuchungsperiode 8.6.2000 bis 31.12.2001 wird der Aufstieg von 33 verschiedenen Fischarten belegt (vgl. Tab. 10.2). Von den im Rhein als potenzielle Aufsteiger in Frage kommenden Arten hat bereits ein Großteil den FP erfolgreich passiert. Besonders viele Arten sind im FP von den Gilden Langdistanz-Wanderer, rheophil A und rheophil B, aber auch von den Eurytopen dokumentiert. Die spezielle Eignung für Meerforelle und Lachs geht aus der vergleichsweise sehr

Tab. 10.2 Im Fischpass Iffezheim zwischen 8.6.2000 und 31.12.2001 beim Aufstieg nachgewiesene Fischarten (Langdistanz- Wanderer fett; Reuse nur für große Aale fängig; aus Heimerl et al. 2002).

Familie	Name (deutsch)	Name (Latein)	Aufstiegszahlen	
Petromyzontidae	Meerneunaige	Petromyzon marinus Linnaeus 1758	207	
Clupeidae	Finte	Alosa fallax Lacepede 1800	1	
	Maifisch	Alosa alosa Linnaeus 1758	5	
Salmonidae	Bachforelle	Salmo trutta f. fario Linnaeus 1758	56	
	Bachsaibling	Salvelinus fontinalis Mitchell 1815	4	
	Lachs	Salmo salar Linnaeus 1758	162	
	Meerforelle	Salmo trutta Linnaeus 1758	716	
	Regenbogenforelle	Oncorhynchus mykiss Walbaum 1792	14	
Thymallidae	Äsche	Thymallus thymallus Linnaeus 1758	3	
Cyprinidae	Barbe	Barbus barbus Linnaeus 1758	10 813	
	Blicke/Güster	Blicca bjoerkna Linnaeus 1758	85	
	Brachsen/Brassen	Abramis brama Linnaeus 1758 4	047	
	Döbel	Leuciscus cephalus Linnaeus 1758	323	
	Giebel	Carassius auratus Linnaeus 1758	2	
	Graskarpfen	Ctenopharyngodon idella Valenciennes 1844	1	
	Gründling	Gobio gobio Linnaeus 1758	4	
	Hasel	Leuciscus leuciscus Linnaeus 1758	22	
	Karausche	Carassius carassius Linnaeus 1758	5	
	Karpfen	Cyprinus carpio Linnaeus 1758	9	
	Nase	Chondrostoma nasus Linnaeus 1758	3 243	
	Rapfen	Aspius aspius Linnaeus 1758	1 910	
	Rotauge	Rutilus rutilus Linnaeus 1758	420	
	Schleie	Tinca tinca Linnaeus 1758	4	
	Ukelei	Alburnus alburnus Linnaeus 1758	324	
	Zährte/Rußnase	Vimba vimba Linnaeus 1758	2	
	Zobel	Abramis sapa Pallas 1811	106	
	Cottidae	Groppe	Cottus gobio Linnaeus 1758	
	Siluridae	Wels	Silurus glanis Linnaeus 1758	1
	Anguillidae	Aal *	Anguilla anguilla Linnaeus 1758	563 *
Gadidae	Quappe	Lota lota Linnaeus 1758		
Percidae	Flußbarsch/Barsch	Perca fluviatilis Linnaeus 1758	17	
	Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua Linnaeus 1758	6	
	Zander	Stizostedion lucioperca Linnaeus 1758	19	

hohen Präsenz dieser Großsalmoniden hervor. Einige bisher nicht nachgewiesene Arten werden zu deren spezifischen Laichzeiten noch erwartet.

Alle Untersuchungsergebnisse und Messungen zeigen an, dass sowohl die konstruktiven Merkmale des FP als auch die hydraulischen Bedingungen richtig bemessen sind und den Fischaufstieg grundsätzlich ermöglichen. Die Funktionsfähigkeit des FP ist gewährleistet und somit dasselbe Konstruktionsprinzip auch für den FP Gamsbheim (geplante Fertigstellung 2005) empfehlenswert. Hervorzuheben ist nicht zuletzt das hohe öffentliche Interesse für den neuen FP. Es wird daher die Entwicklung eines professionellen Besucherkonzeptes als wichtiger Beitrag zur weiteren Hebung des gesellschaftlichen Ökologie-Bewusstseins empfohlen.

10.5.2 Das Projekt Bodensee-Seeforelle

Problemstellung/Zielsetzung

Bereits um 1900 mehrten sich Berichte, die einen Rückgang der Bodensee-Seeforelle beklagen. Die Bestandsabfälle wurden dabei in erster Linie auf wasserbauliche Maßnahmen rückgeführt, die speziell im Alpenrhein und anderen großen Bodenseezubringern die Laichwanderungen unterbanden. Seit Mitte der 50er-Jahre fiel der Seeforellenertrag im Bodensee dramatisch ab (vgl. Abb. 10.34). Anfang der 80er-Jahre schließlich bewirkten die vielfältigen Eingriffe in das Bodensee-Zubringersystem das beinahe vollständige Verschwinden der Bodensee-Seeforelle.

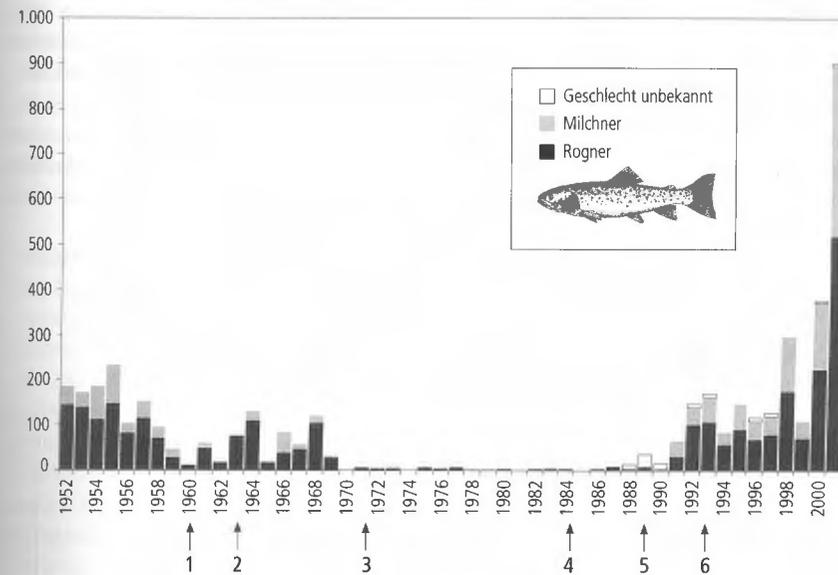
Wesentlichste Ursachen für den massiven Bestandsrückgang waren Hochwasserschutzmaßnahmen, Sohlintiefungen und deren Konsequenzen (z. B. hinsichtlich der Zubringeranbindung), Gewässerverschmutzung und nicht zuletzt unsachgemäße Befischung (z. B. zu früher Fang von Jungfischen mit Netzen im Bodensee) oder Bewirtschaftung (massiver Besatz mit ungeeignetem Material und/oder Regenbogenforellen). Ende der 70er-Jahre wurde eine geschlossene Staukette am Alpenrhein geplant, die sowohl die Jungfischhabitate im Fluss als auch die letzten Migrationsmöglichkeiten zerstört hätte. Nach einer umfassenden Umweltverträglichkeitsprüfung (Jungwirth et al. 1991b), die sich unter anderem mit der Problematik der Seeforelle befasste, wurde auf die Realisierung dieses Projektes verzichtet.

Wie weitreichend speziell Kontinuumsunterbrechungen für Wanderfische sind, zeigte der Bau des Wasserkraftwerkes Reichenau im Alpenrhein flussauf von Chur. Seit 1962 waren damit die umfangreichen Laichgebiete im Vorder- und Hinterrhein völlig abgeschnitten.

Maßnahmen

Auf Initiative der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF) wurde 1979 die „Arbeitsgruppe Seeforelle“ gebildet. Diese setzte umfangreiche Maßnahmen zur Rettung und Förderung der Seeforelle, die als sensibler Indikator für die ökologische Funktionsfähigkeit des Bodensee-Zubringersystems anzusehen ist. Neben verschiedenen fischereiwirtschaftlichen

Anzahl der gefangenen Seeforellen



- 1959: Baubeginn KW Reichenau
 - 1962: Inbetriebnahme
 - 1970: Zusammenbruch des Seeforellen-Bestandes nach 8 Jahren (1 Generation)
 - 1983: Fang von 4 Rognern und 1 Milchner; Aufbau eines Elterntierstammes für die Aufzucht von Jungfischen
 - ab 1988: Einsatz von Seeforellen-Sömmerlingen im Einzugsgebiet des Vereinigten Rheins
 - ab 1992: Anstieg des Seeforellen-Bestandes
- 1999: Bau Fischpassanlage (Wehr zum Teil offen)
2000: Reusenkontrollen Fischpass (9.8.2000 bis 16.12.2000)

Abb. 10.34 Seeforellenerfang (in Stückzahlen) beim Wehr des Kraftwerkes Reichenau 1952–2001.

Maßnahmen (z. B. Erhöhung des Schonmaßes auf 50 cm, Anpassung der Schonzeiten an biologische Erfordernisse, dreijähriger Verzicht auf Ausübung der Angelfischerei, Änderungen der Netzfischerei im See) wurde ein umfangreiches Managementprogramm für Mutterfische sowie ein Aufzucht- und Besatzkonzept entwickelt. Im gesamten Einzugsgebiet erfolgte jährlich der Einsatz von rund drei Millionen Jungfischen in geeignete Zubringer, wohin diese später zur Fortpflanzung zurückkehren sollen. Um Wanderungen und Reproduktion zu gewährleisten, wurden sukzessive die entsprechenden Migrationsbarrieren beseitigt bzw. überbrückt. Bisher realisierte Beispiele liegen an zahlreichen Zubringern des Bodenseesystems vor, beispielsweise an der Bregenzer Ache, Leiblach, Argen, Schussen, Rotach, Steinach, Goldach, am Rheintaler Binnen- und Saarkal, dem Malanser Mühlbach und in der Plessur oder im Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals (vgl. das folgende Beispiel „Neugestaltung der Binnenka-

nalmündung Ruggell“). Auch zahlreiche andere Beispiele vorher nicht oder nur eingeschränkt passierbarer Wanderungshindernisse, wie kleine Abstürze oder Rampen, wurden nicht nur für Seeforellen, sondern auch für verschiedene Kleinfischarten wieder überwindbar gemacht. Quasi als Zeichen für die Jahrtausendwende erhielt nunmehr auch die Kraftwerksanlage Reichenau eine Fischaufstiegshilfe (Auftraggeber: PATVAG Kraftwerke AG, Projektant: Elektrowatt AG Zürich, in Zusammenarbeit mit Büro Gebler), die nunmehr Seeforellen zum ersten Mal seit rund vier Jahrzehnten wieder den Aufstieg in den Vorder- und Hinterrhein ermöglicht (Abb. 10.35).



Abb. 10.35
Das Kraftwerk Reichenau mit neuem Fischpass; Foto: Guido Ackermann

Erfolgsaussichten

In komplexen Systemen, wie im Falle des Bodensees und seiner Zubringer, sind Einzelmaßnahmen und deren Auswirkungen häufig nur schwer differenziert belegbar. Die Gesamtheit aller oben genannter Maßnahmen zeigt jedoch offensichtlich bereits klare Erfolge. Neben der Dokumentation von rund 300 aufgestiegenen großen Seeforellen im Herbst 1998 beim Laichfischfang unterhalb des Wehres Reichenau (damals noch eine Migrationsbarriere darstellend) konnten in den letzten 5 Jahren auch in anderen passierbar gemachten Zubringern zunehmend mehr Laichfische beim herbstlichen Aufstieg und Laichgeschehen beobachtet werden. Als besonderer Erfolg ist dabei zu werten, dass laut zuständige Fischereifachstellen (mündliche Mitteilung Ch. Ruhlé) in der Saison 2001/2002

im Gesamtsystem zusammen sogar weit über 1000 Stück Bodensee-Seeforellen (davon allein beim Kraftwerk Reichenau annähernd 1000 Individuen mit durchschnittlich 2,5 bis 7 kg Einzelgewicht) bei der Teilnahme am Laichzug bzw. -geschehen belegt sind.

10.5.3 Das Projekt Neugestaltung der Liechtensteiner Binnenkanalmündung Ruggell

Problemstellung/Zielsetzung

Der Liechtensteiner Binnenkanal (MQ $5 \text{ m}^3/\text{s}$) dient als Vorfluter aller Gewässer zwischen Balzers und Benders und stellt heute die einzige noch verbliebene Verbindung zwischen Nebengewässern und Alpenrhein auf Liechtensteiner Gebiet dar. Die Mündung hat daher als Schnittstelle zwischen den beiden Gewässern eine besonders wichtige ökologische Funktion. Infolge der Eintiefung der Rheinsohle war der Fischaufstieg in den Liechtensteiner Binnenkanal über Jahrzehnte unterbunden. Der Mündungsbereich wies bei Niedrigwasserführung als unpassierbarer Absturz eine Höhendifferenz von rund 5 m auf. Im Rahmen des Internationalen Programms zur Rettung der bedrohten Bodensee-Seeforelle (siehe vorhergehendes Beispiel) wurde 1981 als Verbindung zwischen Rhein und Binnenkanal eine Fischaufstiegshilfe hergestellt (Abb. 10.36). Kleinfischarten, Jung-



Abb. 10.36
Die Liechtensteiner Binnenkanalmündung bei Ruggell vor dem Umbau; Foto: E. Ritter, Tiefbauamt FL.

fische und viele Evertebraten konnten freilich diese FAH auf Grund der Steilheit und der damit verbundenen hydraulischen Verhältnisse nicht überwinden. In den Jahren 1999/2000 fand daher eine Neugestaltung der Binnenkanalmündung statt (Auftraggeber: Amt für Umweltschutz und Tiefbau, Liechtenstein; Projektant: Ing. Büro Sprenger & Steiner AG, Triesen, FL in Zusammenarbeit mit Abt. Hydrobiologie, BOKU Wien, sowie Renat AG und A. Peter, EAWAG), die neben der ungehinderten Passierbarkeit auch eine grundlegende Verbesserung dieses Gewässerabschnittes hinsichtlich der Lebensraumverhältnisse gewährleisten soll (Abb. 10.37).



Abb. 10.37 Die Liechtensteiner Binnenkanalmündung bei Ruggell nach dem Umbau; Foto: E. Ritter, Tiefbauamt FL.

Maßnahmen

Für die Wiedervernetzung wurde die Binnenkanalmündung auf das Niveau des Rheins abgesenkt. Dabei fand ein Abbau der Höhendifferenz im Unterlauf des Binnenkanals mit zehn, jeweils etwa 40 cm hohen und 15 bis 25 m langen Sohlrampen statt. Zugleich wurde der geradlinige und äußerst monotone Verlauf des Binnenkanals durch unterschiedlich starke Krümmungen und Aufweitungen aufgelockert. Auf diese Weise entstanden vielfältige Kleinlebensräume mit sehr unterschiedlichen Tiefen- und Strömungsverhältnissen (Abb. 10.38 und 10.39).



Abb. 10.38 Vielfältig strukturierter Mündungsbereich; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.39 Dynamische Prozesse und hohe Strukturvielfalt im Mündungsbereich; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Speziell im oberen Abschnitt wurde bei der Gestaltung des Gewässerbettes nur grob vorgegeben, die weitere Ausformung bleibt der natürlichen Eigendynamik überlassen. Charakteristischer Weise entstehen daher immer wieder neue Strukturen, alte werden überformt oder verlagert. Dieser Abschnitt unterliegt somit stetiger Veränderung. Die Gewässersohle und Ufer sind nur lokal dort gesichert, wo dies für die Gewährleistung des ausgeglichenen Längsgefälles im Hinblick auf die Fischmigration notwendig ist.

Im unteren Abschnitt wurden Sohle und Ufer stabilisiert, da hier eine Verlagerung des Gewässerbettes die Sicherheit des Hochwasserdammes des Alpen-

rheins gefährden würde. Am Ufer verankerte Wurzelstöcke und Laubbäume lenken die Strömung, sichern die Ufer, strukturieren das Gewässerbett und schaffen damit strömungsberuhigte Bereiche, die wichtige Lebensräume für Fische und andere Gewässertiere sind.

Monitoring

Erste Monitoringergebnisse belegen die gute Passierbarkeit und vor allem auch Auffindbarkeit der Mündung anhand des Anstieges der Fischartenzahl und der Bestandeswerte im Binnenkanal durch Einwanderungen vom Alpenrhein. In der Laichsaison 2001/2002 trug der Liechtensteiner Binnenkanal auch deutlich zum seit Jahrzehnten das erste Mal wieder rund 1000 Stück umfassenden Bestand an vom Bodensee in das Zubringersystem aufgestiegenen Laichfischen der Seeforelle bei (vgl. Beispiel oben). Die Verbesserung der Lebensraumverhältnisse, speziell im oberen Abschnitt des rückgebauten Kanalabschnittes, ist durch die hohe Anzahl von Laichplätzen von Forelle und Äsche sowie generell gestiegene Bestandeswerte ersichtlich. Die Umgestaltung des Binnenkanal-Mündungsbereichs ist somit sowohl hinsichtlich Konzeption/Planung als auch Ausführung als grundsätzlich gelungen zu beurteilen.

10.5.4 Das Projekt LIFE-NATUR Lebensraum Huchen

Problemstellung/Zielsetzung

Der Huchen (*Hucho hucho*, L.) wies im Oberlauf der Donau und deren großen alpin geprägten Zubringern (Inn, Lech, Isar, Salzach, Drau, Mur, Enns etc.) bis Ende des 19. Jahrhunderts flächendeckende Bestände auf. In der Laichzeit wanderten die adulten Fische vielfach auch in mittlere und kleinere Zubringer ein. Heute zählt der Huchen freilich zu den meist gefährdeten Fischarten Europas. Dies ist in erster Linie auf wasserbauliche Eingriffe, allen voran monotone Regulierung und Kraftwerke, zurückzuführen. Unterbrechungen des Längskontinuums sind dabei insofern negativ zu beurteilen, als sie einerseits Verlust flussauf gelegener Laichhabitats für die Population des Hauptflusses bedeuten, andererseits aber auch zur Isolierung der in den Zubringern lebenden Populationen führen.

Ausgewogene Huchenbestände mit hoher natürlicher Reproduktion sind heute bereits äußerst selten. In Österreich findet sich gegenwärtig nur noch eine letzte weitgehend intakte Population in der Pielach, eine weitere – mit allerdings deutlich geringerer Reproduktion – in einem längeren Abschnitt der steiermärkischen Mur (vgl. Kap. 5.2.3.4). Kleinere Populationen liegen zudem auch in der Kärntner Drau und Gail vor (Kaufmann et al. 1991).

Das LIFE-Natur-Projekt „Lebensraum Huchen“ bezweckt konkrete Verbesserungsmaßnahmen für den Lebensraum des Huchen im niederösterreichischen Alpenvorland. Im Rahmen der Erhaltungsverpflichtung für das europäisch bedeutsame Huchenvorkommen gemäß Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie rücken erstmals die Lebensraumansprüche des größten heimischen Salmoniden ins Zen-

trum eines großangelegten Artenschutzprogrammes. Alle im Projekt (Projekträger: Abteilung Wasserbau gemeinsam mit Abteilung Naturschutz des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung; Koordination und Planung: Büro Freiwasser) vorgesehenen Maßnahmen finden im NATURA-2000-Gebiet „Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse“ statt, der angestrebte Vernetzungseffekt begünstigt jedoch auch die auf Laichhabitats in den Zubringerflüssen angewiesenen Huchen- und Cyprinidenpopulationen in der Donau-Fließstrecke der Wachau (europäisches Diplomgebiet, Natura-2000-Gebiet). Die geplanten Maßnahmen zielen speziell auf die Vernetzung der Fließgewässerstrecken der Pielach, Melk und Mank mit der Donau ab. Dabei sind fischpassierbare Öffnungen des Kontinuums bei Absturzbauwerken und Wehranlagen vorgesehen sowie bereichsweise Grundankäufe zwecks Erhaltung bzw. Wiederherstellung dynamischer Flussabschnitte mit adäquater Habitatausstattung. Der Huchen steht dabei als Schlüsselart stellvertretend für zahlreiche andere sensible/gefährdete Tierarten (Schmutz et al. 2002).

Maßnahmen bezüglich Kontinuum, Restwasserdotation und Lebensraum

Wie aus Abb. 10.40 (vgl. auch Tab. 10.3) ersichtlich, ist das Kontinuum im Unterlauf der Pielach (18,5 km Länge, von der Mündung in die Donau bis Prinzersdorf reichend) durch 5 unüberwindbare Querbauwerke unterbrochen, wobei sich das erste Hindernis (Wehr Spielberg) ca. 1800 m flussauf der Mündung in die Donau befindet (im unmittelbaren Mündungsbereich in die Donau besteht zudem ein bei Niedrigwasserführung für schwimmschwache Fischarten schwer passierbares Rampenbauwerk). Nur dieser unterste Pielachabschnitt steht daher gegenwärtig einwandernden Donaufischen (vor allem Nase, Barbe und Huchen) als Reproduktionsareal zur Verfügung. Im Untersuchungsgebiet der Melk (von der Mündung in die Donau 15,4 km flussauf bis zur Einmündung der Mank reichend) liegen 4 Kontinuumsunterbrechungen vor. Im Gegensatz zur Pielach ist die Einwanderung von Donaufischen in die Melk schon direkt im Mündungsbereich (Donau) die meiste Zeit des Jahres durch die so genannte Melkrampe unterbunden (vgl. Abb. 10.44). Bei Einstau der Melkrampe zur Zeit von Hochwasserführung der Donau ist jedoch das Kontinuum an wenigen Tagen im Jahr bis zur Sohlstufe „Weißer Stein“ (km 7,35) offen. Im Unterschied zur Pielach müssen einwandernde Fische zuerst 2500 m Stauraum flussauf der Melkrampe durchwandern, bevor sie die regulierte Fließstrecke der Melk erreichen. Im Projektgebiet (7,5 km Länge) der Mank flussauf der Mündung in die Melk liegen 3 Migrationshindernisse vor, die das Untersuchungsgebiet in 4 Abschnitte teilen (Abb. 10.40).

Die morphologische Ausprägung des Gewässerlebensraumes in der Pielach entspricht in Teilen noch weitgehend dem natürlichen Zustand (Abb. 10.45). Der Flusslauf ist überwiegend nur durch kleinräumige Lauffixierungen beeinträchtigt. Freilich sind 15 % (2960 m) des untersuchten Gesamtabschnittes durch Bauhaltungen geprägt, 40 % (7500 m) durch z. T. unzureichend bis gar nicht do-

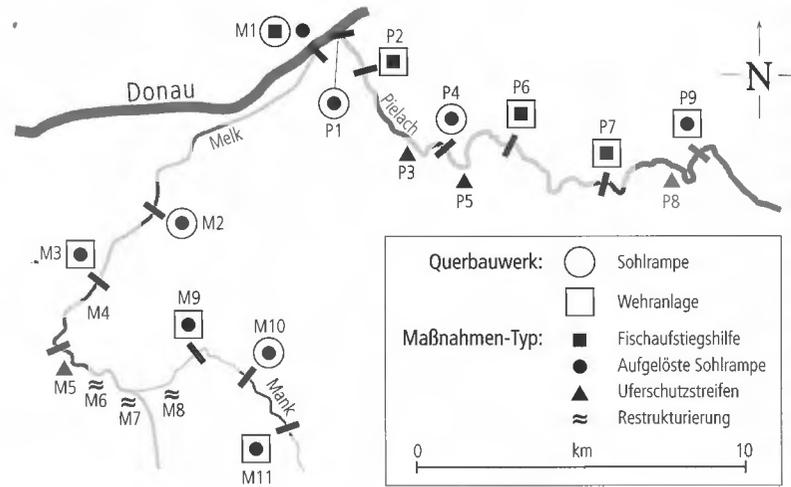


Abb. 10.40 Übersicht über die verschiedenen Querbauwerke und andere Maßnahmen im Projektgebiet (vgl. Tab. 10.3).

Tab. 10.3 Beschreibung der verschiedenen Querbauwerke und anderen Maßnahmen im Projektgebiet (vgl. Abb. 10.40).

		Pielach				
Code	Aktuelle Situation	Ort	Entfernung zur Mündung [m]	Höhe h[m], Länge [m]	Maßnahme	
P1	Sohlrampe	Pielach mündung	0	h=1	Aufgelöste Sohlrampe	
P2	Wehranlage	Spielberg	800	h=2	Fischaufstiegshilfe	
P3	Naturnaher Abschnitt	Neubacher Au	3200 - 5500	h=2300	Ankauf von 5 ha Land	
P4	Sohlrampe	Abrechtsberg	5500	h=1,5	Aufgelöste Sohlrampe	
P5	Naturnaher Abschnitt	Loosdorf	6300 - 6550	h=220	Ankauf von 1,6 ha Land	
P6	Wehranlage	Neuhofen	8300	h=3,5	Fischaufstiegshilfe	
P7	Wehranlage	Eibelsau	13300	h=2,5	Fischaufstiegshilfe	
P8	Naturnaher Strecke	Mühlau	15600 - 17500	h=1900	Ankauf von 5 ha Land	
P9	Wehranlage	Mühlau	17500	h=1,2	Fischaufstiegshilfe	
		Melk				
Code	Aktuelle Situation	Bezeichnung	Entfernung zur Mündung [m]	Höhe h[m], Länge [m]	Maßnahme	
M1	Sohlrampe	Melkrampe	250	h=4	Fischaufstiegshilfe + aufgelöste Sohlrampe	
M2	Sohlrampe	Weißer Stein	7000	h=1	Aufgelöste Sohlrampe	
M3	Wehranlage	Bauer-Zelking	9500	h=3	Aufgelöste Sohlrampe	
M4	Wehranlage	Diamling	12200	h=1,5	Aufgelöste Sohlrampe	
M5	Altarm	Ausstand Alte Melk	13300	h=950	Ankauf von 0,5 ha Land	
M6	Regulierung	Melk	14000 - 15200	h=1200	Restrukturierung	
M7	Regulierung	Melk-Mank Mündung	15200 - 15400	h=200	Restrukturierung und Ankauf von 2 ha Land	
		Mank				
Code	Aktuelle Situation	Bezeichnung	Entfernung zur Mündung [m]	Höhe h[m], Länge [m]	Maßnahme	
M8	Regulierung	Mank	15400 - 16900	h=1500	Restrukturierung	
M9	Wehranlage	Ettlinger - Thal	17800	h=1,2	Aufgelöste Sohlrampe	
M10	Sohlrampe	Hainbachmündung	20000	h=2	Aufgelöste Sohlrampe	
M11	Wehranlage	Lindner	22300	h=2,5	Aufgelöste Sohlrampe oder Fischaufstiegshilfe	

tierte Ausleitungsstrecken. Die Lebensraumsituation in der Melk weicht hingegen von den ursprünglichen Gegebenheiten stark ab. Zu den Unterbrechungen des Fließkontinuums treten auch in der Melk die Beeinflussungen durch Ausleitungen und Regulierungen hinzu. Mehreren ursprünglich vorkommenden Fischarten und deren Entwicklungsstadien fehlen in vielen Abschnitten der Melk bereits geeignete Lebensraumverhältnisse. Wiederbesiedelung flussaufwärts ge-

legener Abschnitte nach Hochwasserereignissen ist durch Querbauwerke unterbunden. Der Lebensraum der Mank ist im Untersuchungsgebiet zu 60 % anthropogen stark überformt (Regulierungen, künstliche Stau) bzw. ebenfalls durch Ausleitungen geprägt.

Insgesamt werden im Zuge des Projektes alle 13 oben aufgezeigten Kontinuumsunterbrechungen beseitigt bzw. wieder passierbar gemacht (vgl. Tab. 10.3). Zugleich wird bei den Wehranlagen mit fehlender/unzureichender Dotation der Ausleitungsstrecken eine aus fischökologischer Sicht zumindest minimal erforderliche Restwasserführung gewährleistet. Als Beispiel dafür sei die Spielberger Wehranlage angeführt, die als Schlüsselstelle für die aus der Donau einwandernden Fische gilt (vgl. Monitoringbefunde unten). Aus Projektmitteln wurde hier 2002 einerseits ein aufwändiges Umgehungsgerinne errichtet (Abb. 10.41; vgl. auch Abb. 10.42), das sowohl für den Auf- als auch Abstieg der Fische konzipiert ist. Andererseits konnte dem Kraftwerksbetreiber im Konsens aus dem Projektbudget eine für die Dotation der Fischaufstiegshilfe (und zugleich der Ausleitungsstrecke) adäquate Triebwassermenge abgelöst werden.

Neben der Wiederherstellung eines insgesamt 78 km langen Fließstreckenverbundes (Abb. 10.40) finden im Rahmen des Projektes auch erste Rückbaumaßnahmen im Bereich monotoner Regulierungen statt (vgl. Tab. 10.3). Zum Teil werden dabei aus Projektmitteln nicht unerhebliche Flächenankäufe getätigt. Schwerpunkt liegt bei diesen Maßnahmen auf der Rücknahme übermäßig harter und durchgehender Ufersicherungen, mit dem Ziel eigendynamischer Entwicklung des Gewässerlaufes.

Monitoring

Im Rahmen des EU-LIFE-Projektes findet von 1999 bis 2003 ein umfangreiches fischökologisches Monitoring an Pielach, Melk und Mank, zum Teil (telemetrische Verfolgung in der Pielach mit Radiosendern versehener Fische) auch in der Donau statt. Übergeordnetes Ziel ist die Erfolgskontrolle der im Rahmen des Projektes umgesetzten Maßnahmen.

Basis der Bewertung ist die Erfassung des fischökologischen Ist-Zustandes (Artenverteilung, Populationsaufbau, Individuendichte, Biomasse, Gesamtfischbestand etc.) im Projektgebiet. Dieser wird mittels quantitativer Elektro-Befischungen und Markierungsversuche in repräsentativen Streckenabschnitten erhoben. Eine Kartierung der jeweiligen Gesamtlebensräume in Pielach und Melk nach Mesohabitatkriterien (Furt, Kolk, Rinner etc.) dient als Basis zur rechnerischen Ermittlung der Gesamtfischbestände. Zur Rekonstruktion der ehemaligen fischökologischen Verhältnisse und Habitatsituation erfolgen Recherchen historischer Aufzeichnungen.

Umgesetzte Maßnahmen, wie aufgelöste Sohlrampen, naturnah gestaltete Umgehungsgräben etc., werden bei Schlüsselstellen (z.B. Spielberger Wehranlage, s. oben) mittels Reusen auf ihre Funktionalität hin überprüft. Zur Laichzeit einwandernde Donaufische wurden an der Pielach unterhalb des Spielberger Wehres im Jahr 2001 und 2002 mittels eines neuartigen Reusensystems



Abb. 10.41 Spielberger Wehranlage ca. 1,8 km flussauf der Mündung der Pielach in die Donau (P2 in Abb. 10.40): Diese Migrationsbarriere (Bildmitte links) wurde mit Hilfe einer Kombination aus aufgelöster Blockrampe und naturnahem Umgehungsgerinne (Vordergrund rechts) überbrückt (Errichtung 2002). Es handelt sich dabei um die Pielach-Schlüsselstelle, da hier jährlich tausende Nasen und Barben sowie mehrere Huchen beim Laichaufstieg blockiert werden (vgl. Abb. 10.44); Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.42 Lageplan der sogenannten Wehranlage Mühlau (Pielach Mittellauf; P9 in Abb. 10.40) mit neu geplante Umgehungsgerinne (Errichtung 2002).



Abb. 10.43 Das so genannte „resistance board weir“ (Tobin 1994) an der Pielachmündung, wie es in Kanada und den USA vor allem für die quantitative Erfassung der Lachswanderung eingesetzt wird. Während des dreijährigen Monitorings werden hier sämtliche aus der Donau im Frühjahr einwandernde Fische registriert und markiert; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.44 Bestehende Rampe (Umbau 2002) bei der Mündung der Melk in die Donau, die flussab des Kraftwerkes Melk künstlich eingetieft ist. Hinsichtlich der Fischmigration handelt es sich neben der Spielberger Wehr (vgl. Abb. 10.41) um die zweite Schlüsselstelle im Rahmen des Projektes; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.45 Naturbelassener und durch Totholz geprägter Pielachabschnitt ca. 3 km flussauf des Spielberger Wehres; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

(Abb. 10.43) untersucht, das speziell für diese Fragestellung die Absperrung des gesamten Gewässerquerschnittes ermöglicht. Die zahlenmäßige Erfassung der einwandernden Fische dient einerseits der Dokumentation des Erfolges bei Auflösung von Kontinuumsunterbrechungen, andererseits soll damit die Bedeutung der Donau-Nebenflüsse als Laich-, Jungfisch- und Rückzugshabitat aufgezeigt werden (vgl. Abb. 10.44).

Beispielhaft seien hier nur die ersten Monitoringergebnisse von der Pielach aufgezeigt: In deren Unterlauf sind bei den quantitativen Befischungen 19 Arten nachgewiesen, wobei 3 Arten (Aalrutte, Flußbarsch und Zingel) nur bis zur ersten Kontinuumsunterbrechung vorkommen, 3 weitere Arten (Bachsaibling, Karpfen und Regenbogenforelle) aus Besatzmaßnahmen stammen. Bei qualitativen Befischungen unterhalb der Wehr Spielberg sind 3 weitere Arten (Hecht, Laube und Rußnase) belegt. Oberhalb des Wehres Spielberg werden von den ehemals 21 autochthonen Fischarten nur 13 nachgewiesen. Es fehlen Aalrutte, Flußbarsch, Hecht, Rotaugen, Strömer, Wildkarpfen, Zingel und Bachneunauge. Von den ehemals 9 ausschließlich zur Laichzeit aus der Donau einwandernden Arten sind unterhalb des Wehres Spielberg aktuell Rußnase und Laube dokumentiert.

Nach Öffnung des untersten Wehres im Jahre 2002 ist zu erwarten, dass einwandernde Donaufische, insbesondere Nase, Barbe (bisher je zu mehreren tausend Exemplaren jährlich in der Laichzeit aus der Donau bis zur Spielberger Wehranlage eingewandert) und Huchen, auch flussauf gelegene Laichplätze der Pielach nutzen. Zudem wird mit dem Vordringen der bis jetzt nur unterhalb der Wehr Spielberg nachgewiesenen Arten Aalrutte, Flußbarsch, Hecht und Zingel in flussauf gelegene Abschnitte gerechnet. Nach Öffnung des Kontinuums in der

Melk ist zu erwarten, dass einerseits die ausschließlich flussab nachgewiesenen Fischarten (Aalrutte, Flußbarsch, Marmorgrundel, Schied und Zingel) weiter in die Melk vordringen, andererseits Fischarten wie Barbe, Nase und vor allem Huchen (mit aktuell letzten Restbeständen in der Melk) aus der Donau einwandern und die Laichplätze bis in die Mank nutzen. Ein wesentlicher Beitrag zur Neuetablierung mehrerer ursprünglich vorkommender Arten in Melk und Mank ist letztlich auch die angestrebte und zum Teil bereits begonnene Verbesserung der Habitatvielfalt durch Restaurationsmaßnahmen. Drei Prozent der Länge des Manklaufes wurden im Rahmen der ersten Projektphase bereits restrukturiert.

10.5.5 Das Projekt überfallfreies Umgehungsgerinne an der Pielach

Problemstellung/Zielsetzung

Die niederösterreichische Pielach entspricht in ihrem Unterlauf dem Übergang von der Äschen- zur Barbenregion und weist einen aus internationaler Sicht herausragenden Huchenbestand mit natürlicher Reproduktion auf (vgl. Beispiel „LIFE-NATUR Lebensraum Huchen“ oben). Bei der so genannten Tessmer-Wehr im Gemeindegebiet Haunoldstein bestand über Jahrzehnte hinweg eine rund 1,5 m hohe und für Fische unüberwindbare Wanderungsbarriere. Mitte der 90er-Jahre wurde seitens des zuständigen Fischereifachkreises beschlossen, dieses Wanderhindernis zu beseitigen. Im Hinblick auf das sich bereits abzeichnende LIFE-NATUR-Projekt (s. oben) bestand dabei Konsens, keine bisher übliche Fischaufstiegshilfe, sondern vielmehr ein möglichst dem Typ des Pielach-/Zuflüßersystemes entsprechendes und zugleich überfallfreies Umgehungsgerinne herzustellen. Übergeordnete Ziele dabei waren nach Eberstaller & Gumpinger (1997): (1) Passierbarkeit für alle vorkommenden Fischarten und Altersstadien, (2) Passierbarkeit für einen maßgeblichen Anteil der aufstiegswilligen Fische, (3) Gewährleistung der Abwärtswanderung, (4) Lebensraum für eine standorttypische Lebensgemeinschaft auch im Gerinne selbst, (5) gute Einfügung in das Landschaftsbild.

Maßnahmen/Gestaltung

Der Einstieg in das Umgehungsgerinne liegt am linken Rand des Wehrkolkes und ist mit diesem sohlgleich ausgebildet. Die Kolkssituation ist trotz aufrechten Geschiebetransportes der Pielach langjährig gleichbleibend dermaßen stabil, dass dauerhaft Freihaltung des Gerinneestieges von Geschiebe erwartet werden kann. Das Gerinne selbst ist in Form eines kleinen, naturnahen Seitenbaches der Pielach ausgeformt (Abb. 10.46). Seine Länge beträgt rund 90 m, das Gefälle rund 1,6 %. Bei MQ liegt die Gerinnebreite zwischen 1,5 und 5 m, die maximale Tiefe etwa bei 1,5 m. Fünf mit Piloten verankerte Stützwälle sichern die Gerinnesohle bei Hochwasser. Der gesamte Gerinneverlauf ist ohne Überfälle ausgeführt. Unregelmäßige Linienführung gewährleistet die dauerhafte Ausbildung natürlicher Tiefenrinnen in den Außenuferbereichen. Lokale Verengungen



Abb. 10.46
 Naturnahes, überfall-
 freies Umgehungsgerinne
 beim Tessmer Wehr;
 Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

des Durchflussprofils mit Wurzelstöcken bewirken furtähnliche Situationen, die trotz erhöhten Gefälles mäßige Fließgeschwindigkeiten aufweisen. Hauptsächlich in diesen Furtabschnitten werden die ca. 30 cm betragenden Höhenunterschiede zwischen den Schwellen abgebaut. Die Ufersicherung erfolgte mit Blöcken, Wurzelstöcken und ausschlagsfähigen Weidenstämmen (Laub-Raubäulen), woraus sehr heterogene Uferstrukturen resultieren (Abb. 10.47). Oberhalb der MQ-Anschlaglinie sind die Böschungen mit Flechtzäunen gesichert und zusätzlich mit Weidenstecklingen sowie Erlen bepflanzt. Bei allen wesentlichen Arbeiten stand eine ökologische Bauaufsicht zur Verfügung.

Am oberen Ende des Gerinnes wurde eine fixe Einlaufschwelle festgelegt, um einem natürlichen Seitenarm entsprechende Abflussverhältnisse zu erzielen. Der Abfluss schwankt auf diese Weise dem natürlichen Regime der Pielach entsprechend. Während der Laichwanderungen der Hauptfischarten im Frühjahr ist der Abfluss erhöht und die Lockströmung und Durchwanderbarkeit auch für große Fische gegeben. Während bei NNQ der Pielach der Abfluss im Umgehungsgerinne nur ca. 100 l/s beträgt, liegt er bei MQ bereits bei 750 l/s und bei HQ₁ bei ca. 4,8 m³/s.



Abb. 10.47
 Kleinräumige (Ufer-)Strukturen bieten die Habitatausstattung eines natürlichen Pielach-Seitenarmes;
 Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Zu erwartende Folgen bezüglich der Fischmigration

Wie aus den Abb. 10.46 und 10.47 ersichtlich, ist selbst für schwimmschwache Juvenilstadien und die diversen Kleinfischarten (vgl. Artenspektrum im oben gezeigten Pielachbeispiel) sowohl bei Mittel- als auch Niedrigwasserführung gute Passierbarkeit zu erwarten.

10.5.6 Das Projekt naturnahes Umgehungsgerinne beim Murkraftwerk Fischening

Problemstellung/Zielsetzung

In den Jahren 1989–1994 errichtete die Steiermärkische Elektrizitätswerke AG an der steirischen Mur zwischen Judenburg und Zeltweg das Kraftwerk Fischening. Die Mur ist in diesem Bereich dem Hyporhithral (Äschenregion) zuzuordnen. Neben der Hauptfischart Äsche kommen hier vor allem Bach- und Regenbogenforelle sowie verschiedene Kleinfischarten und das Bachneunauge vor. Besonders hervorzuheben ist die noch natürlich reproduzierende, weitgehend intakte Bachneunaugepopulation, die auch aus internationaler Sicht hohe Schutzwürdigkeit

besitzt. Im Zuge der Bauarbeiten des kombinierten Stau- und Ausleitungswerkes wurde eine an der Wehranlage situierte Fischaufstiegshilfe (FAH) gebaut. Aufgrund der besonders sensiblen Verhältnisse bezüglich des Fischbestandes war weitgehend naturnahe Gestaltung unter höchstmöglicher Funktionalität des FAH-Systems klares Ziel. Zwecks Überprüfung der Zielerfüllung war zudem ein umfangreiches Monitoring vorgesehen (Eberstaller et al. 1998).

Maßnahmen/Ausführung

Die FAH des Kraftwerks Fischening ist in Form eines naturnahen Umgehungsgerinnes mit 60 Becken ausgeführt. Der Einstieg vom Unterwasser her ist in der Ausleitungsstrecke gelegen (Restwasserdotation jahreszeitlich gestaffelt). Das linksufrig der Mur liegende, ca. 350 m lange Gewässer hat die Form und den Charakter eines alpinen Baches (vgl. Abb. 10.48). Bei einem Höhenunterschied von 12 m beträgt das mittlere Gefälle des Gerinnes 3,4 %. Dies entspricht annähernd dem Gefälle natürlicher Wildbäche. Die Dotation der FAH ist jahreszeitlich von 150 l/s bis 500 l/s gestaffelt. Der maximale Abfluss liegt während der Laichzeit von Äsche und Huchen im April vor. Die durchschnittliche Breite der Becken liegt bei 3 m, die mittlere Länge bei 5 m. Die maximalen Beckentiefen betragen bis 160 cm (vgl. Abb. 10.49).

Die FAH besteht aus Becken-Schwellen-Abfolgen, ähnlich natürlichen Kolk-Furt-Sequenzen. Die Überfallshöhen schwanken zwischen 10 cm und 30 cm. Insgesamt hat dies variable Tiefenverhältnisse zur Folge, die Fischen Unterstar- und Ruhezeiten beim Aufstieg bieten. Laub-Raubäume, Wurzelstöcke und Steinblöcke erhöhen die Strukturvielfalt. Die gesamte FAH ist mit natürlichem Sohlsubstrat aus der Mur ausgeformt. Entsprechend den variablen Strömungsverhältnissen entwickelt sich eine heterogene Substratverteilung. Der gewässerspezifische Baumbestand setzt sich aus Grauerlen und diversen Weidenarten zusammen.

Monitoring

Die Ergebnisse belegen, dass aufgrund der heterogenen Geschwindigkeitsverteilung die Passierbarkeit der Schwellen für alle vorkommenden Fischarten und -stadien gegeben ist. Mit zunehmender Dotation entwickelt sich das Umgehungsgerinne vom Tümpelpass in Richtung eines naturnahen Fließgewässers. Insgesamt steigen im Untersuchungszeitraum vom 12. März bis 18. Juni 1995 2086 Fische über die FAH Fischening auf. Die dominierende Fischart stellt dabei die Äsche mit rund 99 % dar. Sonstige Fischarten haben bezüglich des Aufstieges untergeordnete Bedeutung. Bei allen Arten bilden adulte Individuen den Hauptanteil.

Im Rahmen der Untersuchungen in Bezug auf die Eignung des Umgehungsgerinnes als Lebensraum wurden insgesamt 3880 Fische bzw. Neunaugen gefangen. Alle 10 im angrenzenden Murabschnitt vorkommenden Fischarten sind in der FAH nachgewiesen. Die dominierende Fischart ist zu allen Terminen die Bachforelle. Vor allem für juvenile Bachforellen besitzt das Umgehungsgerinne hohe Attraktivität. Für größere Individuen lagen anfänglich, bedingt durch noch spärlichen Uferbewuchs und somit gering ausgeprägte Uferstrukturen, nur ver-



Abb. 10.48 Umgehungsgerinne beim Murkraftwerk Fischening (Überblick); Foto: N. Novak.



Abb. 10.49 Details des Umgehungsgerinnes beim Murkraftwerk Fischening kurz nach Bauausführung; Foto: J. Eberstaller.

gleichsweise wenige attraktive Lebensräume vor. Mehrmalige Wiederfänge markierter Individuen belegten jedoch, dass die FAH schon bald auch von größeren/adulten Fischen als Lebensraum angenommen wurde. Die Besiedlung entspricht somit jener natürlicher Seitenbäche der Mur.

Mit Ausnahme der Hauptaufstiegszeit dominierten bei der Äsche subadulte Individuen. Besonders im September 94 traten auch adulte Individuen des Bachneunauges häufig auf. Der Nachweis von 5 juvenilen Huchen belegt sogar die Eignung des Umgehungsgerinnes als Lebensraum für Jungfische dieser Fischart. Die Fischdichte in der FAH ist mit bis zu 13.000 Individuen pro Hektar bei allen Abfischungen als sehr hoch einzustufen.

Spezielle Versuche mit markiert eingesetzten Huchen belegen darüber hinaus die prinzipielle Durchwanderbarkeit der FAH auch für größere Individuen dieser Art. Einwanderung adulter Huchen in das Umgehungsgerinne bzw. erfolgreicher Aufstieg konnte freilich während der Untersuchungsperiode nicht nachgewiesen werden.

Bezogen auf den Gesamtbestand von 11900 laichreifen Äschen im Untersuchungsgebiet flussab der FAH steigen mit 2055 Individuen rein rechnerisch 17 % auf, davon nachweislich geschlechtsreife Fische aus bis zu 4,5 km Entfernung flussab der FAH.

Insgesamt ist der FAH in fast allen Fragestellungen gute bis sehr gute Funktionsfähigkeit zu attestieren. Die Passierbarkeit ist für alle potenziell vorkommenden Fischarten und Altersstadien nachgewiesen. Für die Hauptfischart Äsche ist sogar der Aufstieg eines maßgeblichen Anteils der aufstiegswilligen Fische belegt. Die jahreszeitliche Staffelung der Dotation erhöht offensichtlich die Effizienz der Fischaufstiegshilfe. Die Fischbesiedlung des Umgehungsgerinnes entspricht jener natürlicher Seitenbäche der Mur. Die Frage der Abwärtswanderung und der Funktionsfähigkeit für adulte Huchen würde freilich noch weiterführende Erhebungen erfordern. Der hohe Fischbestand innerhalb des FAH-Gerinnes auch über längere Zeiträume zeigt, dass naturnahe gestaltete Umgehungsgerinne neben der Funktion als Migrationskorridor durchaus auch attraktive Fließgewässer-Lebensräume zu bieten vermögen.

10.5.7 Das Projekt Fischaufstiegshilfe an der Gutensteiner Piesting

Problemstellung/Zielsetzung

Die Piesting, ein Fluss der niederösterreichischen Kalkvoralpen, entspricht bei Gutenstein dem Übergang vom Epi- zum Metarhithral. Der Fischbestand umfasst primär Bachforellen und Koppen, zu einem geringen Anteil auch Regenbogenforellen. Aufgrund des über weite Bereiche noch sehr naturnahen Gewässerbettes und damit einhergehend vielfältiger Habitatausstattung zählt der Fluss zu den besten Forellengewässern der Region. Der Bewirtschafter ist bestrebt, den Bestand ohne Besatz ausschließlich auf Basis der guten natürlichen Reproduktion mit Hilfe entsprechender Entnahme- und Fanglimitierung (Befischungste-

schonzeit, Brittelmaß) zu erhalten. Zu diesem Zwecke finanziert er auch entsprechende Fischaufstiegshilfen bei mehreren Kleinkraftwerken und Absturzbauwerken, mit dem Ziel der Optimierung des Laichfischaufstieges und der natürlichen Reproduktion.

Eine Migrationsbarriere bestand bis Ende der 90er-Jahre bei der Wehranlage eines Kleinkraftwerkes im Ortsbereich Gutenstein (Abb. 10.50). Wichtiges Ziel war es daher, dieses Hindernis ohne allzu großen Finanzaufwand mit einer FAH zu überbrücken und gleichzeitig mit der Dotation der Anlage wenigstens eine minimale Restwassermenge in der kurzen Ausleitungsstrecke sicherzustellen. Das Projekt wurde jüngst realisiert und seitens des Bewirtschafters mit einem entsprechenden „Aufstiegsversuch“ hinsichtlich seiner ökologischen Funktionsfähigkeit überprüft.

Maßnahmen

Die FAH besteht aus einem naturnahen Tümpelpass, der auf einer Länge von rund 20 m einen Höhenunterschied von 1,65 m überwindet (Gefälle 8,3 %). Die insgesamt 8 Becken (Abb. 10.51 und 10.52) haben mittlere Längen von 2,5 m und mittlere Breiten von 1,5 m, die Beckentiefen liegen zwischen 0,14 und 0,40 m. Die neun zwischen den Becken liegenden Schwellen sind asymmetrisch bzw. sehr rau ausgeformt, ihre Überfallshöhen betragen 0,18 m (maximal 0,21 m). Der Einstieg im Unterwasser liegt rechtsufrig ca. 5 m unterhalb des Wehres. In Abhängigkeit des Abflusses der Piesting schwankt die Dotation der FAH zwischen 45 und 150 l/s.



Abb. 10.50 Wehranlage und Einmündung (Fischeinstieg) des FAH-Systems; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.51 Das FAH-System vom Oberwasser her gesehen; Foto: Abt. f. Hydrobiologie



Abb. 10.52 Details des FAH-Systems; Foto: Abt. f. Hydrobiologie.

Erfolgskontrolle

Aufgrund der geringen Größe von Piesting und FAH wurde kein länger andauerndes Monitoring, sondern nur eine einmalige „Erprobung“ des neu geschaffenen Systems anhand eines gezielten Aufstiegsversuches durchgeführt. Diese Funktionskontrolle mit am oberen Ausstieg angebrachter Kontrollreuse belegte innerhalb weniger Tage den Aufstieg zahlreicher und v. a. auch unterschiedlich alter Stadien der Bachforelle (Eberstaller et al. 2001). Insgesamt konnte dokumentiert werden, dass von 144 aus dem Oberlauf gefangenen und im Wehrkolk ausgesetzten Bach- und Regenbogenforellen innerhalb von 5 Tagen 41 % erfolgreich über die FAH aufgestiegen waren. Vereinzelt wurden auch Koppen in der Aufstiegsreuse gefangen.

10.5.8 Das Projekt aufgelöste Sohlrampe Pöls

Problemstellung/Zielsetzung

Bei der steiermärkischen Pöls handelt es sich um einen metarhithralen linken Murzubringer. Flussauf der Ortschaft Pöls hat der Fluss folgende Kennwerte: Natürliches Gefälle 1,5 %, MQ $8,5 \text{ m}^3/\text{s}$, MNQ $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$, HQ₁ $45 \text{ m}^3/\text{s}$. Im Zuge der Errichtung eines neuen Ausleitungskraftwerkes (Restwassermengen zwischen 850 und 2500 l/s jahreszeitlich gestaffelt) in den 90er Jahren wurde die alte Wehranlage von rund 2,5 m Höhe geschliffen und durch eine aufgelöste Rampe ersetzt. Die wesentlichsten Zielsetzungen der neuen Rampe waren (1) Hochwassersicherheit, (2) Fischpassierbarkeit auch für juvenile Salmoniden und Äschen sowie Koppen, und (3) harmonische Einfügung in das Bild der Flusslandschaft (Eberstaller 1992).

Bauausführung

Die Rampe löst insgesamt 4,5 m Höhenunterschied (2,5 m der alten Wehranlage und zusätzlich 2 m Sohleintiefung für das neue Kraftwerk) bei einem Rampengefälle von 1:25 (4 %) auf. Um bessere Strukturierung und Optik zu erzielen, erfolgte eine Zweiteilung des Bauwerkes mit dazwischenliegendem Kolk. Die auf diese Weise entstandenen zwei Rampenteile (Gesamtlänge ca. 140 m) bestehen jeweils aus Einzelschwellen ($H = 0,2 \text{ m}$), die wie ein Bogentragwerk gegen die Strömung gekrümmt sind und sich in der Ufersicherung bzw. über Längsreihen von Blöcken auf die unterliegende Schwelle stützen. Jede Schwelle ist im Hinblick auf die Haltbarkeit bei Hochwasser bis zu 3 m tief fundiert und speziell die unterste mit Eisenbahnschienen zusätzlich gesichert. Bei den verwendeten Steinblöcken von 1–3 Tonnen Einzelgewicht handelt es sich im Fundamentbereich um kantiges, im sichtbaren Bereich um vom Fluss abgeschliffenes Material. Die Einzelschwellen sind sehr rau und unregelmäßig ausgeführt, um möglichst naturnahe Erscheinung und vor allem optimale Passierbarkeit zu gewährleisten (Abb. 10.53 und 10.54). Die Verfüllung der Zwischenräume erfolgte unter Verzicht auf Beton bzw. Dichtungsmaterial lediglich mit Kies und Schotter des Flussbettes. Während der Bauausführung fand eine ökologische Bauaufsicht statt.



Abb. 10.53

Unpassierbare, alte Wehranlage an der Pöls;
Foto: Abt. f. Hydrobiologie.



Abb. 10.54

Aufgelöste Sohlrampe nach dem Schleifen
der Wehranlage (vgl. Text); Foto: Abt. f.
Hydrobiologie.

Zu erwartende Folgen für die Fischmigration

Wie aus Abb. 10.54 ersichtlich, handelt es sich um ein aus fischökologischer Sicht gut gelungenes Beispiel einer aufgelösten Rampe. Selbst für schwimmschwache Juvenilstadien von Äschen und Forellen sowie Koppen ist sowohl bei Mittel- als auch Niedrigwasserführung eindeutig gute Passierbarkeit gegeben.

Literaturverzeichnis

- Abrahamsson, S.A., 1966. Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus*, Linné. *Oikos* 17: 96–107.
- Adamicka, P., G. Bretschko, E. Danecker, J. Hinteregger, G. Imhof, M. Jungwirth, M. Leichtfried, O. Moog, C. Moritz, G. Müller, R. Pechlaner, E. Pipp, E. Polzer & N. Schulz, 1992. Zur Gewährleistung, Beeinträchtigung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern. *Österreichs Fischerei* 45: 120–121.
- Adams, M.S., A.M. Brown & R.W. Goede, 1993. A Quantitative Health Assessment Index for Rapid Evaluation of Fish Condition in the Field. *Transactions of the American Fisheries Society* 122: 63–73.
- Adlbauer, K. & A. Kaltenbach, 1994. Rote Liste gefährdeter Heuschrecken und Grillen, Ohrwürmer, Schaben und Fangschrecken (Saltatoria, Dermaptera, Blattodea, Mantodea). In Gepp, J. (Red.), Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, Bd. 2: 83–92.
- Admiraal, W., G. Van der Velde, H. Smit & W.G. Cazemier, 1993. The Rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: present state and signs of ecological recovery. *Hydrobiologia* 265: 97–128.
- Ahne, W., 1985. Zum Risiko der Einfuhr fischpathogener Viren mit Wasserorganismen. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes* 37A: 57–78.
- Ahnert, F., 1996. Einführung in die Geomorphologie. UTB für Wissenschaft: Grosse Reihe: Geowissenschaften, Geologie, Ulmer Verlag, Stuttgart, 440 pp.
- Ahrens, W., 1989. Comparative functional morphology of the mouthparts of stream animals feeding on epilithic algae. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 83: 253–354.
- Albrecht, H., 1983. Besiedlungsdichte und ursprüngliche Verbreitung der europäischen Flusskrebse (Decapoda: Astacidae). *Spixiana* 6 (1): 61–77.
- Allan, J.D., 1995. Stream ecology – Structure and function of running waters. 1. ed. Chapman & Hall, London [u.a.], 388 pp.
- Allen, T.F.H. & T.B. Starr, 1982. Hierarchy: Perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press, Chicago, 310 pp.
- Amoros C., A.L. Roux, J.L. Reygrobellet, J.P. Bravard & G. Pautou, 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research & Management* 1: 17–36.
- Amoros, C. & A.L. Roux, 1988. Interaction between water bodies within the flood plains of large rivers: function and development of connectivity. In K. F. Schreiber (ed), *Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd International Seminar of the „International Association for Landscape Ecology“* Münster 1987, Münstersche Geographische Arbeiten 29, Schöningh, Paderborn: 125–130.
- Angermeier, P.L. & J.R. Karr, 1984. Relationships between Woody Debris and Fish Habitat in a Small Warmwater Stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 716–726.
- Anonymus, 1913. Zur Frage der Wüchsigkeit und Wanderung des Huchens. *Österreichische Fischerei-Zeitung* 10(3).
- Antipa, L., 1910. *Regiunea inudabila a Dunerii. Sarea ei actuala si mijloacele de a o pue in valoare*. Bucharest, Roumanie, 318 pp.
- AQEM Consortium, 2002. AQEM Software. download from <http://www.aqem.de>
- ARGE Trübung Alpenrhein, 2001. Trübung und Schwall im Alpenrhein. Hg. von der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, 47 pp.
- Arndt, U., W. Nobel & B. Schwietzer, 1987. Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Verlag Ulmer, Stuttgart, 388 pp.
- Arnold, A., 1990. Eingebürgerte Fischarten. Zur Biologie und Verbreitung allochthoner Wildfische in Europa. 1. Aufl., Ziemsen, Wittenberg, Lutherstadt, 144 pp.
- Arthington, A.H. & R.L. Welcomme, 1995. The Condition of Large River Systems of the World. In Aranttrout, N.B. & R.J. Wolotira Jr (eds), *Condition of the World's Aquatic Habitats*. World Fisheries Congress. Science Publishers, Lebanon, NH, USA: 44–75.

Index

4-dimensionale Systeme 263, 267
4-Dimensionalität 25, 412

A

Aal 129, 214, 151
Aalrutte 215, 255
Abbau(-prozesse) 39
 aerober A. 101
 anaerober A. 41, 101
Abbruchufer 92
Abdrift 262
Abfluss/Habitat-Modellierung 418
Abflusskenngrößen 63
Abflussmenge 166
Abflussperioden 167
Abflussregime 59, 64, 315
Abflussschwankungen 44
Abrieb des Geschiebes 65
Abschwemmung 179
Abtragung 70
Abundanz 366
Abwässer 131
Abwasserbelastungen 250
Acentria 143
Acroloxidae 121
Acroloxus lacustris 121
active channel 85
Adultfische 241 f., 247, 249, 253, 259
Adultfischhabitate 233, 241
Adultstadium 241
Aerenchym 110
aggressives Verhalten 240
Agnatina 138
agonistisches Verhalten 238 f., 247
Agriophyten 149
Agriotypidae 141
Agriotypus armatus 141
Ailanthus maximus 150
Aitel 215, 261
Akal 165
Akkumulationsindikatoren 176
Algen, endolithische 106
Algenblüten 104
Allenkurve 370
allochthon 211
allochthoner Eintrag 158
allochthones organisches Material 53
Allogamus auricollis 164
Alpenrhein 74, 84

Alpenseen, ultraoligotrophe 118
alpha-mesosaprobe Gewässer 130
alpha-mesosaprobe Stufe 135
Altarme 94 ff., 129, 172, 256
Altersstadien 365
Altwässer 141, 306
Ameletidae 136
Amerikanischer Seesaibling 212
Ammonium 101
Amnicolinae 121
Amphinemura 138
Amphipoda 133
anadrome Arten 205, 267, 305, 412
Anapapillen 157
Anchylus fluviatilis 153
Ancyliidae 121
Ancylus fluviatilis 120 f.
Anhydrobiose 128
Anodonta 167
 A. anatina 122
 A. cygnea 122
Anodontidae 122
anorganische Nährstoffe 178
Anostraca 129
Anthomyiinae 145
Apatit 102
Aphanomyces astaci 130
Aphelocheirus aestivalis 139, 157
Apofauna 211
Araneae 129
Arcynopteryx 138
Argulus 129
Argulus coregoni 129
Argulus foliaceus 129
Argulus japonicus 129
Argyroneta aquatica 129, 148
Armleuchteralgen 110
Artemia salina 129
Artenzahl 365
Artstadien 419
Äsche 130, 169, 214, 240, 245 ff., 251
 Lebenszyklus 245 ff.
Äschenregion 172, 199, 245, 250, 253
Asellus 159
 A. aquaticus 134
Assessment 340
Assimilation 30, 38, 160

- Astacus astacus* 130 f.
Astacus leptodactylus 131
 Astalgen 109
 Atmung 156 f.
Atyaephyra desmaresti 130
 Atyidae 130
 Auchenorrhyncha 138
 Auenzone 94
 Aufwärtswanderung 169
 Aufwuchsalgen 106, 176
 Augewässer 81, 141
 Augewässersystem 82
 Augewässertypen 307
 Ausbreitungswanderungen 260, 262
 Ausgleichsbecken 315
 Ausleitungen 315, 414 ff.
Austropotamobius 131
 A. pallipes 131
 A. torrentium 130 f.
 autochthon 211
 autochthone Primärproduktion 158
 Autökologie 195
 Azidität 143
- B**
- Bachflohkrebs 133, 159
 Bachforelle 123, 169, 214, 226, 247
 Bachforellenregion
 Obere B. 227
 Untere B. 227
 Bachhafte 140
 Bachläufer 139
 Bachmuschel 122
 Bachneunauge, Ukrainisches 214
 Bachsaibling 123, 150, 212, 239
 Bachwasserläufer 148
 Bacillariophyceae 108
 Baetidae 136
Baetis sp. 136, 154
 B. alpinus 166
 B. fuscatus 156
 Bandwürmer 126
 Barbe 215, 255, 258, 260
 Barbenregion 172, 199, 250, 253
 Barsch 129
 Bärtierchen 128
 Basisabfluss 58
 Bathynellacea 130
Batrachospermum moniliforme 107
 Baubegleitung 390
 Beeinträchtigungsgrad 329
 Belgian Biotic Index 194
 Benthal 44, 158, 172
 benthivor 204, 259
 Benthos 160
 Benthosorganismen 160
 xylophage B. 87
- Besatzfische 210
 Beschattung 236
 Bestand 243
 Bettsedimente 37, 52, 124, 164, 167
 minerogene B. 109, 167
 Beurteilungskriterien 357
 Beurteilungsschema 359
 Bewertungskriterien 363
 Bewertungsmerkmale 363
 Bewertungsmodelle, numerische 358
 Bewertungsschema 373
 Bewirtschaftungspläne 383
 Binnengewässer, ephemere 129
 Binnen-Zwergdeckelschnecken 121
 Biodiversität 266, 412
 bioenergetische Modelle 228
 bioenergetische Modellierung 247 f.
 Biofilm 113, 159
 Bioindikatoren 106, 176 ff.
 Biologische Invasion 150
 Biomonitoring 178
 Bioregion 162, 194
 biotische Interaktionen 366
 Biotopverbundplanung 382
 Bioturbation 160
 Biozönosen 199
 biozönotische Regionen 171 f., 175, 199 f.
Bithynia tentaculata 121
 Bithyniidae 120 f.
 Bitterling 121, 215, 259
 Blasenschnecken 121
 Blässhuhn 110
 Blattfußkrebse 129
 Blaualgen 107
 Blaubandbärbling 212
 Blauflügel-Prachtlibelle 140
 Blephariceridae 146, 153, 165, 167
 Blockfraktion 166
 Blumenfliegen 145
 Blütenpflanzen 110
 Blutkiemen 157
 Bodenfauna, stagnophile 107
 Bodenwanze 139
 Borsten-Rotalge 107
 Brachse 214, 261
 Brachsenregion 144, 172, 199
Brachycentrus subnubilus 153
 Brachycera 144
Brachyptera braueri 138
Brachyptera trifasciata 138
 Brackwasserregion 172
 Branchiobdellida 128, 132
 Branchiopoda 129
 Branchiura 129
 Braunalgen 108
 Bremsen 144

- Brugia malayi* 126
Brugia timori 126
 Brunnenkrebse 130
 Brunnenschnecken 121
 Brütlinge 237
 Brutstadium 238
 Bruttoenergieaufnahme 247
 Bruttopräproduktion 100
 Bryozoa 128
 Byssusfäden 125
- C**
- Caenidae 136
 Calcium 100
Calopteryx splendens 140
Calopteryx virgo 140
Capnia 138
 Capniidae 137 f.
Capnioneura 138
Capnopsis 138
 C. schilleri 136
 Carapax 130, 132
 Caridae 130
Catachysta 143
 C. lemnata 143
 Cephalon 130
 Ceratopogonidae 145
 Cerci 136
 Cestoda 126
Chantransia 107
 Charophyceae 110
 Chelicerata 128
 Chinesische Teichmuschel 122
 Chironomidae 146, 165
 Chloridzellen 157
Chloroperla 138
 Chloroperlidae 137 f.
 Chlorophyceae 109
 Chlorophyll 108
 Chlorophyta 109
Chondrostoma nasus 158
 Choriotope 105, 164, 193
 Choriotoptypen 50
 abiotische C. 51
 biotische C. 51
 Chrysophyceen 100, 107
 Ciliaten 113, 117, 159
 Cladocera 117, 159
Cladophora glomerata 109
 Cladophorophyceae 109
 Clitellata 127
 Cnidaria 172
 Coelenterata 120
 Coleoptera 143
 Collector 263
 Comité Européen de Normalisation (CEN) 356
 Copepoda 126, 159
 Copepodid 129
Cordulegaster 140
 Coregonen 159, 214
 Corixidae 139, 157
Corophium curvispinum 134
 CPOM 164, 167
Crangonyx 133
Craspedacusta sowerbyi 120
 Crustaceen 113, 117, 129
 Cryptobien 128
Ctenopharyngodon idella 158
 Culicidae 145, 157
 Cuticula 157
 Cyanobakterien 107, 117
 Cyclopidae 117
 Cyprinidae 130
 Cystid 128
Cystobranchus fasciatus 128
Cystobranchus respirans 128
 Cytolyse 123
- D**
- Darmatmung 140, 258
 debris dams 116, 137
 Decapoda 130
 Demökologie 195
 Denitrifikation, anaerobe 101
 Denuddation 70
 deskriptive Methoden 358
 Desmidiaceae 109
 Destruktionsprozesse 38
 Detailplanungen 341
 detritivore Organismen 158
 Detritus 127
 Detritusfresser 113, 158 f., 162, 263, 305
 Deutsche Tamariske 424
 diadrom 205, 428
Diamesa 165 f.
 Diaptomidae 117
 Diatomeen 108
 dichteabhängige Faktoren 238
Dictyogenus 138
Dikerogammarus 133
 D. bispinosus 133
 D. haemobaphes 133
 D. villosus 133
 DIN Ausschuss 182
Dinocras 138
 Diptera 141, 144, 159
 disturbances 24, 44, 266
 Disturbance-Theorie 167
Diura 138
 Dixidae 146
 Dohlenkrebs 131
Dolomedes 129, 149
 Dominanz 366
 Donauhuchen 250

- Donaukaulbarsch 215, 256
 Dottersack 231, 251
 downscaling 56
 Drachenfliegen 139
Dracuncula 128
Dreissena polymorpha 125, 151
 Dreissenidae 125
 Drift 30, 169 f., 241, 261
 Driftfallen 305
 Dytiscidae 144, 157
- E**
- Echinogammarus ischnus* 134
Echinogammarus trichiatus 134
 ecological connectivity 266
 Ecotone-Concept 266
 Edel-(Fluss-)Krebse 130 f.
 Egel 127, 153
 Einnischung von Jung-, Adult- und Laichfischen 254
 Einsömmrige 237
 Eintagsfliegen 135, 152 ff., 159, 165 f., 169, 171, 173
 Eintiefungstendenz 68
 Einzeller 132
 Einzellerplankton 118
 Eiweißabbau 101
 Eiweißzersetzung 101
 Elefantiasis 126
 Elmidae 144, 152, 157
Elmis 144
 Elodea-Typ 100
Elophila 143
 Elritze 215, 240
 Emergenz 231, 246
 Emissionsansatz 102
 Empididae 145
 Enchytraeidae 128
 Endkonsumenten 160
 Entwicklungskonzepte
 örtliche E. 381
 regionale E. 381
Ephemera 136
 E. danica 165
 Ephemerellidae 136
 Ephemeridae 136
 Ephemerophyten 150
 Ephemeroptera 135
 Ephyridae 145
 Epidermis, syncytiale 126
 epilimnisch 168
 Epineuston 139, 147
 Epiphyten 110
 Epipotamal 140, 172, 255
 Epipotamalzönose 172
 Epirhithral 140, 172 f., 255, 259
 Epirhithralzönose 172
- Epökophyten 150
 Erbsenmuscheln 125
 Ergasiophyten 150
Eristalis 157
 Ernährung 161
 Ernährungsgilden 113, 259
 Ernährungstypen 54, 158 ff.
 funktionelle E. 161
 Ernährungstypen-Verteilung 160 f.
 Erneuerungszeit des Wassers 102
 Erosion 67, 70
 Erosionsbereiche 131
Esolus 144
 Eucarida 130
 Euholognatha 138
 Eukrenal 144
 Eukrenalzönose 172
 Eulimnion 125
 eupotamal 307
 Eupotamon 82, 257
 Europäische Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 413
 euryoxybionte Organismen 42
 eurypar 202
 Euryphage 204
 Eurytope 202, 255, 258
 eurytope Arten 95
 eutroph 145, 193
 eutrophe Gewässer 160
 eutrophiert 127
 Eutrophierung 101 f., 111, 151
 EU-Wasserrahmenrichtlinie 176, 374
 Evaluierung 428
 Exkretionssystem 157
 Extended Serial Discontinuity Concept 264
 Exuvien 137
- F**
- Fadenalgen 111, 165, 168
 Fadenwürmer 125
 Falllaub 113
Falopia japonica 150
 Faltenmücken 147
 Fangmaske 139
 Fäulnis 193
 Fauna, ripicole 148
 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 375
 Federkiemenschnecken 120
 Feinsedimentablagerungen 87
 Feinsedimente 168, 232
 Feststoffhaushalt 68, 326
 Filaria 126
 Filariosen 126
 Filtrieren 142
 Filtrierer 113, 162, 305
 aktive F. 128, 158, 161
 passive F. 154, 158, 161
 Fisch/Lebensraum-Assoziationen 372

- Fischadler 112
 Fischaufstiegshilfen 242, 255, 261, 283, 455
 Fischegel 127
 fishereiliche Daten 370
 Fischgesundheit 370
 Fischläuse 129
 Fischmigration 455
 fishökologische Funktionsfähigkeit 416
 Fischotter 112
 Fischregionen 171 f., 199 f., 256, 258 ff., 368
 Fischregionsindex 173, 200, 368
 Fischregionskonzept 349
 Fischsterben 104
 Fischwanderhilfen 455
 Fischzönosen 173
 Fitness 210
 Flachwasserzonen 91
 Flagellaten 113, 128
 Flechten 105
 Fleischfresser, karnivore 158
 Fliegen 141, 144
 Fliegenfischerei 143
 fließende Retention 315
 Fließgeschwindigkeit 100, 232
 Fließgeschwindigkeitsgradient 48
 Fließgewässer
 ephemere F. 58
 episodische F. 58
 Fließgewässer-Bioregionen 348
 Fließgewässerkartierungen 353
 Flohkrebse 133
 Gemeiner F. 133
 Flood Pulse Concept 266
 Flora-Fauna-Habitat 214
 Flow Pulse 307
 Flunderregion 172
 Flurabstände 307
 Flussbarsch 215
 Flussblindheit 126
 Flussdeckelschnecken 120
 Flüsse
 alluviale F. 68
 verzweigte F. 77
 Flussflohkrebs 133
 Flussgebietsbezogenes Management 326, 382
 Flussgebietsplan 382
 Flussjungfern 140
 Flusskrebse 128, 130 ff., 151, 176
 Flusslandschaft 307, 318, 391, 412
 Flusslibellen 140
 flussmorphologische Prozesse 81
 Flussmuscheln 121 f.
 Flussordnungszahl 85, 263
 Flussperlmuschel 122 ff., 171
 Flussplankton 125
 Flussregulierungen 250
 Fluss-Steinkleber 121
- Flusstyp, morphologischer 68, 76 f.
Fontinalis antipyretica 105
 Fontinalis-Typ 100
 Forelle 130
 Forellenbarsch 212
 Forellenregion
 Obere F. 171, 199
 Untere F. 171, 199
 Fragmentierung 208 f.
 Fraßdruck 106
 Frauennerfling 215
Fredericella sultana 128
 Fresstypen 162
 Fresstypenverteilung 163
 Froschlaichalge 107
 Froude-Zahl 46
 Frühjahrsblüte 108
 Frühjahrslaicher 245, 255, 258
 Frühsommerlaicher 258
 Fucoxanthin 107
 Functional Feeding Groups 158 ff.
 Funktionsfähigkeit 175
 Furkation 77, 85
 Furt 85, 234, 241, 243, 246, 249
- G**
- Galizier 131
Gammarus 159
 G. fossarum 133
 G. lacustris 133
 G. pulex 133
 G. roeselii 133
 Gefährdung 213
 Gefährdungsgrad 336
 Gelbgrünalgen 107
 Gemmulae 119
 genetische Integrität 213
 genetische Variabilität 208
 geologischer Untergrund 55
 Gerridae 139, 147
 Gesamtphosphor 102
 Geschiebe 65
 allochthones G. 65
 autochthones G. 65
 Geschiebefracht 68
 Geschiebeführung 67
 Geschiebehaushalt 84, 324 ff.
 Geschieberückhalt 68
 Geschiebetransport 50
 Geschlechtsreife 251
 Gesundheitszustand 210
 Gewässer, stagnierende 172
 Gewässeraufstau 143
 Gewässerbegradigung 143
 Gewässerbetreuungskonzept 424
 Gewässerbettbildung 57, 68
 Gewässerbewertung 193

- integrative G. 193
 gewässerbezogene Planungen 340
 Gewässergüte 179 ff., 193, 272
 saprobielle G. 138, 171
 saprobiologische G. 182
 Gewässergüteklassen 180, 183 ff., 193
 Gewässergütezustand 176
 Gewässerinventarisierung 329
 Gewässermonitoring 175, 193
 gewässerökologische Managementpläne 374
 Gewässerpflege-Konzepte 345
 Gewässerpflegepläne 382
 Gewässerschutz 104
 Gewässerschutzgesetz 378
 Gewässerstrukturerhebungen 335
 gewässertypspezifisch 318
 gewässertypspezifische Arten 367
 Gewässerverschmutzung 138
 Gewässerzustand 354
 Giebel 215
 Gilden, ökologische 369
 Gildenanzahl 369
 Glatttick 214
 Gleitufer 85
 Gletscherbach 146
 Glochidien 122 ff.
 Gnitzen 145
Goera 141
 Goldalgen 107, 165 f.
 Goldfisch 212
 Goldrute, Kanadische 150
 Goldsteinbeißer 215
 Gomphidae 140
Gomphus vulgatissimus 140
Gordius aquaticus 125
 Götterbaum 150
 Granataugen-Flohkrebs 134
 Granit- und Gneisgebiet 162
 Graskarpfen 110, 158, 212
 Grenzschrift 48
 Großlibellen 139 f.
 Großmuschel 176
 Grünalgen 109, 131
 Grundel, Kessler 259
 Grundel, Marmorierter 259
 Gründling 129, 215, 258 f.
 Grundwanze 139, 157
 Gürtelwürmer 127
 Güster 214, 261
 Güteklasse II-III, saprobielle 130
 Güteklassen 181, 183, 193
 Gyrinidae 144
- H**
 Habitat 253
 Habitatansprüche 259
 Habitataufteilung 240
 Habitateinnischung 230 f., 235, 253
 Habitat-Integrität 354
 Habitatkartierungen 354
 Habitatmodellierung 419, 423
 Habitatpräferenzen 239
 Habitat-Qualität 354
 Habitat-Quality Index 355
 Habitat-SCORE 355
 Habitatselektion 230
 Habitattrennung 240
 Habitatverfügbarkeit 365
 Habitatwahl 248
 Haemolymphe 157
 Hakenkäfer 144, 152
 Haliplidae 144
 Hämolymphe 126
 Harnstoff 101
 Harts substrat 167
 Hasel 215, 258
 Hauptarm 90
 Hausen 214, 260
 Hautflügler 141
 heavily modified waterbodies 352, 449
 Hebridae 139, 148
 Hecht 129, 214, 261
 Hemerobie-Konzept 343
 hemimetabole Entwicklung 137
 Hemiptera 138
 Heptageniidae 136, 153
 Herbivore 204
Heribaudiella fluviatilis 108
 Heteroptera 138
 Heuschrecken 149
 hierarchische Beziehungen 365
 hierarchisches System 55
Hildenbrandia rivularis 107
 Hirudinea 127
 Hochbergsgewässer 193
 Hochwasser 63, 166 f.
 Hochwasserabflüsse 62 f.
 Hochwasserschutz 140
 Hochwasserwanderungen 260, 262
 Hochzeitsflüge 142
 Höckerflohkrebs, Großer 133
 Höckerflohkrebs, Kleiner 133
 Höhlenflohkrebs 133
 Hohltiere 120
 holometabol 144
 holometabole Entwicklung 142
 home range 239
 homing 241, 249
 Horatiinae 121
 Huchen 123, 214, 250 ff., 260
 Sibirischer H. 250
Hucho hucho 123
 Hundsfisch 214
 Hüpferlinge 117

- Hybridisierung 213
 Hydracarina 128
Hydraena 144
 Hydraenidae 144
 hydraulische Bedingungen 49
 hydraulischer Radius 45
 hydraulischer Stress 152
 Hydrobiidae 121
 hydrobiont 149
 hydrologische Charakteristik 358
 hydrologisch-hydraulische Eingriffe 391
 Hydrometridae 139
 hydromorphologische Verhältnisse 20
 Hydrophyten 110
Hydropsyche 143
 H. contubernalis 143
 Hydrozoa 120
Hydrurus 165 f.
 H. foetidus 107, 165
 hygropetrische Stellen 144
 hygrophil 149
 Hymenoptera 141
 hypertrophe Bedingungen 111
 Hypnoneuston 145
 Hypokrenal 171, 174
 Hypokrenalzönose 172
 Hypolimnion 101
 Hyponeuston 147
Hypophthalmichthys molitrix 158
 Hypopotamal 172
 Hypopotamalzönose 172
 hyporheisches Interstitial 37
 Hyporhithral 140, 172, 245, 255, 259 f.
 Hyporhithralzönose 172
- I**
 Ibisfliegen 145
 Immissionswirkungen 176
Impatiens balsamina 150
 in stream structures 47, 87, 285 f.
 Indice biologique global normalisé 194
 Indice Biotico Esteso 194
 indifferent 202
 Indikationsgewicht 181
 Indikationswert 194
 Indikatorarten 181, 205 f.
 Indikatoren 176, 180
 I. des Gewässerzustandes 111
 makrozoobenthische I. 177
 ökologische I. 176
 saprobielle I. 181
 Indikatorfunktion 358
 saprobielle I. 106
 Indikatororganismen 176
 Indikatorartaxa 194
 Insekten 135
 Insektivore 204
 instabile Sande 49
 INTERREG III 379 f.
 interspezifische Wechselwirkungen 365
 Interstitial 231 f.
 Inundationsflächen 95
Isogenus 138
 I. nubecula 138
Isoperla 138
 I. obscura 138
 Isopoda 134
Isoptena 138
 I. serricornis 137
 Ist-Zustandserhebungen 384 f.
- J**
Jaera istri 135
 Jochalgen 109
 Jungfischdrift 261
 Jungfische 246, 251, 253, 256
 Jungfischhabitat 249
 Jungfischwanderungen 260 f.
 Juvenildrift 260
 Juvenile 241, 259, 261
 Juvenilfischhabitate 233
 Juvenilphase 247
- K**
 Käfer 144
 Kahnschnecken 120
 Kalium 100
 Kalkkrusten 107
 Kalktuff 107
 Kamberkrebs, nordamerikanischer 132
 Kamptozoa 126
 Karausche 215, 257
 Karotinoide 107
 Karpfen 129, 261
 Karpfenlaus 129
 katadrom 205
 Katastrophenhochwässer 62
 Kaulbarsch 215
 Kaulquappen 149
 Kelchwürmer 126
 Kerbtäler 81
 Kessler Grundel 215
 Kessler-Gründling 215
 Kiemenfüßer 129
 Kiesbänke 148 f.
 Kieselalgen 100, 108, 117
 Kieselgur 109
 Kiesfauna 146
 Kiesfraktionen 165
 Kiesgewinnung 149
 Kieslaicher, lithophil 231
 Kinderstuben 241, 243
 kinematische Zähigkeit 45
 Kipppegel 306

Kläranlagen 102, 104
 Kleinlibellen 139 f.
 Klimax 310
 Knospung 128
 Knöterich, Japanischer 150
 Köcherfliegen 141, 152 ff., 159, 164, 166, 194
 Koexistenz 233, 239
 Kohlenstoff:Stickstoff:Phosphor-Verhältnisse 193
 Kolk 85, 90, 234, 241, 243, 246, 248 f., 253
 Kolonisation 170
 Kompensationswanderungen 262
 Konditionsfaktor 210
 Konkurrenz 213, 230, 233, 235, 238 ff., 243
 interspezifische K. 239
 Konnektivität 205, 257, 260, 266 f., 411 f.
 laterale K. 269, 301, 306, 318, 455
 longitudinale K. 269
 Konsumentenketten 111 ff.
 Kontinuum 205, 260, 262
 Kontinuumsunterbrechungen 305
 Kontinuumverhältnisse 320
 Koppe 215, 240
 Korndurchmesser 245
 Korngrößen 164, 232, 246
 Kraftwerke 149
 Krallenkäfer 144
 Krebssegele 127 f., 132
 Krebspest 130, 132, 151
 Krebstiere 129
 Krenal 171
 Kriebelmücken 145 f., 153 f., 159, 165, 167
 Kronenschnecken 121
 Krusten-Rotalge 107
 Kugelmuscheln 121, 125
 Kühlwassereinleitungen 41
 Kurzstreckenwanderer 260

L

Lachs 123
 Atlantischer L. 260
 Laevicaudata 129
 Laichfische 259
 Laichhabitats 202, 231 f., 246
 Laichplätze 241, 249, 251, 260
 Laichsubstrat 232
 Laichverhalten 245
 Laichwanderungen 241, 243, 249 ff., 260
 Laichzeit 253, 256
 laminarer Strömungsbereich 48
 Land-/Wasserverzahnung 87
 Landeckbach 174 f.
 Landschaftsplan 381
 Landschaftsrahmenplan 381
 Längenhäufigkeitsdiagramm 370
 längenzonale Verteilung 175
 längenzonaler Ansatz 173
 Längenzonation 171 ff.

Längskontinuum 269, 315, 455
 Langstreckenwanderer 260
 Langtaster-Wasserkäfer 144
 Langzeit-Monitoring-Programme 390
 large scale assessments 353
 Larvalphase 247, 258
 Larven 241, 246, 259, 261
 Larvendrift 238, 260 f.
 Larvenstadium 238
 Laube 215, 261
 Laufstauen 303
 LEADER-Programm 380 f.
 Lebensformtyp 106
 Lebensräume
 hygropetrische L. 141
 semiterrestrische L. 141
 Lebensraumgilden 202, 256, 258
 Lebensweise
 endolithische L. 106
 epilithische L. 106
 Lebenszyklus 249, 251 ff., 256
 Leitbild 163, 173, 175, 343
 leitbildbezogene Bewertung 193
 leitbildbezogener Ansatz 374
 Leitbild-Erstellung 385 f.
 Leitfischarten 171
 Leitorganismen 180
Lemanea fluviatilis 107
Lemna 147
 lenitische Bereiche 130
 Lepidoptera 143
Lepidurus apus 129
Leptodora kindtii 117
 Leptophlebiidae 136
Leuctra 138
 L. major 137
 Leuctridae 137 f.
 Libellen 139
 Lidmücken 146, 153, 165, 167
 LIFE-NATUR 413, 423 ff.
 LIFE-NATUR-Projekte 378
Limnebius 144
Limnius 144
Limnomysis benedeni 133
 limnoper 202
 limnophil 155, 202
 limno-phytophile Arten 95
 Limoniidae 146
 Listspinne 129
 Lithal 154
 Lithoglyphinae 121
Lithoglyphus naticoides 121
 lithopelagisch 224
 lithophil 224, 256, 258 f.
 Litoral 172
 Litoralzönose 172

Loa loa 126
 Loiasis 126
 Lösungsgleichgewicht 38
 Lückensystem 160
 Lungenschnecken 120 f.
 Lymnaeidae 121
Lyncaeus brachyurus 129

M

Mäander 77, 85
Macronychus 144
 M. quadrituberculatus 144
 Magnesium 100
 Main 171
 Makrofauna 166
 Makrohabitat 230
 Makroindex 194
 Makroinvertebraten 194
 Makrolithal 167
 Makronährstoffe 100
 Makrophyten 110, 158 f., 168, 176, 236, 259
 Makrophyten-Trophieindices 111
 makrozoobenthische Organismen 176
 makrozoobenthische Zönose 174
 Makrozoobenthos 118, 164, 166, 168, 176 ff.
 Makrozoobenthos-Organismen 158
 Malacostraca 130, 132
 Malermuschel 122
 Malpighi'sche Gefäße 157
 Managementplanung 383
 Mangan 100
Margaritifera margaritifera 122, 165
 Margaritiferidae 122
 Marmorierte Grundel 215
 Marmorkarpfen 212
 Marsupien 123
Marthamea 138
 M. vitripennis 138
 Maßnahmenkonzept 387 f.
 Maßnahmentypen 387 f., 392 ff.
 Maßstabebenen 55
 Meerforelle 227, 240, 260
 Megalithal 165, 167
 Megaloptera 140
 Melk 169
 Mermithidae 125
 meso-eurytherm 201, 255
 Mesohabitats 230, 233, 243
 Mesolithal 165, 167
 mesotherm 201
 Metanaupliusstadien 129
 Metapopulationen 206
 Metapotamal 144, 172, 255
 Metapotamalflüsse 88
 Metapotamalzönose 172
 Metapotamon 129
 Metarhithal 140, 172 f., 255, 259

Metarhithalzönose 172
 metrics 356
 Microbial loop-Hypothese 178
 Microbial loop-Konzept 116
Microniphargus 133
 Migrationen 205, 247, 260
 longitudinale M. 305
 Migrationsbarrieren 307
 Migrationsgilden 205, 261
 Mikrohabitate 230, 235, 239
 Mikrolithal 165, 260
 Mikrozoobenthos 159
 Mineralisation 178
 Minimalpopulationen 208
 Minimalpopulationsgröße 369
 Mittelstreckenwanderer 260
 Mittelwasser 63
 mittlere Tiefen 102
 Modell „Critical loading“ von Vollenweider 101
 Moderlieschen 215, 257
 Mollusken 120, 153
 Monitoring 340, 412
 aktives M. 176
 passives M. 176
 Monitoring-Programme 390
 Monitororganismen 176
 montane Zone 165
 Moorwasserläufer 139
 Moose 168
 hygrobionte M. 105
 hygrophile M. 105
 Moostiere 128, 140
 morphologischer Flusstyp 55, 358
 Mosaik-Dynamik-Theorie 341
 Mücken 141, 144 f.
 multimetrische Verfahren 359
 Muschelkrebse 129
 Muscheln 167
Myriophyllum 131
 Mysidacea 132

N

nachaktiv 237
 Naematocera 145
 Nährstofffracht 102
 Nährstoff-Spiralen-Konzept 116
 Nahrung 227 f.
 Nahrungsangebot 239
 Nahrungsketten 158
 Nahrungsnetze 111 ff.
 Nahrungspyramiden 115
 Naididae 119
 Nanoplankton 107
 Nase 158, 215, 251, 255, 258 ff.
 Nationalpark Donau-Auen 432 ff.
 Natrium 100
 Natura 2000 375, 383

- Natura-2000-Gebiete 413
 Naturschutzfachliche Pläne 382
 Nauplius 129
 Nematoden 125, 128
 Nematomorpha 125
Nemoura 138, 157
 Nemouridae 137 f.
 Neophyten 149 f.
 Neozoen 132 ff., 149 f., 211
 Nerfling 215, 258
 Neritidae 120
 Nesseltiere 120
 Nettoenergieaufnahme 247
 Nettoenergiegewinn 239
 Nettoprimärproduktion 100
 Netzflügler 140
 Netzflügler-Artige 140
 Neuroptera 140
 Neuropteroidea 140
 Neuston 29, 147 f.
 Niederwasser 63, 167
 Niederwasserabflüsse 60
Niphargellus 133
Niphargopsis 133
Niphargus 133
 Nische, fundamentale 230
 Nische, multidimensionale 230
 Nische, realisierte 230
 Nischenselektion 239
 Nischenüberlappungen 239
 Nitrat 101, 111
 Nitratbakterien 101
 Nitrat-N/Ammonium-N 178
 Nitrifikation 101
 aerobe N. 101
 Nitrit 101
 Nitrogenase 101
Nitrosomonas europaea 101
Normandia 144
 Notonectidae 157
 Notostraca 129
 nutrient spiraling 22
 Nymphe 135, 137
Nymphula 143
- O**
Obesogammarus obesus 133 f.
Ochthebius 144
 Odonata 139
 Odonaten-Habitat-Index 156
Odontocerus 141
Oemopteryx loewii 138
 öffentliches Interesse 377
 ökologische Bauaufsicht 390
 ökologische Elastizität 167
 ökologische Funktionsfähigkeit 138, 179, 182,
 270 f., 317, 321, 343, 363, 377, 411 ff.
- ökologische Gilden 200 f., 257
 Ökoregionen 194, 197 f.
 Ökosysteme, lotische 164
 Ökotone 131, 164, 266 f.
 Oligochaeta 126, 165
Oligoneuriella rhenana 154
 Oligoneuridae 136
Oligoplectrum maculatum 153
 oligorheophil 202
 oligosaprob 181, 194
 oligo-stenotherm 201, 255
 oligotherm 201
 Omnivore 204
Onchocerca volvolus 126
Onchorhynchus mykiss 123, 146
 ÖNORM M 6232 182
 operationales Leitbild 345
 ÖPUL 381
Orconectes limosus 132
Oreodytes 144
 organische Belastung 176, 193
 organische Substanz 194
 organische Substrate 168
 organische Wasserinhaltsstoffe 178
 Organismen
 autotrophe O. 111
 heterotrophe O. 111
Orthocladius 165 f.
 Orthophosphat 102
 Osmolarität 157
 Osmoregulation 156 f.
 osmotischer Druck 157
 Osmylidae 140
Osmylus fulvicephalus 140
 Österreichisches Wasserrechtsgesetz 377
 Ostracoda 129
 ostracophil 224, 259
 ovovivipar 125
- P**
Pacifastacus leniusculus 132
 Paläopotamon 82, 257
 Palingeniidae 136
 Parapotamon 82, 257
Parapopynx 143
 P. stratiotatum 143
 Parasiten 128, 162
 partikuläres organisches Material 53, 193, 305
 partizipative Projektentwicklung 413
 Patch-Dynamik-Konzept 164, 341
 Pelagial 44, 117, 172
 pelagophil 224, 259
 Peracarida 132
 Peraeon 133
 Peraeopoden 132
 perennierende Fließgewässer 58, 142

- Perla* 138
 P. grandis 137
 Perlen 124
 Perlfisch 215, 256
 Perlidae 137 f., 165
Perlodes 138
 Perlotidae 137 f., 165
 Pflanzenfresser, herbivore 158
 Pflegepläne 382
Phaeodermatium rivulare 106 f.
 Phaeophyceae 108
 Phagozytose 158
 Pheromone 142
 Phosphate 102, 111
 Phosphatgehalt 102
 Phosphor 101 f.
 Phosphorbelastung 102
 Phosphorkreislauf, kleiner 103
 photoautotrophe Organismen 100
 Photoperiode 30
 Photosynthese 33, 39, 99, 158
 oxygene P. 106
 photosynthetische Bakterien 105
Physella acuta 121
 physical environment 27
 Physidae 121
 Phytal 105
 Phytobenthos 106
 epilithisches P. 106
 phytolithophil 224
 phytophil 224, 256, 258
 Phytoplankton 106, 113, 118, 176
 Phyto-Potamoplankton 105
 Picoplankton 113
 Pionierstandorte 306 f.
 Piratenspinne 129
Piratra 129
 piscivor 251
 Piscivore 204
Pisidium 125
 planktivor 256
 Plankton 106, 117, 168
 Planorbidae 121
 Plastide 107
 Plastron 139
 Plastronatmung 157
Platambus 144
 Plecoptera 136, 157, 159, 194
 Pleomere 130
 Pleon 133
 Pleopoden 133
 Pleosom 133
 Plesiopotamon 82, 257
 Pleuston 29, 147
 poikilotherm 31
 Polymitarcidae 136
 Polypid 128
- polysaprob 181
 POM 305
 Populationen 206 ff.
 Populationsaufbau 243, 244, 367
 Populationscharakteristika 367
 Populationsgröße 208 f., 365
 minimale P. 208
 Populationsregulation, dichteabhängige 243
 Populationsstruktur 208 f.
 Porifera 119
 Potamal 35, 128, 167, 173 f., 255, 258 ff.
 Potamanthidae 136
Potamanthus luteus 165
 potamodrom 205
Potamogeton 131
 Potamon 125
 Potamon-Ernährungs-Typen-Index (PETI) 162
Potamophilus 144
 P. acuminatus 144
 Potamoplankton 52, 106, 118
 Potamopyrginae 121
Potamopyrgus antipodarum 121
 Potenzial, gutes ökologisches 353, 449
 Potenzial, höchstes ökologisches 352
 Prachtlibelle, Gebänderte 140
 Präferenzindex 254
 Prallufer 85
 Prantl'sche Grenzschicht 152
 Primärkonsumenten 159
 Primärproduktion 33, 99, 101
 Primärproduzenten 30, 99
Procamburus clarkii 132
 Produktion 99
 Profundal 172 f.
 Profundalzönose 172
 Projektmanagement 390 f.
 Prosobranchier 120
Protonemura 138, 166
 Protozoen 158
 Psammal 165, 167
 psammophil 224, 259
Pseudoanodonta complanata 122
 Psychodidae 147
 Ptychopteridae 147
 Pyralidae 143
- Q**
 Qualitätskomponenten 374
 Quellbach 171, 173 f.
 Quelljungfern 140
 Quellregion 171, 173
 Quellschnecken 121
 Quellzone 144
 Querströmungen 48

R
Radix ovata 120
 Rangfolge 247
 Rangordnung 238
Ranunculus 131
R. fluitans 110
 Rasen-Rotalge 107
 Rattenschwanz-Larven 157
 Räuber 160, 162
 räumliche Ebenen 56
 Raumordnungsprogramm 381
 Reaktionsindikatoren 176
 Reduzenten 160
 Referenzbedingungs-Prinzip 193
 Referenzmodelle 347
 Referenzpopulationen 370
 Referenzsituation 194
 Refugialräume 87, 243, 237, 262
 Regenbogenforelle 123, 150, 212, 233, 238, 240
 Regulierungen 138, 149
 Reibung 49
 Reinanke 130
 Reproduktionsgilden 204, 258
 resident 240 f.
 Resilienz 167
 Respiration 38, 157, 160
 Respirationsorgane 42
 Restezugsgebiet 317
 Restrukturierung 391
 Restwasser 143, 315 ff.
 Restwasserdotation 315
 Retentionszeiten 102
 Reynoldszahl 45
Reynoutria sachalinensis 150
 Rhagionidae 145
 Rheintalsee 74
 rheobionte Arten 153
 Rheindex nach Banning 156
 rheopar 202
 rheophil 155, 202, 251, 259
 Rheophil-A 202
 Rheophil-A-Arten 257
 Rheophil-B 202
 Rheophil-B-Arten 256
 Rheophile 255
 Rheophilie 202
Rheotanytarsus sp. 154
 Rhithral 165, 226 ff., 255, 258
 rhithralisierte Fließgewässer 403
 Rhithral-Potamal-Konzept 172
Rhithrogena 136, 173
 Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI) 162 f.
 Rhithron-Potamon-Konzept 171
 Rhodophyta 107
Rhyacophila 154, 166
 Richtlinie 214
 Rinner 91, 234

Riolus 144
 ripicole Arten 149
 Riss/Würm-Interglazial 125
 River Continuum Concept (RCC) 54, 160 f., 263
 River Corridor Survey 354
 River Habitat Survey 354
 River Scaling Concept 56
 River-Continuum, longitudinales 270
Robinie pseudoacacia 150
 Rollegel 135
 Rotalgen 107
 Rotatorien 113, 117, 128, 159
 Rotauge 158, 215, 261
 Rote Listen 335 ff., 441
 Rotfeder 215, 257, 261
 Ruderfußkrebse 117, 132
 Ruderwanzen 139
 Rußnase 215
Rutilus rutilus 158

S
 Sachalin-Staudenknoterich 150
 Saitenwürmer 125
 Salinenkrebsechen 129
 Salinität 28
Salmo salar 123, 146
Salmo trutta 146
 Salmoniden 20, 250
Salvelinus fontinalis 123
Salvinia 147
S. natans 105
 Salzgehalt 28
 Salzseefliegen 145
 Salzseen 147
 Sandbänke, stabile 167
 Saprobie 179
 saprobielle Belastung 193
 saprobielle Gewässergüte 193 f.
 saprobielle Güteklasse 128
 saprobielle Valenzen 181
 saprobieller Grundzustand 194
 saprobielles Leitbild 194
 Saprobienindex 180 ff., 194
 Saprobienstufen 111, 179 f., 193 f.
 Saprobienstufen 180 ff.
 Saprobiewerte 182
 Saprobiologie 177
 Saprobitätsgrad 183
 Saprobitätsindex 183
 Saprobitätsklassen 183
 Saprobitätsstufe 181
 Sauerstoffbedarf 39, 42
 Sauerstoffgehalt 143, 179
 Sauerstoffproduktion 39
 Sauerstoffschwund 193
 Sauerstoffzehrung 39
 Scenedesmus-Typ 100

Scherkräfte 49
 Schichtung 28, 34
 Schied 215, 258
 Schilf 110, 141, 259
Schizothrix fasciculata 106
 Schlammmfliegen 140
 Schlammpfeitzger 215, 257
 Schlammröhrenwurm 159
 Schlammschnecken 121
 Schlangjungfern 139
 Schlauchalge 107
 Schleie 215, 257, 261
 Schleppkräfte 58
 Schleppspannung 68
 Schlickkrebse 134
 Schmerle 215, 258 f.
 Schmetterlinge 141, 143
 Schmetterlingsmücken 147
 Schnabelkerfe 138
 Schnaken 146
 Schnauzenschnecken 121
 Schnecken 153 f., 159
 Schneider 214
 Schnepfenfliegen 145
 Schotterbänke 260
 Schotterfauna 167
 Schotterfraktionen 165
 Schotterlückenraum 53
 Schottersubstrat 168
 Schrätzer 215
 Schutzgebiete 375
 Schwämme 119
 Schwammfliegen 140
 Schwanenmuschel 122
 Schwarmbildungen 142
 Schwarmverhalten 247
 Schwarzbarsch 212
 Schwarzer Katzenwels 212
 Schwebfliegen 145
 Schwebgarnelen 132
 Schwebstoffe 65
 Schwebstofftransport 50
 Schwellbetrieb 315, 412, 414 ff.
 Schwimmblasenwurm 151
 Schwimmgeschwindigkeit 246
 Schwimmkäfer 144
 Schwimmstoffe 65
 Sediment 245
 Sedimentation 67, 106, 179
 Sedimentationsbereiche 131
 Sedimentationsprozesse 85
 Sedimentbänke 92
 Sedimentfresser 159
 Seeausrinne 146, 168
 Seeflohkrebs 133
 Seeforelle 214, 227, 240
 Seekreide 107

Seelaube 214
 Seen
 eutrophe S. 102
 mesotrophe S. 102
 oligotrophe S. 102
 Seesaibling 159, 214
 Seichtwasserbereiche 95
 Seitenarme 90
 Seitenerosion 306
 Sekundärkonsumenten 159 f.
 Sekundärproduktion 99, 111 ff.
 Sekundärproduzenten 158
 Selbstreinigung 178 f.
 Selbstreinigungsgeschwindigkeit 178
 Selbstreinigungskapazität 178
 Selbstreinigungskraft 54, 116
 Selbstreinigungsstrecke 180
 Semling 215
 Shredder 137, 263
 Sichling 215, 259
 Sichtschutz 236 f., 239, 260
 Signalkrebse 132
 Silberkarpfen 158, 212
 Silberlachs 212
 Silizium 108
 Silo 141, 155
 Simuliidae 145, 153, 165, 167
Sinanodonta woodiana 122
 Siphonuridae 136
Siphonoperla 138
Sisyra 119, 140
 Sisyridae 140
 Sohleintiefung 301, 304, 324 ff.
 Sohlental 82
 Sohlhabitate 164
 Sohlstruktur 164
Solidago canadensis 150
 Sommerstagnation 34
 Sonnenbarsch 212
 soziale Hierarchie 238
 soziale Interaktionen 238
 speleophil 224, 259
 Sphaeriidae 125
Sphaerium 121, 125
 Spinicaudata 129
 Spinnentiere 128
 Spongillidae 119
 Springkraut, Drüsiges 150
 Spurenelemente 100
 Stagnation 101
 Stagnophile 202, 255, 257
 Stand der Technik 378
 Standorte, minerogene 168
 standortfremde Arten 367
 standortspezifische Arten 367
 Standorttreue 240 ff.
 stationär 241

- Statoblasten 128
 Stauhaltung 161
 Stauraumpülungen 315, 321 ff.
 Stauwurzel 311
 Stauwurzelbereich 304
 Stehmücken 145, 157
 Steinbeißer 215
 Steinfauna 144, 167
 Steinfliegen 136, 152, 157, 166, 194
 Steinfraktion 166
 Steingreßling 215
 Steinkrebs 130 f.
 Stelzmücken 146
Stenelmis 144
 stenoxybionte Organismen 42
 Sterlet 214
 Sternhausen 214, 260
 Stichling 129
 Dreistacheliger S. 212
 Neunstacheliger S. 212
 Stickstoff 101, 108
 stinkender Wasserschlauch 107
 Stoffhaushalt 111 ff.
 Stör, Atlantischer 260
 Störungen 44, 266
 Stratifizierung 314
 Stratiomyidae 144
 Streber 215
 Strömer 215
 Strommuschel 122
 Strömung 152 ff.
 laminare S. 45
 turbulente S. 45
 Strömungspräferenzen 43
 Strömungsschutz 236, 239
 Strudelwürmer 125
 Strudler 158
 Strukturausstattung 85, 285 f.
 Strukturbezug 202
 strukturelle Vielfalt 286
 Strukturgebundenheit 236
 Subimago 135
 submontane Zone 165
 Substrat 235, 243, 245
 Sukzession 267, 306, 310
 Sukzessionsabläufe 266
 Sukzessionsstadien 265
 Sumpfedeckelschnecken 120
 Sumpfkrebs 131
 Roter amerikanischer S. 132
 Sumpfpflanzen 110
 Sunk 315, 414
 Süßwassergarnelen 130
 Süßwassermuscheln 121
 Süßwasser-Röhrenkrebis 134
 Süßwasserschnecken 120
 Süßwasserschwämme 140
 Syncarida 130
 Synökologie 195
 Syrphidae 145
 Systelognatha 138
 system for evaluating rivers for conservation
 (SERC) 354
- T**
- Tabanidae 144
Taeniopteryx araneoides 138
 Tagesgrade 233, 246
 Taimen 250
 Talformen 55, 71
 Tanzfliegen 145
 Tardigrada 128
 Tastermücken 146
 Taumelkäfer 144
 Taxa-Diversität 194
 Teiche 172
 Teichlinsenzümler 143
 Teichmuscheln 122
 Teichnapfschnecken 121
 Teichwasserläufer 139
 Telemetry 249
 Tellerschnecken 121
 Temperaturgilden 201 f.
 Temperaturoptimum 42
 Temperaturregime 31
 Temperaturverteilungen 35
 Tenside 29
 Terrassenausbildung 72
 Terrassensysteme 71
 territorial 247
 Territorialverhalten 238
 Territorien 238, 240
 Tertiärkonsumenten 160
 Testorganismen 176
 Thaya 88, 174 f.
Theodoxus 120
 Thermalquellen 107
 Thermen 147
 thermische Abwässer 32
 Thiariidae 121
 Thoracomere 130
 Tieflandgewässer 193
 Tipulidae 146
 Top-Prädatoren 137, 140
 Torfwasserläufer 139, 148
 Totholz 85, 87, 93, 236, 246, 259 f., 285 f., 290
 Tracheenkiemen 157
 Tracheensystem 157
 Traun 171
 Trent Biotic Index nach Woodiwiss 194
 Trichoptera 141, 159
 Trichopteren-Habitat-Index 156
Triops cancriformis 129
 Trophie 103

- Trophiepyramide 111 ff., 115
 Trophieverhältnisse 40
 trophisch 176
 trophische Gilden 204
 Trophosom 126
Tubifex tubifex 160
 Tubificiden 160
 Tümpel 96, 172
 Turbellarien 125, 153
 Turbulenz 100
 Turgordruck 157
 Tychoplankton 117
 Typisierung 348
 Typologie 25
- U**
- Überfischung 250
 Überschwemmungswiesen 149
 Uferblockwürfe 151
 Uferhabitate 87
 Ufervegetation 236
 Umweltverträglichkeitsprüfungen 320
Unio 167
 U. crassus 122, 165
 U. pictorum 122
 U. tumidus 122
 Unionidae 122, 165
 unterspülte Ufer 92
 upscaling 56
Urnatella gracilis 126
 Uropoden 133
 Urosom 133

- V**
- Valvatidae 120
 Van't Hoff'sche Regel 41
Vaucheria sp. 107
 Vegetationsstrukturen 88, 93
 Veligerlarven 125
 Veliidae 139, 148
 Verdunstung 58
 Vernetzung 176, 306
 laterale V. 81, 307, 391
 Versalzung 151
 Versauerung 176
 Verwitterung 70
 visionäres Leitbild 345
 Viviparidae 120
Viviparus acerosus 121
 Vogelschutzrichtlinie 375
 Vollenweider-Modell 102
 Vorderkiemenschnecken 120
 Vorstudie 384
- W**
- Wachstum 228 f.
 Waffenfliegen 144
 Wagrainer Ache 165 f.
 Wanderdistanzen 260
 Wandermuschel 125, 151
 Wanderungen 240, 249 f., 253
 nahrungsbedingte W. 260
 saisonale W. 260, 262
 Wanderungsdistanzen 242
 Wanzen 147
 Wasseramsel 113
 Wasseranschlagslinie 88
 Wasserasseln 134 f., 159
 Wasserfarne 105, 110, 147
 Wasserflechten 105
 Wasserflöhe 117
 Wassergüte 271
 Wassergüteerhebung 182
 Wasserkäfer 143, 157
 Wasserkörper
 erheblich beeinträchtigter W. 352
 Wasserkraftanlagen 250
 Wasserkreislauf 21
 Wasser-Land-Übergang 105, 131, 148
 Wasserläufer 139, 147
 Wasserlinsen 147
 Wassermilben 128
 Wassermoose 105, 110
 Wasseroberfläche, gebrochene 236
 Wasserpflanzen 176
 Wasserrahmenrichtlinie (WRRRL) 179, 412, 423
 Wasserschlupfwespen 141
 Wasserschwalle 176
 Wasserspinnen 129, 148
 Wassertreter 144
 Wasserwanzen 138 f., 157
 Wasserzikaden 138
 Wasserzünsler 143
 Waxdick 214
 weiche Auen 307
 Weichtiere 120
 Weidegänger 113, 159, 162
 Weiher 96, 172
 Weißflossengründling 215
 Wels 88, 215, 258
 Welsparasit 128
 Wenigborster 126
 Wiederbesiedelung 170
 Wildkarpfen 215
 Wimpertiere 118 f.
 Winterstände 260, 262
 Winterhabitat 242
 Wolgazander 215
 woody debris 87, 286
Wuchereria bancrofti 126
 Würmer, wenigborstige 126

X

- Xanthoperla* 138
X. apicalis 138
 Xanthophyceae 107
Xenochironomus xenolabis 120
 xenosprobe Stufe 182
 xenosaprober Zustand 194

Z

- Zander 130, 215
 Zentralalpen 174
 Zerkleinerer 53, 113, 159, 161 f.
 Zieralgen 109
 Zingel 215
 Zobel 214
 zoogeographische Verbreitung 197
 Zooplanktivore 204
 Zooplankton 118, 160
 Zope 214, 256
 Zuckmücken 146, 152 ff., 166 f.
 Zustand
 sehr guter ökologischer Z. 343
 Zustandsklasse 358
 Zweiflügler 153
 Zweihöcker-Flohkrebs 133
 Zwerg-Wasserkäfer 144
 Zwergwels 212
 Zygnematophyceae 109

Glossar

- Abfluss:** bei der Wasserbilanz von Ökosystemen diejenige Menge des Niederschlagswassers, die zum Teil oberflächlich abfließt („oberirdischer Abfluss“), zum Teil versickert und das Grundwasser speist („Versickerung“). Die Abflussmenge hängt neben dem Niederschlag von der Geländeneigung und dem Vegetationstyp ab.
- Abflussregime:** charakteristischer Gang des Abflusses eines Gewässers, bedingt durch das Klima, die Vegetation, die geologischen und geomorphologischen Gegebenheiten und durch die anthropogenen Einflüsse im zugehörigen Einzugsgebiet.
- abiotisch:** unbelebt; chemische, physikalische / hydromorphologische Faktoren der Umwelt eines Organismus.
- Abundanz:** Anzahl der Organismen in Bezug auf eine bestimmte Fläche oder Raumeinheit.
- Acipenseriden:** Störartige Fische.
- adult:** erwachsen (geschlechtsreif).
- agonistisch:** kämpferisch (Verhalten).
- Agriophyt:** Bezeichnung aus der Botanik für neuheinnische Pflanzen (siehe auch Neophyt), die durch die Tätigkeit des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangten, bereits fester Bestandteil der heutigen natürlichen Vegetation wurden und auch nach Ende des menschlichen Einflusses Bestandteil der Vegetation bleiben.
- Akal:** Fein- und Mittelkies mit einem Durchmesser von 0,2–2 cm.
- Allele:** polymorphe Ausprägung eines genetischen Merkmals, Allele sind an den gleichen chromosomalen Orten lokalisiert, sorgen aber für unterschiedliche Erscheinungsformen des kodierten Merkmals, z. B. das Merkmal Blütenfarbe mit weiß und rot. Dem Merkmal liegen verschiedene Allele (= Genvarianten) zugrunde.
- allochthon:** anderenorts entstanden, gebietsfremd, nicht heimisch, nicht bodenständig.
- alluvial:** (durch den Fluss) angeschwemmt, abgelagert.
- alpha-mesosaprob:** Bezeichnung für stark verunreinigtes Wasser (Güteklasse III, Signalfarbe gelb).
- amphibische Zone:** Übergangsbereich zwischen Land und Wasser.
- Amphipoda:** Flohkrebs.
- anadrom:** Tiere, die zur Eiablage aus dem Meer ins Süßwasser ziehen.
- anaerob:** Milieu ohne freien oder gebundenen Sauerstoff.
- Analpapillen** (hier): dünnwandige Auswüchse in der Analregion einiger wasserlebender Insekten (-larven) (z. B. Chironomidae, Simuliidae); dienen hauptsächlich der Osmo-, Ionenregulation, daneben möglicherweise auch der Atmung.
- Anhydrobiose:** das Überstehen von wasserarmen oder wasserfreien Perioden durch Bildung von Dauerformen (Sporen, Samen; Tönnchen der Bärtierchen: Tardigrada); Trockenstarre.
- anthropogen:** durch menschlichen Einfluss bedingt.
- Apozoen:** ursprüngliche (autochthone) Tierarten einer Region.
- aquatish:** das Wasser betreffend.
- Äquivalenz:** Gleichwertigkeit.
- Archäozoen:** in prähistorischer oder historischer Zeit (vor 1492) eingebürgerte Tierarten.
- Artendiversität:** Artenmannigfaltigkeit (s. Diversität).
- Artendominanz:** Vorherrschen von Arten.
- (Arten-)Assoziation:** gemeinsames Vorkommen von zwei oder mehreren Arten in einem Bestand.
- Auengesellschaften:** → Auenspezifische Gesellschaften.

- Auenkomplextypen:** charakteristische Kombination von Auengesellschaften als Typ zusammengefasst.
- Auenniveau:** jener Talbereich im Flussumland, der unter natürlichen Bedingungen durch regelmäßige Überflutungen geprägt wird.
- Auenspezifische Gesellschaften:** Pflanzengesellschaften, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Auwäldern besitzen.
- Auenzone:** Vegetationszone im Überschwemmungsgebiet von Flüssen, der starken Schwankungen des Bodenwasserhaushaltes ausgesetzt ist.
- Ausleitung:** Wasserentnahme für unterschiedliche Nutzungen (z. B. Energiegewinnung).
- autochthon:** in einem Gebiet selbstständig entstanden, bodenständig, standorttypisch, ursprünglich.
- Autökologie:** Ökologie von Arten; Untersuchung der Anpassung von Arten an ihren Lebensraum.
- autotroph:** sich ohne Mitwirkung / Verwertung anderer Lebewesen ernährend.
- Auwald:** Waldgesellschaften der Flussniederungen, deren Standorte durch Schwankungen des Grundwasserstandes gekennzeichnet sind und die regelmäßigen Überschwemmungen unterliegen.
- Azidität:** Säuregrad des Bodens (oder Wassers), ausgedrückt durch den pH-Wert (negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionen-Konzentration).
- Benthal:** Lebensraum des Gewässerbodens.
- benthisch:** den Boden bewohnend.
- benthivor:** Bodentiere fressend.
- Benthos:** Gesamtheit der im Benthal lebenden Organismen.
- beta-mesosaprob:** Bezeichnung für mäßig verunreinigtes Wasser (Güteklasse II, Signalfarbe grün).
- Biodiversität:** die über alle biologischen Organisationsebenen hinweg anzutreffende Vielfalt von Organismen (genetische Vielfalt, Vielfalt von Arten, Gattungen, Familien und höheren Taxa), Mannigfaltigkeit von Ökosystemen und Lebensgemeinschaften.
- biogen:** von biologischen Systemen abstammend oder durch diese bedingt.
- Biom:** grundlegender Habitattypus in einer bestimmten Region der Erde (z. B. Regenwald des Amazonas).
- Biomasse:** Gewicht einer Organismengruppe pro Flächen- oder Volumseinheit.
- Bioregion:** Großklimabereich der Erde, in dem ein physiognomisch einheitlicher Vegetationstyp vorkommt.
- Biota:** Gesamtheit der Tier- und Pflanzenarten einer bestimmten Region.
- biotisch:** belebt, lebend; auf die biologischen Aspekte der Umwelt eines Organismus bezogen.
- Biotopkartierung:** kartografische Aufnahme von Lebensräumen.
- Biozönose:** Lebensgemeinschaft, Gemeinschaft von in Raum und Zeit zusammenlebenden Arten, Artenliste einer Lebensgemeinschaft.
- Biozönotische Region:** Region einer spezifischen Lebensgemeinschaft.
- Bivalvia:** Muscheln.
- boreoalpin:** in der Pflanzengeographie exakter in arktisch-alpin und boreomontan zu trennen; in der Tiergeographie bisweilen, weniger exakt, für Tiere mit nördlichen (Tundra, Taiga) und, davon entfernt, in der Hochgebirgsstufe der europäischen, asiatischen und nordamerikanischen Gebirge südlicherer Breiten gelegenen Teilarealen, verwendet.
- Bruchwald:** Waldgesellschaften, die durch ein hohes Maß an Bodennässe und Versumpfung bedingt sind.
- Bysusfäden:** Haftfäden aus erstarrendem Sekret einiger Muscheln, z. B. der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*); in einer Haftpore am Fuß produziert.
- Carapax:** zum Panzer gehörige, vom Kopf ausgehende, chitinine Hautfalte mancher Krebse; der Carapax kann den Thorax umfassen oder mit ihm verschmolzen sein. Bei den Muschelkrebsen (Ostracoda) umhüllt der Carapax den Körper als zweiklappige Gehäuse.

- Cephalon:** vorderster Körperabschnitt der Krebse (Kopfabchnitt); Thorax (der Brustabschnitt) und Cephalon können zum Cephalothorax verschmolzen sein.
- Cerci:** paarige Anhänge (Extremitäten) am Hinterleibsende einiger Insekten(-larven) und auch anderer Arthropoden; sie können lang und fadenförmig (z. B. Eintagsfliegenlarven) oder verbreitert sein (z. B. Larven der Kleinlibellen).
- Chironomidae:** Zuckmücken.
- Chloroplasten:** siehe Plastiden.
- Choriotop:** Teillebensräume eines Gewässers, die sich über das Substrat differenzieren und meist mosaikartig miteinander verflochten sind.
- Chromoplasten:** siehe Plastiden.
- Coleoptera:** Käfer.
- CPOM:** Coarse particulate organic matter = grobes organisches Material, z. B. Falllaub.
- Crustacea:** Krebstiere.
- Cuticula:** +/- harte, von Epidermiszellen abgeschiedene, nichtzelluläre äußere Deckschicht des Körpers; bei Insekten und anderen Arthropoda mehrschichtig und von ebenfalls mehrschichtiger Epicuticula bedeckt.
- Cypriniden:** Kapfenartige Fische
- Cystid:** bei Moostierchen (Bryozoa) der schachtelförmige Hinterkörper (Wohnröhre); der weichhäutige Vorderkörper wird Polypid (s. d.) genannt und trägt die Tentakelkrone (Lophophor).
- Cytolyse:** Zerstörung (Auflösung) einer Zelle.
- Dekolmation:** Freispülung des Schotters von Feinsedimenten (s. Kolmation).
- Demökologie:** Ökologie von Populationen.
- detritivor:** Tier, das sich von organischen Zerfallsprodukten (Detritus) ernährt; auch: detritophag.
- diurn(al):** täglich, tagesbezogen.
- Detritus:** Gesamtheit der toten organischen Partikel, die im Wasser schweben oder am Grund des Gewässers abgelagert sind.
- Diadrom:** Fischarten, die zwischen Meer und Süßwasser wandern
- disjunkt:** vom übrigen Verbreitungsareal einer Art räumlich getrennt.
- distinkt:** bestimmt, deutlich.
- Diversität:** Artenmannigfaltigkeit, Artenreichtum, Bezeichnung für die Vielfalt in Organismengemeinschaften beurteilt nach Artendichten und Einheitlichkeit der Individuendichten.
- dominant:** vorherrschend bzw. häufig.
- Dominanz:** hoher prozentualer Anteil einer Organismengruppe an der Gesamtindividuenzahl einer Organismengemeinschaft.
- Dominanzstruktur:** Aufeinanderfolge von den häufigsten bis zu den seltensten Arten.
- Dotation:** Wasserzuführung.
- Drainage:** Entwässerung des Untergrundes oder des Bodens.
- Einzugsgebiet:** ein Gebiet, das von einem Gewässer und seinen sämtlichen Zuflüssen ober- und unterirdisch entwässert wird.
- Ektoparasit:** Außenschmarotzer (z. B. Karpfenläuse, blutsaugende Insekten).
- Emergenz:** Schlupf der Larve aus dem Ei.
- endemisch:** nur in einem begrenzten Gebiet vorkommend.
- endemit:** Arten oder Taxa, die ein begrenztes Verbreitungsareal besitzen.
- endolithisch:** Blaualgen (Cyanobakterien) oder Algen, die unter der Gesteinsoberfläche, im Gestein (manchmal mehrere cm tief) leben (vgl. epilithisch).
- endoparasitisch:** (Adjektiv zu Endoparasit) Innenschmarotzer; dazu zählen z. B. die Saitenwürmer (Nematomorpha) und viele Fadenwürmer (Nematoda).

Epimerophyt: (Botanik) Neophyt (s. d.), der zwar außerhalb seines Herkunftsareals gedeihen, sich aber nicht vermehren kann.

Ephemeroptera: Eintagsfliegen.

Epilimnion, Eulimnion: die vom Tageslicht durchleuchtete, relativ warme und gut durchlüftete Oberflächenschicht eines Sees (thermischer Begriff) (vgl. Hypolimnion).

epilithisch: Blaualgen (Cyanobakterien) oder Algen, die auf der Gesteinsoberfläche leben (vgl. endolithisch).

Epineuston: jener Teil des Neustons (Bewohner der Wasseroberfläche), der auf dem Wasserspiegel, im Übergang Wasser – Luft, lebt. Der Begriff Neuston der Limnologie deckt sich z. T. mit dem Pleuston (s. d.) der Meeresbiologie. Zum Epineuston werden im Süßwasser etwa die Wasserläufer (Gerridae) gezählt.

Epipotamal: bei der längszonalen Gliederung von Fließgewässern oberster Abschnitt des Mittellaufs; entspricht in der Fischregionengliederung der Barbenregion.

Epirhithral: bei der längszonalen Gliederung von Fließgewässern oberster Abschnitt des Oberlaufs; entspricht in der Fischregionengliederung der Oberen Forellenregion.

epizoisch: auf Tieren lebend, ohne Schmarotzer oder Symbiont zu sein (z. B. Glockentierchen auf Insektenlarven, Zuckmückenlarve *Epoicocladus ephemerae* auf Eintagsfliegenlarve Ephemera).

Epökophyt: (Botanik) kulturabhängiger Einwanderer (wie viele Ackerunkräuter), der nach dem Ende des menschlichen Einflusses wieder verschwinden würde.

Ergasiophyt: (Botanik) pflanzlicher Neubesiedler (siehe Neophyt), der sich ohne menschliche Pflege überhaupt nicht in unserer Flora erhalten kann.

Erosion: die gesteins- und bodenabtragende Wirkung, die durch fließendes Wasser, Eis und Wind ausgelöst wird. Die Stärke der Erosion ist abhängig von der Turbulenz des Wassers, der Widerstandsfähigkeit der Gesteine, von der Art des Klimas und der Morphologie des Geländes.

Ersatzgesellschaften: anthropogen bedingte Sekundärgesellschaften (Bsp. Hochstaudenflur auf Schlagfläche).

Eulimnion: Freiwasserkörper.

euryök: Bezeichnung für Organismen, die Schwankungen lebenswichtiger Umweltbedingungen innerhalb weiter Grenzen ertragen (Gegensatz: stenök).

eurypag: unspezifisches Ernährungsverhalten.

eutroph: nährstoffreich (Gegensatz: oligotroph).

Evaluierung: Auswertung bzw. Bewertung.

Evertebraten: wirbellose Tierwelt.

Extinktionsrate: Aussterberate.

Exuvie: abgelegte Tierhaut (z. B. bei Häutung von Insekten).

Fauna: Gesamtheit der Tierarten eines bestimmten Gebietes.

Fauna – Flora Habitatrictlinie: Fauna = Tierwelt, Flora = Pflanzenwelt, Habitat = Lebensraum; Aufbau eines Netzes von natürlichen und naturnahen Lebensräumen und von Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten, um so das europäische Naturerbe für kommende Generationen zu bewahren. Hierfür sind ausgewählte Lebensräume von europäischer Bedeutung aus verschiedenen geografischen Regionen miteinander zu verknüpfen. Sie bilden zusammen mit den Gebieten der 1979 erlassenen EU-Vogelschutzrichtlinie das europäische Schutzgebietsverbundsystem NATURA 2000. FFH-Richtlinie und Vogelschutzrichtlinie sind verbindlich umzusetzendes EU-Recht.

Fischfauna: Gesamtheit der Fischarten eines bestimmten Gebietes.

Fischregion: Abschnitte in Fließgewässern mit charakteristischen Vertretern der Fischfauna.

Fitness: Maß für den Zustand eines Fisches, größenpezifisches Verhältnis zwischen Fischgewicht und -länge.

flood pulse: Das „Flood Pulse Concept“ nach Junk et al. (1989) beschreibt den durch Hochwässer hervorgerufenen Impuls (= flood pulse) als treibende Kraft, welche durch den intensiven Austausch von

Wasser, Sedimenten, chemischen und organischen Stoffen zwischen Hauptstrom und Auegebiet das gesamte Fluss-Auen-System wesentlich beeinflusst.

flow pulse: Der „flow pulse“ bezeichnet den durch Expansion und Kontraktion der Wasseroberfläche innerhalb eines Flussbettes hervorgerufenen Impuls, welcher die ökologischen Bedingungen bis zu bordvollen Abflüssen wesentlich prägt.

Flusslandschaften: funktionale Einheit aus Fluss und flussgeprägtem Umland; Flusslandschaften umfassen aquatische und terrestrische Lebensräume und deren Lebensgemeinschaften ebenso wie die von Menschen geschaffenen Strukturen.

Flussordnungszahl: Ordnungssystem, das die relative Lage eines Flusses innerhalb des Einzugsgebietes beschreibt.

Flussmorphologie: Ausformung, Gestalt und Struktur des Flussbettes.

Frequenz: Häufigkeit.

Fundamentale Nische: die größte ökologische Nische, welche ein Organismus oder eine Art theoretisch besetzen kann.

Furkation: Aufzweigung eines Flusses in verschiedene Teilarme.

Gastropoda: Schnecken.

Gen: Erbanlage, Erbfaktor; definierter Abschnitt auf der DNA eines Chromosoms, der bestimmte erbliche Strukturen oder Funktionen eines Organismus codiert.

genetische Diversität: Gesamtheit der genetischen Variabilität in einem Individuum, einer Population oder einer Art.

genetische Drift: zufallsbedingte Schwankungen der genetischen Variabilität; die Veränderung in der Gen- oder Allelhäufigkeit einer Population.

Genom: Gesamtheit der Gene eines bestimmten Organismus oder einer Art.

Genotyp: alle genetischen Merkmale, welche die Struktur und Funktion eines Organismus bestimmen.

Genpool: Gesamtheit aller verfügbaren Merkmalsausprägungen (Allele) einer Population.

Geschiebe: gröberes anorganisches Material mit einem Durchmesser über 0,63 mm (Steine, Kies, Sande), das am Boden eines Fließgewässers von der Strömung mitgeführt wird.

Gewässerbetreuungskonzept (GBK): übergeordnete Planung an Gewässern, welche auf Grundlage der Gewässersituation die Festlegung der schutzwasserwirtschaftlichen Ziele und Aufgaben sowie die gewässerökologischen Zielsetzungen zum Inhalt hat.

Gilde: Gruppe von Arten mit ähnlichen Strategien der Ressourcennutzung oder ähnlichen Lebensformtypen.

glazial: eiszeitlich.

Glochidium (Mehrzahl: Glochidien): Larve einer Süßwassermuschel der Familien Margaritiferidae oder Unionidae; lebt als temporärer Parasit an den Kiemen oder anderen äußeren Teilen von Fischen.

Habitat: Lebensraum bestimmter Beschaffenheit und Lokalität (auch: Lebensraum einer Art oder eines Organismus).

Hämolymphe: (hier) die mit Blut vermischte Leibeshöhlenflüssigkeit der Gliederfüßler (Arthropoda).

Hangfuß: unterer Beginn eines Hanges mit konkaver Krümmung.

Harte Au = Hartholzau: von Harthölzern (Eschen, Ulmen und Stieleichen) dominierter flussferner Bereich eines Auwaldes; Grundwassereinfluss geringer, seltener überschwemmt als die flussnahe Weichholzau.

Haustellum: (bei einigen Krebsen und Insekten) Lappen (z. B. bei Köcherfliegen) oder Teil eines Rüssels zur leckenden oder saugenden Nahrungsaufnahme (pflanzliche Stoffe oder Blut).

Helokrene: Sumpf, der Quelle eines Fließgewässers ist; s. a. Helokrene und Rheokrene

hemimetabol: Insekt, dessen Entwicklung ohne Puppenstadium abläuft (z. B. Eintagsfliegen, Libellen, Steinfliegen, Wanzen) (vgl. holometabol).

herbivor: pflanzenfressend.

Heteroptera: Wanzen.

Heterosis: Auftreten von im Vergleich zur Elterngeneration leistungsstärkeren Nachkommen.

heterotroph: Lebewesen (z. B. Tiere, Pilze, viele Bakterien), die sich von organischer Materie (anderen Lebewesen oder deren Zerfallsprodukten) ernähren. (Ein autotropher Organismus (Pflanzen, einige Bakterien) nutzt dagegen anorganische Stoffe, um mit Hilfe von Photo- oder Chemosynthese organische Verbindungen aufzubauen.)

heterozygot: mischerbig, ungleicherbig.

Heterozygotie: Mischerbigkeit, Ungleicherbigkeit, durch Artkreuzung entstanden.

Hirudinea: Egel.

Höhenstufen: in vertikaler Richtung aufeinanderfolgende Klima- und Vegetationsgürtel, definiert nach klimatisch-pflanzensoziologischen Gesichtspunkten, welche regional durch Seehöhen bestimmt sind; Charakterisierung durch bestimmte Leitgesellschaften#

- Tieflage
- Planar / Kollin: Eichen-Hainbuchenwälder und Eichenwälder
- Mittellage
- Montan: Buchen- bzw. Fichten-Tannen-Buchenwälder, inneralpin Fichtenwälder (weiter untergliedert in submontan, tiefmontan, mittelmontan, hochmontan)
- Hochlage
- (Sub-)Alpin: Fichtenwälder mit unterschiedlichen Fichten- und Lärchenanteilen (weiter untergliedert in tiefsubalpin und hochalpin)
- Nival.

holarktisch: (Begriff aus der Biogeographie, Adjektiv zu Holarktis) die von den ringförmig um die Arktis liegenden Kontinenten (und Teilen von Kontinenten) Europa (einschließlich Nordafrika), Nordasien (E.+ NAs.= Palaearktis) und Nordamerika (= Nearktis) gebildete biogeographische Region.

holometabol: Insekt, dessen Entwicklung ein Puppenstadium beinhaltet (z. B. Schlammfliegen, Netzflügler, Käfer, Köcherfliegen, Zweiflügler).

homing: Heimkehrverhalten, Laichwanderung zu den Laichplätzen der Eltern.

homonom: aus gleichartigen Segmenten oder Gliedern bestehend. Die Ringelwürmer (Annelida) haben, im Gegensatz zu den heteronom segmentierten Gliederfüßlern (Arthropoda), eine homonome Segmentierung. Die Antennen von Krebsen oder Insekten können homonom gegliedert sein.

Humusmächtigkeit: vertikale Erstreckung der Humusschicht im Boden.

Hutweiden: Dauer- bzw. Standweide, meist strukturreich, früher behirtet.

Hybride: Nachkommen genetisch unterschiedlicher Eltern, insbesondere von Eltern, die zu unterschiedlichen Arten gehören.

Hydrachnidia: Wassermilben.

hydraulisch: Übertragung von Kraft durch Wasserdruck bzw. Strömung.

hydrologisch: die Hydrologie betreffend (Hydrologie: Wissenschaft vom Wasser, seiner Arten, Eigenschaften und seiner praktischen Verwendung).

Hydromorphologie: Wissenschaft, die sich mit hydrologischen (vgl. Hydrologie) und morphologischen (vgl. Morphologie) Fragen auseinandersetzt.

hygrobiont: immer im feuchten Milieu lebend, z.B. in Mooren, Nasswiesen, auf wasserbesprühten Moosen ... – keineswegs aber Wasserlebewesen.

hygrophil: feuchtes Milieu bevorzugend.

Hypolimnion: der unter dem Epilimnion (und der Sprungschicht) liegende, in manchen Fällen sauerstofflimitierte Bereich kälteren Wassers von Seen (vgl. Epilimnion).

Hyponeuston: jener Teil des Neustons (Bewohner der Wasseroberfläche, vgl. Epineuston, Pleuston), der unmittelbar unter der Wasseroberfläche lebt. Zum Hyponeuston werden etwa an der Oberfläche hängende Tiere, etwa die Larven der Stechmücken (Culicidae), gezählt.

hyporheisches Interstitial: durchflossenes Lückensystem der Gewässersohle (Bettsedimente).

Hyporhithral: bei der längszonalen Gliederung von Fließgewässern unterer Abschnitt des Oberlaufs; entspricht in der Fischregionengliederung der Äschenregion.

Ichthyozönose: Fischgemeinschaft.

Imago: erwachsenes Stadium bei Insekten.

Immission: Einwirkung von Luftverunreinigungen (z. B. Schwefeldioxid, Stickoxiden), Lärm oder Erschütterungen, die anthropogen bedingt sind, auf Organismen.

indifferent: Bezeichnung für Organismen, die keine ausgeprägte Präferenz bezüglich eines lebensraumbestimmenden Faktors (z. B. Fließgeschwindigkeit) zeigen.

Indikator: Zeiger, Anzeiger.

Indikatorart: Art, die (beweiskräftige) Hinweise auf andere Merkmale gibt.

interdisziplinär: fachübergreifend.

Interspezifisch: zwischenartlich, zwischen Arten.

Intraspezifisch: innerartlich, innerhalb von Arten.

Inundationsfläche: Überflutungsfläche.

juvenil: jugendlich (nicht geschlechtsreif).

karnivor (carnivor): (hier) fleischfressend.

katadrom: Tiere, die zur Eiablage aus dem Süßwasser ins Meer ziehen.

Kerbtal: Tal mit fortschreitender Tiefenerosion; V-förmiger Querschnitt, kein oder nur schmaler Talboden.

Klimax: Stabile Pflanzengesellschaft, die das Endstadium einer Sukzession darstellt.

Kolmation: Verstopfung der Poren im Boden, Verminderung der Durchlässigkeit des Gewässerbodens durch Ablagerungen, Abdichtung der Bettsedimente.

Kolmatierung: s. Kolmation.

Kolonisationsrate: Besiedlungsrate.

Konkurrenz: Wechselbeziehung zwischen Organismen.

Konnektivität: Vernetzung.

Krenal: Lebensraum der Quellen.

Kriterium: Ausprägung eines Merkmals, die für Klassifikations- und Bewertungszwecke herangezogen wird (z. B. Artenzahl).

Labialpalpen: (bei Insekten) Taster des Labiums.

Labium: (bei Insekten) in der Mitte verwachsenes drittes Mundwerkzeugpaar (2. Maxillen).

Landschaftsplanung: Darstellung aller Maßnahmen und Wege zum Schutz und zur Sicherung, Gestaltung, zur Wiederherstellung und zur Pflege der besiedelten und unbesiedelten Landschaft.

larval: siehe Larvalphase.

Larvalphase: Jugendstadium eines tierischen Organismus, das im Körperbau vom adulten Organismus stark abweicht.

lateral: seitwärts gelegen, seitlich.

Lauenbäche: grundwassergespeiste Bäche.

Leitbild: wahrnehmungs-, denk-, entscheidungs- und verhaltensleitende Grundvorstellung in der Gesellschaft; ein Leitbild beschreibt die gewünschte Entwicklungsrichtung eines Gesamtsystems.

Leitfähigkeit: (unspez.) Summenparameter des Gesamtionenhaushaltes.

Leitgesellschaften: charakteristische Gesellschaften für einen bestimmten Standort bzw. ein bestimmtes Habitat.

lenitisch: durch ruhig fließendes Wasser gekennzeichneter Bereich, in dem Lebewesen, die stehendes oder langsam strömendes Wasser bevorzugen (stagnophil), leben.

Leukoplasten: siehe Plastiden.

Limnologie: Wissenschaft von Binnengewässern als Ökosystemen, deren Struktur, Stoff- und Energiehaushalt erforscht wird.

Limnokrene: kleiner See, der Quelle eines Fließgewässers ist; s. a. Helokrene und Rheokrene.

limnophil: Bezeichnung für Organismen, die ruhige Gewässer bevorzugen.

Lithal: Steine, Fels.

lithorheophil: Bezeichnung für aquatische Organismen, die vorzugsweise auf Steinen vorkommen und hohe Fließgeschwindigkeit bevorzugen.

Litoral: die Uferzone von Gewässern.

longitudinal: in der Längsrichtung verlaufend.

lotisch: durch schnellfließendes, turbulentes Wasser gekennzeichneter Bereich, in dem Lebewesen, die strömendes oder schnell fließendes Wasser bevorzugen (rheophil), leben.

mäandrierend: Fließgewässer mit gekrümmtem Verlauf; meist mit Gleit- und Prallhangausbildungen in den Kurven verbunden.

Makrolithal (Blöcke): grobes Blockwerk, etwa kopfgroße Steine vorherrschend mit variablen Anteilen von Steinen, Kies und Sand; 20-40 cm.

Makrophyten: submerse Wasserpflanzen mit Körpergliederung in Wurzel, Stamm und Blatt; inkl. Moose und Characeen, lebende Pflanzenteile, Wurzelbärte, Ufergrasbüschel etc.; mit bloßem Auge deutlich erkennbar.

Makrozoobenthos: Sammelbezeichnung für Tiere, die den Gewässerboden bewohnen und zumindest in einem Lebensstadium mit freiem Auge sichtbar sind.

Malpighische Gefäße: Hauptexkretionsorgan der Insekten und der meisten anderen terrestrischen Gliederfüßler (Arthropoda); drüsige Röhren, die in den Enddarm münden.

Marsupium (Pl.: -ien, -ia): (hier) Brutraum in den Kiemen der weiblichen Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*); auch: Bruttasche der Asseln (Isopoda).

Mechanorezeptor: Sinnesorgan zur Messung mechanischer Reize (Druck, Kraft, Bewegung).

Megalithal: große Steine und Blöcke, anstehender Fels; > 40 cm.

Merkmal: Eigenschaft, die variiert und für Klassifikations- und Bewertungszwecke herangezogen wird (z. B. Artenvielfalt) (vgl. Kriterium).

Mesohabitat: Teillebensraum, meist als gewässermorphologisch einheitlicher Teillebensraum bezeichnet.

Metalimnion: „Sprungschicht“, mit starkem Temperaturabfall innerhalb weniger Meter (trennt Epi- und Hypolimnion).

Metapopulation: Netz lokaler Populationen, zwischen denen ein eingeschränkter Austausch über wandernde Individuen erfolgt. Verschiedene Sub- oder Unterpopulationen stehen miteinander in Beziehung und bilden eine Metapopulation. Die Metapopulation ist in der Regel nicht genau abgrenzbar und dynamischer Natur. Dem Aussterben von Subpopulationen stehen Neugründungen und Wiederbesiedlungen gegenüber.

Metapotamal: bei der längszonalen Gliederung von Fließgewässern mittlerer Abschnitt des Unterlaufs; entspricht in der Fischregionengliederung der Brachsenregion.

Metarhithal: bei der längszonalen Gliederung von Fließgewässern mittlerer Abschnitt des Oberlaufs; entspricht in der Fischregionengliederung der unteren Forellenregion.

Migration: Wanderung.

Mikrohabitat: unmittelbarer Aufenthaltsort eines Individuums.

Mikrolithal: Grobkies (Taubenei- bis Kinderfaustgröße) mit Anteilen von Mittel- und Feinkies sowie Sand; 2-6,3 cm.

minerogen: aus mineralischen Stoffen gebildet (z. B. minerogene Sedimente).

Minimalpopulation: kleinste überlebensfähige Population.

Monitoring: Überwachung der Umweltsituation.

monospezifische Gattung: Gattung mit nur einer Art.

Morphologie: Wissenschaft von der Form/Gestalt.

Mortalität: Sterblichkeit.

Muldental: Muldentäler haben flache Talhänge, die allmählich in den Talboden übergehen; Talboden kann aus einem Aufschüttungskörper bestehen.

multimetrisch: mehrere Messbereiche abdeckend.

nachhaltige Entwicklung: aufrechterhaltbare, bestandfähige, zukunftsfähige, dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung; engl. „sustainable development“; von der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung, die zwischen 1983-1987 den sogenannten „Brundtland-Report“ (so genannt nach der Vorsitzenden der Kommission, der norwegischen Ministerpräsidentin Gro Harlem Brundtland) ausgearbeitet hat, eingeführter Begriff; unter „nachhaltiger Entwicklung“ versteht der Report eine globale sozio-ökonomische Entwicklung, „die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“; nach dem 3-Säulen-Modell gleichmäßige Berücksichtigung von Ökologie, Ökonomie, Gesellschaft.

natürliche Ressourcen: durch Menschen nutzbare Teile und Mittel der Natur (z. B. Luft, Wasser, Lagerstätten von Rohstoffen, Tiere, Pflanzen etc.).

Natura 2000: mit dem europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000 haben sich die Staaten der Europäischen Union die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Europa zum Ziel gesetzt. Schutzgebietssystem der Europäischen Union, umfasst die Gebiete nach der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie.

Nauplius, Metanauplius, Copepodit: in dieser Reihenfolge durchlaufene Larvenstadien vieler Taxa von „Niederem“ Krebsen.

Nekton: Sammelbezeichnung für Tiere, die im freien Wasserkörper (auch gegen Strömungen) zu zielgerichteten Ortsveränderungen größeren Ausmaßes befähigt sind (z. B. Fische, Schwimmkäfer).

nematocer: zur Zweiflügler-(Diptera) Unterordnung der Nematocera (Mücken) gehörend.

Nematoden: Fadenwürmer.

Neophyt (Plural: -en, -a): Pflanzenart, die in geschichtlicher Zeit einwanderte oder eingeschleppt wurde und sich in der einheimischen Pflanzenwelt eingebürgert hat.

Neozoa, Neozoen: aus entfernten Gebieten oder anderen Kontinenten nach 1492 (neu) eingewanderte oder eingebürgerte Tierarten.

Niederwasser: Wasserstand oder Abfluss, der eine zu bestimmende Grenze – im Allgemeinen das höchste (größte) Jahresniederwasser – unterschreitet. Diese Grenze wird aus den Wasserstands- bzw. Durchflusswerten oder den örtlichen topographischen Gegebenheiten bestimmt.

Nische: Summe aller abiotischen und biotischen Faktoren, die auf einen Organismus einwirken. Ort oder Lebensraum, der diese Bedingungen aufweist, die für eine erfolgreiche Existenz eines Organismus in einem gegebenen Habitat notwendig sind.

Obere Auenstufe: → Harte Au.

Odonata: Libellen.

Ökologie: Wissenschaft von den Wechselbeziehungen zwischen den Organismen und ihrer belebten und unbelebten Umwelt.

ökologische Funktionsfähigkeit: Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenem Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des Gewässertyps.

Ökoregion: nach ökologisch-naturräumlichen Gesichtspunkten gefasste landschaftliche Großeinheit.

Ökosystem: funktionelle Einheit von Lebewesen und ihrer Umwelt in der Biosphäre, ein offenes System – durch Stoffkreisläufe zur Selbstregulierung befähigt, nie scharf abzugrenzen.

Ökoton: Übergangszone zwischen zwei oder mehreren verschiedenen Gemeinschaften.

- Ökotyp:** eine Gruppe von Individuen innerhalb einer Art mit charakteristischer Ökologie.
- Oligochaeta:** Wenigborster.
- oligohalin:** Brackwasser mit einem Salzgehalt von 0,1 bis 1 Gramm Salz je Liter. Oligohalin heißen auch Tiere, die an einen geringen Salzgehalt im Wasser angepasst sind.
- oligosaprob:** Bezeichnung für kaum verunreinigtes Wasser (Güteklasse I, Signalfarbe blau).
- oligotroph:** nährstoff- und humusarm (Gegensatz: eutroph). Oligotrophe Seen produzieren wenig organische Substanz, besitzen eine große Sichttiefe (bis 10 m) und haben häufig eine blau-grüne Wasserfarbe.
- omnivor:** mehr als sich nur von einem trophischen Niveau ernährend; „allesfressend“.
- Ontogenie:** Verlauf der typischen Entwicklung eines Organismus vom befruchteten Ei bis zum Abschluss von Wachstum und Differenzierung.
- organogen:** aus organischen Stoffen gebildet (z. B. organogene Sedimente).
- Osmolarität:** (Chemie) Maß der osmotisch wirksamen Konzentration, bezogen auf die Volumeneinheit einer Lösung.
- Osmoregulation:** Regulation des Wassergehaltes und der Ionenkonzentration von Zellen und Organismen gegenüber dem umgebenden Medium, z. B. Süßwasser oder Salzwasser.
- ostracophil:** Reproduktionsgilde bei Fischen: in Muscheln brütend.
- osmotischer Druck:** wenn durch eine semipermeable Membran zwischen zwei Teilen eines Flüssigkeitsgefäßes (auch z. B. Zelle und Außenmilieu) nur das Lösungsmittel, nicht aber der darin gelöste Stoff treten kann, wird sich eine Druckdifferenz aufbauen, falls die Konzentrationen des gelösten Stoffes in beiden Teilen unterschiedlich sind. Diese Druckdifferenz heißt O. D.
- oxygene Photosynthese:** bei weitem häufigste, „normale“ Form der P.; ihre Elementarprozesse finden in den Thylakoiden, abgeflachten Membranvesikeln, statt. Sie sind in den Zellen der Cyanobakterien und in den Chloroplasten von Algen und Pflanzen enthalten. Benannt ist die o. P. nach dem dabei entwickelten Sauerstoff. Bei der anoxygenen Photosynthese einiger anaerober phototropher Bakterien (z. B. Purpurbakterien) dagegen wird kein Sauerstoff entwickelt.
- paläarktisch:** (Tiergeographie) im tiergeographischen Gebiet der Palaearktis (bestehend aus dem außertropischen Eurasien, Nordafrika und dem größten Teil Arabiens) verbreitet.
- Paläopotamon:** stark verlandete, selten überschwemmte, vom Hauptfluss weiter entfernte Augewässer.
- Parapotamon:** angebundene Altarme.
- Parasitoid:** ein Parasit, der sich endo- oder ektoparasitisch von einem anderen Lebewesen ernährt und im Zuge dieser Ernährungsweise seinen Wirt tötet.
- Parthenogenese:** die Entwicklung von Eizellen ohne Befruchtung.
- Patch:** durchgehend besiedelbarer räumlicher Bereich mit allen notwendigen Ressourcen für die Persistenz lokaler Populationen, der durch ungeeignetes Habitat von anderen patches getrennt ist.
- Pelagial:** Lebensraum des freien Wassers. Das P. wird vom mehr oder weniger passiv den Strömungen ausgesetzten Plankton, dem aktiv schwimmenden Neuston (Tiere und Pflanzen des Oberflächenhäutchens) und dem Pleuston (an der Oberfläche treibende Organismen) bewohnt.
- pelagophil:** freiwasserliebend.
- Pelal:** Schlack, Schluff, Ton und Schlamm; < 0,063 mm.
- pelophil:** schlammliebend.
- pelorheophil:** Bezeichnung für aquatische Organismen, die vorzugsweise auf Feinsedimenten vorkommen und höhere Fließgeschwindigkeiten bevorzugen.
- Peraeonsegment:** bei Krebsen Thorakalsegment, das nicht mit den Kopfsegmenten zum Cephalothorax verbunden ist; auf den Cephalothorax folgend.
- Peraeopoden:** bei Krebsen thorakale Extremitäten (Schreitbeine), die nicht zu akzessorischen Mundgliedmaßen, den Maxillipeden (Kieferfüße), umgebildet sind; den Maxillipeden folgend.

- Perciden:** Barschartige Fische.
- periglazial:** Erscheinungen und Prozesse im Eisumland/Gletscherrandgebieten.
- Pflanzengesellschaft:** Typ einer umweltabhängigen Kombination von Pflanzenarten und -individuen, die sich miteinander im Wettbewerb und in einem dynamischen Gleichgewicht befinden.
- Pflanzensoziologie:** Wissenschaft von den Pflanzengesellschaften und ihren Beziehungen zur Umwelt.
- Phänotyp:** ein sichtbares oder messbares Merkmal eines Organismus, welches das Resultat einer Wechselbeziehung zwischen Genotyp und Umwelt ist.
- photoautotroph:** sind Organismen (Pflanzen, einige Bakterien), die anorganische Stoffe nützen, um mit Hilfe von Photosynthese organische Verbindungen aufzubauen. (Organismen (Bakterien), die mit Hilfe von Chemosynthese aus anorganischen Stoffen organische Verbindungen aufbauen, sind chemoautotroph.)
- phytophag:** pflanzenfressend.
- phytophil:** Bezeichnung für tierische Organismen, die mit Vorliebe Pflanzen besiedeln, die der Ernährung, aber auch als Wohn-, Schutz- und Jagdraum dienen; Krautlaicher im Sinne von Reproduktionsgilden.
- Pionierfluren:** Vegetationsflächen, die von Pioniergesellschaften bewachsen sind, d.s. Pflanzengesellschaften, die vegetationslose Flächen (Rohböden) als erste besiedeln.
- piscivor:** fischfressend.
- planktivor:** planktonfressend.
- Plankton:** Gesamtheit der im Freiwasserraum lebenden, mit den Wasserbewegungen passiv treibenden Organismen (Bakterienplankton, Phytoplankton und Zooplankton).
- Plastiden:** Organellen im Cytoplasma der meisten Pflanzenzellen; man unterscheidet 3 wichtige Typen: Chromoplasten sind rot, gelb oder orange gefärbt. Ihre Farben verdanken sie Carotininen und Xanthophyllen als Pigmente. Durch die leuchtenden Farben wird bei vielen Samenpflanzen die Verbreitung der Früchte (Samen) und die Befruchtung über Insekten angeregt. Leukoplasten sind farblose (pigmentlose) Plastiden und treten in Pflanzenzellen auf, die nicht dem Licht ausgesetzt sind, beispielsweise, bei Samenpflanzen, in Samen und Wurzeln. Chloroplasten besitzen als Ort der Photosynthese eine lebenswichtige Bedeutung für Pflanzen. Sie sind intensiv grün gefärbt (Farbstoff Chlorophyll = Blattgrün). Bei Gefäßpflanzen finden sie sich in Blatt- und Sprosszellen.
- Pleomer:** Segment des Hinterleibes (Pleon) von Krebsen (Malacostraca).
- Plesiopotamon:** abgetrennte Altarme.
- Pleuston:** eher in der Meeresbiologie, seltener in der Limnologie verwendeter Sammelbegriff für vielzellige, hydrostatisch an die Oberfläche gebundene Tiere; nach manchen Autoren auch die an Treibseln sitzenden Tiere. In der Limnologie werden auch die Wasserpflanzen, die ihre Wurzeln ins Wasser hängen lassen, als P. bezeichnet.
- polyphag:** Arten mit breitem Nahrungsspektrum.
- Polypid** (der P.): bei Bryozoa röhrenförmiger, dünnhäutiger Vorderkörper (beweglich, rückziehbar; vgl. Cystid).
- polysaprob:** Bezeichnung für übermäßig verschmutztes Wasser (Güteklasse IV, Signalfarbe rot).
- pontisch:** Verbreitungsangabe für Organismen, die im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres vorkommen.
- pontokaspisch:** (vor allem bei Wassertieren verwendet): Tierarten, deren Hauptverbreitung im pontischen Raum (Gebiet am Schwarzen Meer, bzw. Schwarzes Meer und seine Zuflüsse) sowie im Gebiet des Kaspischen Meeres liegt. Eine große Gruppe von Einwanderern (vgl. Neozoa) war ursprünglich auf das pontokaspische Gebiet beschränkt.
- Population:** Reproduktionsgemeinschaft in einem abgegrenzten Raum.
- Populationsdynamik:** Wechsel von Populationsdichten in Raum und Zeit.
- Postglazial:** nach der Eiszeit.

- Postmentum:** bei Insekten der proximale (p. = zur Körpermitte hin) Teil des Labiums (s. d.).
- Potamal:** sommerwarme (> 20 °C) sandig-schlammige Zone eines Fließgewässers; große Temperaturschwankungen im Jahresverlauf.
- potamodrom:** Tiere, die zur Eiablage innerhalb von Flusssystemen wandern.
- Potamon:** die im Potamal lebenden Organismen, auch Potamocoen.
- Potamodrom:** Fischarten, die im Süßwasser wandern; s. a. anadrom und diadrom.
- Prädation:** Räuberdruck.
- Pleistozän:** Eiszeitalter; 2,3 Mio bis ca. 10.000 Jahre vor heute.
- Praementum:** bei Insekten der freie distale (d. = von der Körpermitte entfernt gelegen) Teil des Labiums (s. d.); das P. trägt die Labialpalpen (s. d.) sowie Glossen und Paraglossen.
- Profundal:** der sich an das Litoral anschließende, lichtarme bis lichtlose Bodenbereich in Binnengewässern.
- Psammal:** Sand; 0,063–2 mm.
- psammophil:** sandliebend.
- Radula:** Reibplatte (Raspelzunge) bei Schnecken.
- realisierte Nische:** Teil der fundamentalen Nische, welcher effektiv besetzt wird.
- Refugialraum:** Refugium; Rückzugsgebiet (Erhaltungsgebiet) für bestimmte Arten (Relikte) oder Lebensgemeinschaften.
- Regenerationspotential:** die Fähigkeit von Ökosystemen, eine durch Extremfaktoren hervorgerufene Änderung in Struktur und Funktion nach Aufhören einer Störung rückgängig zu machen und den vor dem negativen Einfluss herrschenden Zustand wiederherzustellen.
- reliktär:** als vereinzelter Restbestand vorkommend.
- Reproduktion:** Vermehrung.
- Restwasserstrecke:** die nach der Wasserfassung des Kraftwerks im Gewässer verbleibende Wassermenge.
- Revitalisierung:** Wiederbelebung.
- rezent:** gegenwärtig.
- rheobiont:** Bezeichnung für Organismen, die (ausschließlich) in Gewässern mit starker Strömung leben.
- Rheokrene:** Fließgewässerquelle, die im Gegensatz zu Limno- und Helokrenen unmittelbar abfließt.
- rheophil:** Bezeichnung für Organismen, die sich mit Vorliebe in Gewässern mit starker Strömung aufhalten.
- Rhithral:** sommerkalte (< 20 °C), steinig-kiesige Zone eines Fließgewässers.
- Ried:** Feuchtwiese, deren Pflanzenbestand sich vorwiegend aus Sauergräsern (Cyperaceae) zusammensetzt.
- Ripal:** Uferzone.
- ripicole Fauna:** Tiergemeinschaft der Ufer (Ripal = Uferzone); ripicol: Ufer bewohnend.
- Salmoniden:** forellenartige Fische.
- Saprobie:** Intensität des Abbaues organischer Substanzen durch Stoffwechselforgänge. Die Saprobie ist ein Komplementärbegriff auf Trophie.
- saprobiell:** meist in zweierlei Hinsicht verwendet: s. belastet: mit fäulnisfähigen Stoffen belastet; s. bewerten: ein Gewässer im Hinblick auf die Saprobie bewerten.
- Saprobienindex:** kennzeichnet die Gewässerverschmutzung.
- Saprobien-system:** eine Zusammenstellung von Organismen, deren ökologischer Verbreitungsschwerpunkt (Vorkommen und Häufigkeit) in bestimmten Belastungszonen eines Gewässers liegt und die für solche Belastungszustände daher eine Indikatorfunktion haben; wird zur Charakterisierung der Gewässergüte herangezogen.

- Schleppspannung:** auf die Flächeneinheit des Gewässerbettes einwirkende Kraft des fließenden Wassers, die das Geschiebe bewegt.
- Schluff:** Feinsediment; Korngröße 0,0063–0,002 mm.
- Schlüsselart:** eine Art in einer Lebensgemeinschaft, die Überlebenschancen und Abundanzen vieler weiterer Arten beeinflusst. Die Beseitigung oder Einbürgerung wirkt sich nachhaltig auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft und mitunter sogar auf die physikalische Struktur des Lebensraumes aus.
- Schuttfächer:** Schwemmfächer mit grobkörnigem Geschiebe.
- Schwall:** künstlich hervorgerufene Abflussteigerung meist in Zusammenhang mit energiewirtschaftlicher Nutzung von Fließgewässern; sowohl Ausmaß als auch Häufigkeit dieser Abflussteigerungen (bis zu mehrmals täglich zu Strombedarfsspitzenzeiten) sind unnatürlich.
- Schwebstoffe:** durch Turbulenzen im Wasser in Schwebelage gehaltene Partikel (mineralische und/oder organische).
- Schwemmfächer:** kegelförmige Geschiebeablagerung eines Zubringers im Mündungsbereich des Hauptflusses.
- Sedimentation:** Anhäufung von Lockermaterial, das durch mechanische oder chemische Zerstörung von Festgesteinen entstanden ist.
- Seiches:** stehende langperiodische Welle (Eigenschwingung) in ganz oder teilweise geschlossenen Becken; periodische Schaukelbewegungen sich nicht durchmischender Wasserschichten in größeren Seen.
- semiaquatich:** überwiegend Wasser aber auch Landteile umfassender Biotop (Übergangsbereich von Wasser zu Landzone mit angrenzenden terrestrischen und aquatischen Teillebensräumen).
- semiterrestrisch:** Bezeichnung für Organismen, die den Land-Wasser-Übergang besiedeln und sowohl im Wasser als auch an Land leben können.
- sessil:** Bezeichnung für Organismen, die unfähig zu aktiver Fortbewegung sind.
- sigmoid:** wie der griechische Buchstabe Sigma geformt, s-förmig; v. a. bei der Sigmoidfunktion verwendet.
- Sohlental:** aus einer anderen Talform durch Seitenerosion oder Aufschüttung hervorgegangen; Talsohle deutlich gegen den Talhang abgesetzt; Gewässersohle besteht aus Gesteinsuntergrund, kann aber auch von Schotterkörper überdeckt sein.
- speleophil:** Reproduktionsgilde bei Fischen: in Höhlen brütend.
- Spermatophyten:** die Spermatophyta sind die artenreichste Abteilung der Pflanzen, die Samenpflanzen.
- stagnophil:** ruhigwasserliebend.
- Statoblasten:** Dauerstadien der Moostierchen, die der Überwinterung dienen.
- stenök:** Bezeichnung für Organismen, die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren nur innerhalb enger Grenzen ertragen (Gegensatz: euryök).
- stenotop:** Bezeichnung für Organismen, die eine enge Verbreitung haben; d.h. in nur wenigen, sehr ähnlichen Biotopen vorkommen.
- Stigma:** (hier) Atemöffnung (Öffnung der Tracheen) bei Insekten und anderen Arthropoden (z. B. Spinnen).
- Stratifizierung:** vertikale Schichtung, z. B. bei Seen.
- Streuwiesen:** extensive Mähwiese, einmal im Jahr spät gemäht; Mähgut wird (wurde) als Einstreu verwendet.
- Stridulationsorgane:** Organe der Tonerzeugung, die durch Reiben eines harten Körperteiles an einem anderen erfolgt; hauptsächlich bei Insekten, aber auch bei anderen Tieren, z.B. bei Vogelspinnen.
- Strömung:** Bewegung des Wassers in Gewässern.
- Substrattextur:** räumliche Anordnung der Gemengeteile des Nährbodens (Substrat).

Sukzession: die zeitliche Abfolge verschiedener Pflanzen- oder/und Tiergesellschaften bzw. Lebensgemeinschaften am selben Ort nach Änderung wichtiger Standortfaktoren oder nach tiefgreifenden Störungen des Lebensraumes.

symbiontisch oder **symbiotisch:** in Symbiose lebend, einer Form des zwischenartlichen Zusammenlebens oder der Kooperation, bei der zwei der mehr Individuen ein höheres Reproduktionspotenzial gewinnen, als wenn sie alleine handeln würden. Die Vergesellschaftung kann so eng sein, dass beide Partner als Einheit erscheinen, wie z.B. bei Einzellern, Schwämmen und Hohltieren, in deren Zellen einzellige Algen (Zoochlorellen, Zooxanthellen) leben (intrazelluläre Symbiose).

syncytial: synzytienbildend; siehe Synzytium.

Tarsalklaue: Klauen auf dem äußersten (letzten) Tarsalglied. Tarsus: Teil eines Insektenbeines (auch bei anderen Arthropoda), distal (d. = von der Körpermitte entfernt gelegen) zur Tibia gelegen. Meist aus mehreren Segmenten (Tarsomeren) bestehend.

Taxon/Taxa: systematische Gruppe, d.h. eine Einheit des biologischen Systems.

Techno-Megalithal: Uferblockwurf, Fraktion größer 40 cm Korndurchmesser.

terrestrisch: die Erde betreffend; Bezeichnung für Organismen, die an Land leben.

Territorium: ein Areal oder Habitatsraum, das/der von einem Organismus oder einer Gruppe von Organismen gegen andere Individuen meist derselben Art verteidigt wird; Territorialverhalten, das Verhalten, durch welches das Territorium verteidigt wird.

Thoracomere: (bei Krebsen verwendet): Thoraxsegment.

Tracheen: (hier) röhrenförmige Atmungsorgane der Insekten. T. kommen auch bei anderen Arthropoda (Tausendfüßler, Spinnen) vor.

Trichoptera: Köcherfliegen.

Trogtal oder **U-Tal:** durch glaziale Erosion umgeprägtes Tal; steilwandige Hänge; weich gerundeter Übergang zur Talsohle.

Trophie: Intensität der Produktion organischer Substanz durch Photosynthese (Primärproduktion).

trophische Ebene: Organismengruppe, die aus dem selben Teil der Nahrungskette einer biologischen Gemeinschaft ihre Energie bezieht.

Trophosom: Speicherorgan des parasitischen Stadiums der Mermithidae (Fadenwürmer: Nematoda). Auch: Kompartiment chemoautotropher, symbiontischer Bakterien; z.B. bei der marinen *Rifta pachyptila*, einem Bartwurm (Pogonophora).

Trübe: das vom fließenden Wasser mitgeführte feinste Gesteinsmaterial.

Turgor(druck): osmotischer Druck, der den Plasmaschlauch einer Pflanzenzelle fest gegen die Zellwand drückt und nicht verholzten Pflanzenteilen damit ihre Stabilität verleiht.

Tychoplankton: primär nicht-planktische (benthische) Organismen, die gelegentlich durch die Strömung, durch Verhaltensweisen (z.B. tägliche Vertikalwanderungen) und andere Mechanismen ins freie Wasser gelangen.

Typisierung: Prozess der Zusammenfassung von Fließgewässern bzw. Fließgewässerabschnitte zu Gruppen mit vergleichbaren Merkmalen (abiotisch, biotisch).

Untere Auenstufe: → Weiche Au.

Uropod: umgewandelte, mit dem Telson (T. = hinterer Körperabschluss der Arthropoda mit der Afteröffnung) zu einem Steuerorgan vereinigte Extremität des letzten Abdominalsegments der Malacostraca (Höhere Krebse).

Urosom: (bei Amphipoda): hinterer Teil des Abdomens; aus 3 Segmenten bestehend und drei Springbeinpaare tragend (der vordere Teil des Abdomens (3 Segm. mit Pleopoden) ist das Metasom).

vagil: frei beweglich.

Vakuole: in Pflanzenzellen: großer, flüssigkeitsgefüllter Hohlraum, der oft den größten Teil des Pflanzenzellvolumens einnimmt.

Valenz: Reaktionsbreite einer Art gegenüber einem bestimmten Umweltfaktor.

Vegetationstypen: konkrete Pflanzenbestände, die als abstrakte Typen zusammengefasst werden.

Veligerlarve: Larvenform vieler Mollusken.

Vertebrata: Wirbeltiere.

Vogelschutzrichtlinie: siehe Natura 2000 und Fauna – Flora Habitatrictlinie.

Wasserrahmenrichtlinie (Water Framework Directive): gewässerpolitisches Ordnungsinstrument der EU.

Weiche Au = Weichholzau: von Weichhölzern dominierter flussnaher Bereich eines Auwaldes, geprägt durch hohen Grundwasserstand und häufige Überschwemmungen (Bsp. Weiden-, Pappel- und Grauerlenau).

Zönose: siehe Biozönose.

Zoobenthos: Sammelbezeichnung für Tiere, die den Gewässerboden bewohnen.

Zoogeographie: Teilgebiet der Zoologie, das sich u. a. mit der Verbreitung der Tiere befasst.

Zooplankton: im Freiwasserraum lebender und mit der Wasserbewegung passiv treibender tierischer Anteil des Planktons (Plankton: Gesamtheit der im Freiwasserraum schwebenden (lebenden) Organismen mit gänzlich fehlender oder nur geringer Eigenbewegung; sie treiben passiv im Gewässer.

UTB Biologie
Ökologie

Fließgewässer zählen weltweit zu den am schwersten beeinträchtigten Ökosystemen. Dies spiegelt sich auch in deren Lebensgemeinschaften deutlich wider. Sicherung, Erhaltung und Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern sind daher wichtige gesellschaftspolitische Anliegen. Das Buch konzentriert sich auf Fragen des angewandten Gewässerschutzes mit den Schwerpunkten Fischökologie und Gewässermanagement. Einleitend werden physikalisch/chemische und hydromorphologische Grundlagen dargestellt und darauf aufbauend die wichtigsten Tier- und Pflanzengruppen behandelt. Der Fischfauna ist ein eigenes Kapitel gewidmet. Weitere inhaltliche Schwerpunkte sind menschliche Eingriffe und deren Auswirkungen, Grundlagen des Gewässermanagements sowie Beispiele zur Restauration.

Das Buch richtet sich an Studierende der Fachrichtungen Ökologie, Biologie, Landschaftsplanung und Wasserwirtschaft sowie an Fachleute aus der Verwaltung, aus Planungsbüros, NGOs und der Fischereiwirtschaft.

www.utb.de

ISBN 3-8252-2113-X



Jungwirth u.a. Angewandte Fischökologie
an Fließgewässern

UTB 2113

ANSICHTS
EXEMPLAR

M. Jungwirth,
G. Haidvogel, O. Moog,
S. Muhar, S. Schmutz

Angewandte Fischökologie an Fließgewässern



Facultas

UTB