

FISCHFAUNA IN ÖSTERREICH

**Ökologie – Gefährdung – Bioindikation
Fischerei – Gesetzgebung**

Thomas Spindler

MONOGRAPHIEN

Band 87

M-087

Wien, 1997

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



für das Projekt verantwortlich

Dr. Andreas Chovanec, Umweltbundesamt

Autoren

Dr. Thomas Spindler, allgem. beeideter gerichtlicher Sachverständiger f. Fischerei,
Büro f. Fischerei und Gewässerökologie, Unterolberndorf 93, A-2123 Kreuttal

Kap. 5: Dr. Andreas Chovanec, Dr. Thomas Spindler

Kap. 4: Dr. Thomas Spindler, DI Gerald Zauner, Dr. Ernst Mikschi, DI Helmut Kummer
Dr. Anita Wais, DI Robert Spolwind

Übersetzung

Irmgard Zach

Graphik- und Tabellennachbearbeitung

Manuela Kaitna

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Titelphoto

Wels (*Silurus glanis*), J. Wanzenböck

Bildnachweis

A. Chovanec: 74, 75, 77, 79, 81, 85, 86, 87, 88, 90

K. Eipeltauer: 56

H. Filka: 19, 20, 21, 22, 24, 26, 27, 31, 38, 39, 43, 48, 51, 54, 61, 62, 63, 66, 67, 74

J. P. Freyhof: 70

J. Harra: 2, 5b, 12, 17, 18, 25, 28, 35a, 37, 40, 50, 52, 58, 60, 64, 69

W. Hauer: 3, 7, 13, 23, 29, 30, 42, 46, 47, 57, 72

W. Honsig-Erlenburg: 1, 9, 11, 71

E. Kainz: 34

M. Kämmereit: 59

T. Spindler: 16, 35b, 65, 68, 73, 76, 78, 80, 82, 83, 84

J. Wanzenböck: 15, 32, 33, 36, 44, 49, 53, 55, 89

G. Zauner: 4, 5a, 6, 8, 10, 14, 41, 45

Impressum

1. Auflage: 1995

2. erweiterte Auflage: 1997

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt (Federal Environment Agency)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Radinger, 3270 Scheibbs

© Umweltbundesamt, Wien, 1997
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-217-4

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
ZUSAMMENFASSUNG + DANKSAGUNG/SUMMARY	5/6
1 EINLEITUNG	9
2 FISCHARTENSPEKTRUM IN ÖSTERREICH	10
2.1 Ursprünglichkeit und Verbreitung	10
2.1.1 Neunaugen (<i>Petromyzontidae</i>).....	10
2.1.2 Störe (<i>Acipenseridae</i>).....	11
2.1.3 Aale (<i>Anguillidae</i>)	12
2.1.4 Lachsartige (<i>Salmonidae</i>).....	12
2.1.5 Renken (<i>Coregonidae</i>)	14
2.1.6 Äschen (<i>Thymallidae</i>).....	14
2.1.7 Hechte (<i>Esocidae</i>)	14
2.1.8 Hundsfische (<i>Umbridae</i>).....	14
2.1.9 Karpfenartige (<i>Cyprinidae</i>)	15
2.1.10 Schmerlen (<i>Cobitidae</i>).....	18
2.1.11 Bartgrundeln (<i>Balitoridae</i>).....	19
2.1.12 Welse (<i>Siluridae</i>)	19
2.1.13 Zwergwelse (<i>Ictaluridae</i>)	19
2.1.14 Dorschfische (<i>Gadidae</i>).....	19
2.1.15 Stichlinge (<i>Gasterosteidae</i>)	19
2.1.16 Barsche (<i>Percidae</i>).....	20
2.1.17 Sonnenbarsche (<i>Centrarchidae</i>)	20
2.1.18 Buntbarsche (<i>Cichlidae</i>)	20
2.1.19 Lebendgebärende Zahnkarpfen (<i>Poeciliidae</i>)	20
2.1.20 Grundeln (<i>Gobiidae</i>).....	21
2.1.21 Koppen (<i>Cottidae</i>)	21
3 ÖKOLOGISCHE CHARAKTERISTIK DER HEIMISCHEN FISCHFAUNA	27
3.1 Laichsubstrat und spezifisches Laichverhalten	29
3.2 Lebensraumbeziehungen.....	31
3.2.1 Fließgewässer	31
3.2.2 Seen	42
3.2.3 Fallbeispiele.....	47
3.2.3.1 Fallbeispiel Lunzer See	47
3.2.3.2 Fallbeispiel Mondsee.....	47
3.2.3.3 Fallbeispiel Neusiedler See.....	48
3.2.4 Neue Forschungsrichtungen	51
4 GEFÄHRDUNG DER HEIMISCHEN FISCHFAUNA	54
4.1 Gefährdungsstatus.....	54
4.2 Gefährdungsursachen.....	62
4.2.1 Abwasserbelastung	62
4.2.2 Wasserbau	62
4.2.2.1 Regulierung.....	63
4.2.2.2 Wildbach- und Lawinenverbauung	67
4.2.2.3 Wasserkraftnutzung	67
4.2.3 Geschiebebaggerungen und Gewässerpflegemaßnahmen.....	70
4.2.4 Schifffahrt	70
4.2.5 Freizeitnutzung	74
4.3 Entwicklungsziele	75

5	ZUR VERWENDUNG VON FISCHEN ALS BIOINDIKATOREN IN ÖSTERREICH (A. Chovanec, T. Spindler)	76
5.1	Zum Begriff der Bioindikation	76
5.2	Fische als Bioindikatoren	77
5.3	Fische als Schadstoffindikatoren	77
5.4	Fische als Testorganismen	80
5.5	Fische als Indikatoren von Gewässerstrukturen	82
5.6	Fischfauna als Bewertungskriterium zur ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern	84
6	FISCHEREI IN ÖSTERREICH	87
6.1	Entwicklung der Fischerei	87
6.1.1	Allgemein	87
6.1.2	Donaufischerei	88
6.1.3	Angelfischerei	90
6.2	Fischerei heute	91
6.2.1	Spektrum der Fischerei	91
6.2.1.1	Der Friedfischer	92
6.2.1.2	Der Raubfischfischer	94
6.2.1.3	Der Fliegenfischer	94
6.2.1.4	Der Daubelfischer	95
6.2.2	Fischer in Österreich	96
6.2.3	Einfluß der Fischerei auf die Fischbestände	98
6.2.4	Fischerei und Umweltschutz	101
6.2.5	Zukünftige Tendenzen und Aufgaben in der Angelfischerei	103
7	FISCHEREIRECHT IN ÖSTERREICH	108
7.1	Geschichtliche Entwicklung	108
7.2	Fischereirecht heute	110
7.2.1	Kompetenzen	110
7.2.2	Fischereirecht	110
7.2.2.1	Begriff des Fischereirechtes	110
7.2.2.2	Fischwasser	111
7.2.2.3	Fischereireviere	111
7.2.2.4	Verpachtung	112
7.2.2.5	Fischereikataster, Fischerbuch	112
7.2.2.6	Behörden und Interessensvertretungen	113
7.2.2.7	Bewirtschaftungsbestimmungen	116
7.2.3	Fischereipolizeiliche Bestimmungen	117
7.2.3.1	Fischerkarte	117
7.2.3.2	Schonzeiten und Brittelmaße	117
7.2.3.3	Verbote	120
7.2.4	Beziehungen zu anderen Rechten	120
7.2.4.1	Wasserrecht	120
7.2.4.2	Jagdrecht	122
7.2.4.3	Eigentumsrecht	122
7.2.4.4	Naturschutzrecht	122
7.3	Anmerkungen zu den Fischereigesetzen	123
7.4	Rechtsgrundlagen	125
8	LITERATURVERZEICHNIS	128
	ANHANG – Phototeil	141

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Fischstudie stellt die notwendig gewordene überarbeitete Auflage der ersten, österreichweiten Situationsanalyse für eine der am stärksten bedrohten Artengruppen dar. Neben einer bloßen Auflistung aller in Österreich lebenden Fischarten (einheimische, exotische und ausgestorbene) werden deren Verbreitung und ökologische Charakteristik, der Gefährdungstatus und die Gefährdungsursachen sowie die fischereiliche Nutzung und deren gesetzliche Regelung eingehend diskutiert.

Nach heutigem Wissensstand leben in den heimischen Gewässern insgesamt 74 Fischarten (inklusive 2 Neunaugenarten, Renken wurden nur einmal als Artengruppe gezählt). Davon gelten 15 Arten als nicht autochthon (ursprünglich), das heißt, sie wurden eingebürgert bzw. deren Bestände sind nur durch regelmäßigen künstlichen Besatz aufrecht zu erhalten. 5 Arten (Hausen, Sternhausen, Waxdick, Glatt dick und Semling) sind in Österreich ausgestorben. Die Anzahl der rezenten, autochthonen Neunaugen- und Fischarten beträgt daher insgesamt 59 Arten oder rund 92 % der ursprünglichen heimischen Fauna.

So erfreulich es ist, daß noch ein sehr großer Teil des ursprünglichen Artenspektrums in Österreich existiert, so dramatisch ist es um die Bestandsentwicklung bestimmt: 43 Arten (72 %) werden bereits in der Roten Liste gefährdeter Tierarten geführt. 10 Arten sind "akut vom Aussterben bedroht", 7 "stark gefährdet", 11 "gefährdet", 6 "potentiell gefährdet" 7 "mit Sicherheit gefährdet", aber der Gefährdungstatus "unklar" und 2 Arten sind nicht zuordenbar.

Die Gefährdungsursachen der heimischen Fischfauna können zum überwiegenden Teil auf die anthropogenen Veränderungen der Lebensräume – also der Gewässer – zurückgeführt werden. Neben dem Aspekt der Abwasserbelastung, die aber in den letzten Jahren wesentlich verringert wurde, sind Regulierungsmaßnahmen des Wasserbaues und der Wildbach- und Lawinenverbauung, Wasserkraftnutzung, Stauhaltung, Schwellbetrieb, Geschieberückhalt und Geschiebebaggerungen, Schifffahrt und schifffahrtstechnische Maßnahmen und die unterschiedlichen Freizeitnutzungen der Gewässer die Hauptfaktoren, die zur heutigen Gefährdungssituation geführt haben.

Da die Fische auf die verschiedenartigsten Umwelteinflüsse sehr sensibel reagieren, werden sie auch in zunehmendem Maße als Bioindikatoren verwendet. Hervorzuheben ist besonders ihre Fähigkeit, Schadstoffe zu akkumulieren, bzw. durch ihr Vorhandensein oder Fehlen in einem Gewässer ganz entscheidende Hinweise auf die ökologische Funktionsfähigkeit ganzer Gewässersystem(abschnitt)e geben zu können. Der Verwendung von Fischen als Bioindikatoren in Österreich ist daher ein eigenes Kapitel gewidmet.

Neben diesem faunistisch-ökologischen Teil der Studie wird die Fischerei in Österreich behandelt. In der Darstellung der historischen Entwicklung der Fischerei ist die Donaufischerei, die im Mittelalter durch die Hausenfänge (Hausen sind bis 7 m lange Störfische) ihre Hochblüte erlebte, von besonderem Interesse. Daneben wird das gesamte Spektrum der heutigen Fischerei beleuchtet. Da die Berufsfischerei fast zum Erliegen gekommen ist, nimmt die Freizeitfischerei breiten Raum ein.

In Österreich gibt es zurzeit ungefähr 200.000 aktive Fischer. Das Potential der Angelfischer liegt aber weit höher und umfaßt weitere 300.000-400.000 Personen. Besonders in Niederösterreich ist ein enormer Anstieg der Angler zu verzeichnen.

Der jährliche Ausfang an Fischen aus heimischen Gewässern durch die Angelfischerei liegt bei rund 1.000 Tonnen, durch die Wirtschaftsfischerei bei rund 480 Tonnen. Demgegenüber steht ein Fischbesatz von rund 1.200 Tonnen aus heimischen Zuchtanlagen, zuzüglich einer nicht genau bekannten Menge an Importfischen.

Die Fischereigesetze der einzelnen Bundesländer sind sehr heterogen. Es werden daher abschließend einige wesentliche Punkte mit aus ökologischer Sicht dringendem Handlungsbedarf aufgezeigt.

Danksagung

Für das Zustandekommen dieser Arbeit durch zahlreiche Hilfestellungen und Informationen sei hier gedankt: Frau Dr. B. Herzig-Straschil, Mag. A. Wais und Herrn Dr. E. Mikschi (Naturhistorisches Museum Wien), Herrn Dr. H. Waidbacher, Herrn DI. G. Zauner und Herrn DI S. Schmutz (Universität für Bodenkultur), Herrn Prof. Dr. F. Schiemer, Herrn Dr. J. Wanzenböck, Herrn Dr. H. Keckeis und Dr. H. Ahnelt (Universität Wien), Herrn Dr. A. Jagsch (Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling), Herrn Dr. Honsig-Erlenburg (Kärntner Institut für Seenforschung), Herrn Dr. R. Hofer und Herrn N. Medgyesy (Universität Innsbruck), Herrn Dr. B. Wagner (Amt der Vorarlberger Landesregierung), Herrn Dr. E. Kreissl (Joanneum Graz), Herrn DI R. Janisch (FRV I, Krems), Herrn DI I. Merwald (Wildbachverbauung), Herrn Mag. O. Tiefenbach (Feldbach) und Herrn F. Kiwek (Wien); allen Bezirksbehörden, den Landesfischereiverbänden und dem Wiener Fischereirevierausschuß für die Überlassung der benötigten Unterlagen sowie allen Fischern, die Ihre Gewässer für die notwendigen wissenschaftlichen Untersuchungen und Erhebungen zur Verfügung stellten.

SUMMARY

The present fish study is the first nation-wide analysis in Austria concerning the situation of one of the most endangered groups of species. Apart from a listing of all of Austria's fish species (native, exocytic and extinct), their distribution and ecological characteristics, the extent to which and why they are endangered as well as fishery and the laws related to fishing are discussed in detail.

According to our present knowledge, a total of 74 fish species (incl. 2 species of lampreys, whitefish counted only once as species) can be found in Austrian waters. 15 out of these 74 species are not autochthonous (native) but were naturalized or their numbers can only be kept constant by regular artificial stocking. 5 species (great sturgeon/beluga, star sturgeon, Danube sturgeon, spiny sturgeon and dotted barbel) are already extinct in Austria. Consequently, the number of still existing autochthonous lamprey species and other fish species amounts to 59 or about 92 % of the original native fauna.

As much as it is encouraging to still find almost the entire original spectrum of species in Austria, the present stock development is deplorable. 46 fishes, i.e. about 72 %, are already on the list of endangered species. 9 species are on the verge of extinction, 7 are strongly endangered, 11 vulnerable, 6 potentially endangered 6 species not exactly definable and the survival of 2 further species is uncertain.

The major threats to the survival of the indigenous fish fauna are anthropogenic changes in their habitats, i.e. the water bodies. In addition to the pollution of their habitats with waste water, which has been reduced considerably in recent years, the main factor that has led to the present situation is the large number of measures of hydraulic engineering (e.g. stream channelization, impondments) and the multifarious use of the waters for recreational purposes.

As fishes are extremely sensitive to environmental impacts of various kinds, they are increasingly used as bioindicators. Special attention must be drawn to their ability to accumulate pollutants; their presence or absence in a water body as well as their population structure also provide reliable information on the ecological capability of water systems.

Apart from a comprehensive faunistic-ecological part of the study, great emphasis is laid on the fishery in Austria. When looking at its history in Austria, particular attention must be paid to fishing in the river Danube, which had seen its heydays in the Middle Ages when mainly belugas were caught (belugas are sturgeons of a length of up to 7 meters). In a further step,

the entire spectrum of the modern fishery is dealt with. As commercial fishing has almost come to a standstill, leisure-time fishing has gained much importance.

According to the statistics provided by the district councils, which generally issue fishing licences, there were about 200.000 active anglers and about 300.000-400.000 potential fishermen in Austria. A considerable increase in the number of leisure-time fishers has been registered particularly in Lower Austria.

In Austria about 1,000 tonnes of fish are caught annually by line fishing; the amount of fish caught commercially lies at 480 tonnes. Stocking is carried out with about 1,200 tonnes of fish from Austrian fish farms and an unspecified quantity of imported fish.

In Austria each Federal Province has its own laws related to fishing. Due to this heterogeneity some major issues are pointed out where immediate action is required from the ecological point of view.

1 EINLEITUNG

Fische stellen für Menschen seit jeher eine bedeutende Nahrungsquelle dar. Über viele Jahrtausende hindurch mußten Menschen den größten Teil ihrer Nahrung durch Jagen und Fischen beschaffen, um überleben zu können. Dieser Urtrieb zur Jagd und zur Fischerei hat sich bis in die heutige Zeit erhalten. Trotz dieser engen Beziehung zum Fisch ist das allgemeine Wissen über so banale Dinge wie z. B. die ursprüngliche und heutige Verbreitung oder die spezifischen Umweltansprüche der einzelnen Fischarten noch lückenhaft.

Die Fischökologie hat aber in den letzten Jahren (durch den Einsatz neuer Technologien) große Fortschritte gemacht, wobei besonders auf dem Gebiet der Fließgewässerökologie die österreichischen Wissenschaftler hervorragende Beiträge geleistet und internationale Anerkennung geerntet haben. Grund genug, um die Kenntnisse zur Situation der Fischfauna in Österreich einer breiteren Öffentlichkeit zugänglich zu machen.

Der Fischartenreichtum Österreichs ist im Verhältnis zur Kleinheit des Landes als außerordentlich groß zu bezeichnen, was auf die besondere geographische Lage und die variablen geomorphologischen und klimatischen Verhältnisse der einzelnen Landschaftstypen zurückzuführen ist. Diese bedingen eine Vielzahl von Gewässern, die als Lebensraum für Fische zur Verfügung stehen. In Österreich gibt es rund 100.000 km Fließgewässer sowie 9.000 Stillgewässer. Der bedeutendste Fluß ist wohl die Donau, die auf einer Länge von rund 350 km Österreich durchquert und das größte Fischartenspektrum aller mitteleuropäischen Flüsse beherbergt.

Im Zuge der Industrialisierung und der Zivilisationsentwicklung wurden aber die Gewässer zunehmend verändert und durch sekundäre Nutzungen in Anspruch genommen, wodurch die Fischfauna in ihrer Gesamtheit europaweit als eine der am stärksten gefährdeten Tiergruppen überhaupt einzustufen ist.

Die vorliegende Arbeit soll einerseits den aktuellen Wissensstand über die Fischfauna Österreichs, ihre ökologischen Anforderungen sowie die spezifische Gefährdung und deren Ursachen zusammenfassen und andererseits das Nutzungsprofil durch die Fischerei und ihren Niederschlag in der Gesetzgebung charakterisieren. Sie ist als Diskussionsgrundlage für die verschiedenen Gewässernutzer sowie für die in der Wasserwirtschaft und im Natur- und Gewässerschutz Tätigen zu verstehen, und stellt den Versuch einer objektiven Darstellung der Situation der Fische im Umfeld der unterschiedlichen Nutzungsansprüche sowie deren Folgen dar, wobei besonders auf Konfliktpunkte und Forderungen aus ökologischer Sicht eingegangen wird.

2 FISCHARTENSPEKTRUM IN ÖSTERREICH

2.1 Ursprünglichkeit und Verbreitung

Aus der Sicht des Natur- und Artenschutzes ist die Frage nach der Ursprünglichkeit (Autochthonie) und der natürlichen Verbreitung der einzelnen Arten von zentraler Bedeutung. Gerade bei Fischen sind diese Fragen aber oft sehr schwer zu klären, da fischereiwirtschaftlich interessante Arten bereits seit Jahrhunderten gezüchtet, bzw. in freie Gewässer ausgesetzt werden. Andererseits wurde den vielen Kleinfischarten häufig zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt, sodaß auch heute immer noch neue Arten gefunden werden. Diese Funde verleiten allzusehr zu Neueinwanderungs- oder Ausbreitungstheorien. Tatsächlich mangelt es allerdings häufig nur an der gezielten Suche nach diesen Arten.

Im folgenden wird daher versucht, alle in Österreich bekannten und beschriebenen Neunaugen- und Fischarten unter diesen Gesichtspunkten abzuhandeln, wobei auch heute ausgestorbene bzw. in freien Gewässern lebende exotische Fischarten berücksichtigt werden.

Die Tabelle 1 am Ende dieses Kapitels wurde in Zusammenarbeit mit der Fischsammlung des Naturhistorischen Museums in Wien erstellt (Dr. B. Herzig-Straschil und Dr. E. Mikschi; Bearbeitung von Wien, Burgenland) und gibt eine Übersicht über alle bekannten, in Österreich lebenden Neunaugen- und Fischarten, einschließlich der ausgestorbenen autochthonen Formen. Die Zusammenstellung über das ehemalige und rezente Vorkommen der jeweiligen Arten in den einzelnen Bundesländern erfolgte in Zusammenarbeit mit der Universität für Bodenkultur in Wien (Dr. H. Waidbacher, NÖ), dem Landesmuseum Joanneum in Graz (Dr. E. Kreissl, Stmk.), Mag. O. Tiefenbach (Stmk., Bgld.), dem Kärntner Institut für Seenkunde (Dr. W. Honsig-Erlenburg, Ktn.), dem Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling (Dr. A. Jagsch, OÖ, Slzbg.), dem Amt der Vbg. Landesregierung (Dr. B. Wagner) sowie der Universität Innsbruck (N. Medgyesy, Dr. R. Hofer, Tirol).

2.1.1 Neunaugen (Petromyzontidae)

Neunaugen haben einen runden Saugmund und sieben ebenfalls runde Kiemenöffnungen. Diese Öffnungen zusammen mit dem Auge und der Nasengrube führten zu dem Namen dieser Tiere.

Nach heutigem Wissensstand sind die Neunaugen durch 2 Arten in Österreich vertreten. Beide Arten, das **Ukrainische Bachneunauge** (*Eudontomyzon mariae*) und das **Bachneunauge** (*Lampetra planeri*), sind auch heute noch vorhanden. Das Ukrainische Bachneunauge kommt in der Drau, den Draustauräumen (z. B. Schwabegg), Bächen um Lavamünd (z. B. Multererbach) sowie in der Gurk im Mündungsbereich und der Glan bei Tauchendorf, der Gail, Lavant, Tiebel, dem Hahntrattenbach, Pöllinger Bach, Brunnbach und Wildbach bei Mellach vor (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ, 1989; FRIEDL, 1993). KAUFMANN et al. (1991) beschreiben aktuelle Vorkommen von Ukrainischen Bachneunaugen aus dem Oberlauf der Mur zwischen Stadl und Bruck. Weitere Vorkommen werden im Marchgebiet vermutet, wo sie in einem slowakischen Zufluß – der Rudava – im Grenzgebiet Österreich-Slowakei nachgewiesen wurden (SPINDLER et al., 1992).

Zwei weitere Neunaugenarten werden immer wieder für den österreichischen Donaauraum angegeben. Das fischparasitäre **Donauneunauge** (*Eudontomyzon danfordi*) hat sein Hauptvorkommen jedoch in der unteren Donau von Rumänien, Ungarn bis in die Ostslowakei und dürfte in Österreich nicht vorkommen. TEROFAL (1984) beschreibt das **Donaubachneunauge** (*Eudontomyzon vladkovi*) auch für die österreichische Donau und meint, daß sich diese Art im bayerischen Raum weiter ausbreitet. Tatsächlich dürfte es sich aber nicht um diese Art, sondern wieder um das Ukrainische Bachneunauge handeln. Das echte Donaubachneunauge ist ebenfalls in Osteuropa verbreitet (HOLCIK, 1989).

Das **Bachneunauge** (*Lampetra planeri*) ist nur sehr selten anzutreffen. Diese Art ist ursprünglich im Einzugsgebiet der Nord- und Ostsee beheimatet. Rezente Nachweise gibt es aus der Lainsitz (NÖ, Waldviertel, oberhalb von Gmünd), die nach Norden, in die Elbe, entwässert (SCHLOTT, pers. Mitteilung).

Im Donaueinzugsgebiet dürfte das Bachneunauge zu Beginn unseres Jahrhunderts noch relativ häufig gewesen sein. ARGUS (1910) beschreibt die Verwendung von Querdern (Larven) des Bachneunauges als Köder für den Huchenfang und erwähnt im Anschluß daran Vorkommen von Neunaugen in der Enns, Salzach, Mur und Traun und bemerkt auch, daß Neunaugen fast überall vertreten sind. Ob sich diese letzten Aussagen alle auf das Bachneunauge beziehen, oder die Neunaugen ganz allgemein gemeint sind, läßt sich nicht klären.

Aus der Donau bei Wien gibt es Belegmaterial aus dem 19. Jhdt. am Naturhistorischen Museum. Aktuelle Nachweise aus dem Donaueinzugsgebiet stammen aus Deutschland oberhalb von Ulm (Fluß-km 2700) (KAPPUS et al., 1991; 1994) und einigen zumeist linksufrigen Zuflüssen der Donau in Bayern (BOHL, 1995). JUNGWIRTH et al. (1989b) beschreiben diese Art auch aus dem Inn, jedoch handelt es sich möglicherweise auch hier um das Ukrainische Bachneunauge, worauf WIESBAUER et al. (1991) aufmerksam machen.

SCHMUTZ (1987) gibt aufgrund von mündlichen Mitteilungen das Bachneunauge für die Enns an. ZAUNER (pers. Mitt.) meldet ein Vorkommen in Feldaist und Waldaist. Weitere Meldungen von Neunaugen, möglicherweise Bachneunaugen in Oberösterreich gibt es aus der Steinernen Mühl unterhalb von Helfenberg. Dort wurden sie von Fischern des Anglerbundes Linz zwischen Helfenberg und Haslach beim Laichen beobachtet und in den Mägen von Bachforellen gefunden (HARRA, pers. Mitteilung).

In der niederösterreichischen Melk und im Schweinsbach wurden Ende der 50er Jahre Querder gefunden, bei denen es sich laut RESSL (1983) wahrscheinlich um Bachneunaugen handelte. Im Mühlbach bei Bodersdorf, kurz vor der Einmündung in die Kl. Erlauf gelang 1982 der Nachweis von Bachneunaugen (RESSL, 1983). Weitere, nicht verifizierte Hinweise gibt es für die Flüsse Kamp und Thaya.

2.1.2 Störe (*Acipenseridae*)

In Österreich gelten grundsätzlich fünf Störarten im Einzugsgebiet der Donau als autochthon. Es sind dies **Waxdick** (*Acipenser güldenstaedti*), **Glatt dick** (*Acipenser nudiventris*), **Sternhausen** (*Acipenser stellatus*), **Hausen** (*Huso huso*) und **Sterlet** (*Acipenser ruthenus*) (HERZIG-STRASCHIL, 1991). Strittig ist das ehemalige Vorkommen vom **Stör** (*Acipenser sturio*) in Österreich. Während man noch bis Ende des vorigen Jahrhunderts annahm, daß der Stör im Schwarzen Meer und somit im Einzugsgebiet der Donau gänzlich fehle, wird heute die Meinung vertreten, daß der Stör doch auch im Schwarzen Meer vorkommt und vereinzelt im Donaudelta zu finden ist (HOLCIK, 1989). Ein Herausziehen dieses Fisches bis nach Österreich, wie es HOCHLEITHNER (1991) beschreibt, scheint eher unwahrscheinlich und dürfte auf Fehlbestimmungen in der früheren Literatur (z. B. AIGNER, 1859) zurückzuführen sein. Der Stör wird daher nicht als autochthone Art für Österreich geführt.

Von allen Störarten existiert in Österreich heute nur mehr der Sterlet in geringen Bestandsdichten in der Donau. Diese Fischart ist die kleinste aller Störartigen und hält sich zeitlebens im Süßwasser der Flüsse auf. Neben der gesamten österreichischen Donaustrecke war der Sterlet ursprünglich auch sporadisch im Tiroler Inn, in der Salzach bis Laufen, in der Drau und der Mur vertreten (JUNGWIRTH et al., 1989b, WIESBAUER et al., 1991; HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ, 1989; KÄHSBAUER, 1961). Seit 1982 wird in Kärnten versucht, den Sterlet in den Draustauräumen Rosegg und Annabrücke wieder einzubürgern. Aufgrund von Jungfischbeobachtungen wird angenommen, daß der Sterlet in der Drau bereits wieder reproduziert.

In der Donau gibt es Bestrebungen, den **Glatt Dick** erneut einzubürgern. Diese Art bietet sich für solche Bestrebungen insofern an, da sie nicht, wie die anderen ausgestorbenen Störarten, nur zum Laichen in die Donau gezogen ist, sondern, ähnlich wie der Sterlet, stabile Flußpopulationen bildet, sofern geeignete Lebensbedingungen vorhanden sind (HOLCIK, 1989).

Wie aus den Mitteilungen des OÖ Landesfischereiverbandes (1996) hervorgeht, wurden auch **Hausen** (ohne Chance der Etablierung einer eigenständigen Population) im Raum Linz ausgesetzt. Auch ein Exemplar eines **Löffelstörs** (!) wurde in der Donau bereits gefunden (ZAU-NER, pers. Mitt.).

2.1.3 Aale (*Anguillidae*)

Der **Aal** (*Anguilla anguilla*; Syn: *Anguilla vulgaris*, *Muraena anguilla*) ist heute durch künstlichen Besatz in ganz Österreich verbreitet. Ursprünglich war diese Fischart, die zum Laichen ins Meer zieht, nur in zwei Gegenden Österreichs vertreten: im niederösterreichischen Waldviertel an der Lainsitz, wohin der Aal über das Elbesystem aufgestiegen ist (an diesen Umstand erinnert heute noch der Name der kleinen Ortschaft Aalfang nahe Schrems) sowie im Bodenseegebiet, welches der Aal über den Rhein erreichte. Er überwand früher sogar nachweislich den 21 m hohen Rheinfluss bei Schaffhausen (AMANN, pers. Mitt.). Die natürlichen Wanderstrecken der Aale sind heute jedoch häufig durch Wehre und Stauwerke unterbrochen.

2.1.4 Lachsartige (*Salmonidae*)

Aus der großen Familie der Lachsartigen sind nur 3 Arten in Österreich autochthon. Es sind dies die **Forellen** (*Salmo trutta*), der **Huchen** (*Hucho hucho*) und der **Seesäbling** (*Salvelinus alpinus*). Die Forellen treten allerdings in zwei Formen auf, nämlich als **Bachforelle** (*Salmo trutta forma fario*) und als **Seeforelle** (*Salmo trutta forma lacustris*). Bachforellen sind in ganz Österreich verbreitet und stellen einen der wichtigsten Nutzfische der Angelfischerei dar. Diesem Umstand ist auch zu verdanken, daß fast alle entsprechenden Fließgewässer künstlich besetzt werden, wobei die ursprünglichen, bodenständigen Bachforellenpopulationen oft durch Fischmaterial aus importierten Forelleneiern verdrängt wurden. Während die Bachforelle als Standortstreu gilt, ist die Seeforelle eine Wanderform, die große, tiefe Seen bewohnt und in den einmündenden Flüssen ablaicht. Früher war die Seeforelle der bedeutendste Wirtschaftsfisch der Alpen- und Voralpenseen. Inzwischen sind die Bestände vielerorts stark zurückgegangen. Grundsätzlich sei festgehalten, daß sich früher in jedem Alpensee eine eigene, den Verhältnissen und dem Nahrungsangebot des Sees angepaßte Seeforellenform entwickelt hatte. In den meisten Seen werden heute jedoch zwei Formen unterschieden, die verschiedenen Entwicklungsstadien entsprechen: Die sogenannte "Grundforelle" stellt den geschlechtsreifen Adultfisch dar, der in den tiefen Regionen der Seen lebt und sich hauptsächlich von Fischen ernährt. Nur zum Laichen steigt die Grundforelle auf und wandert in die Zu- und Abflüsse der Seen ein. Dort entwickeln sich auch die Eier und Jungfische, die dann als "Schwebforellen" in den See zurückkehren, wo sie sich hauptsächlich in den oberen Wasserschichten aufhalten und meist von Anflugnahrung und kleineren Fischen ernähren. Aus dem Achensee sind als Besonderheit Seeforellen bekannt, die im See selbst, in einer Tiefe von 10-15 m, ablaichen (HOCHLEITHNER, 1989).

Der größte aller Salmoniden ist der **Huchen** (*Hucho hucho*), der manchmal auch als Donaulachs bezeichnet wird. Nach HOLCIK et al. (1988) ist der Huchen im Einzugsgebiet der Donau endemisch (sein Vorkommen ist auf dieses Gebiet beschränkt). Restbestände finden sich heute noch im Inn, der Salzach, Traun, Krems (OÖ), Enns, Ybbs, Melk, Pielach, Drau, Gail und Mur sowie in der Wachau. Das autochthone Vorkommen vom Huchen ist aber in der Gr. Mühl, Ager, Vöckla, Aurach, Alm, Steyr, Krems (NÖ), Kamp, Traisen, March und Leitha

erloschen. Heute werden in vielen ehemaligen Huchengewässern Wiedereinbürgerungsversuche unternommen. Vereinzelt Huchenfänge werden immer wieder auch aus der Donau im Raum Wien bis Hainburg gemeldet.

Der einzige heimische Vertreter aus der Gattung *Salvelinus* ist der **Seesaibling** (*Salvelinus alpinus*). Er stellt eine der zahlreichen Unterarten der Stammform des Wandersaiblings dar, der in den Küstengewässern und Zuflüssen des nördlichen Eismeres lebt (TEROFAL, 1984). Die Seesaiblinge weisen äußerst unterschiedliche Wuchsformen auf, nach denen man verschiedene Formen, die sich auch ökologisch differenzieren, unterscheidet. "Wildfangsaiblinge" werden am größten (65-70 cm) und ernähren sich hauptsächlich von Fischen. "Normalsaiblinge" werden 25-40 cm groß und fressen Plankton und Bodentiere, wohingegen sich der "Tiefsee- und Hungersaibling oder Schwarzreuter" größtenteils von Anflugnahrung ernährt. Diese kleinste Wuchsform, die nur etwa 15-20 cm groß wird, ist charakteristisch für Hochgebirgsseen. Es können aber auch unterschiedliche Populationen in ein und demselben See vorkommen (z. B. Eben-Lanischsee, Kärnten). Infolge der fischereilichen Bewirtschaftung sind heute aber nur mehr wenige rein autochthone Populationen vorhanden, wie etwa im Lunzer Untersee (JUNGWIRTH & KUMMER, 1995). So wurden beispielsweise Grundlseeaiblinge (und Seeforellen) in den Gosausee eingesetzt (STEINER, 1992). In manchen Seen, z. B. im Kraiger See ist diese Art bereits verschwunden (HONSIG-ERLENBURG & MILDNER, 1996).

Neben diesen einheimischen *Salmoniden*, wurden in Österreich vier Arten eingeführt, von denen die **Regenbogenforelle** (*Oncorhynchus mykiss*) und der **Bachsaibling** (*Salvelinus fontinalis*) in praktisch allen Fließgewässern der Forellenregionen Österreichs verbreitet sind. Besonders beliebt ist der Bachsaibling durch seine Farbenpracht und durch seine Toleranz gegenüber Sauerstoffzehrungen und pH-Wert-Änderungen. Überdies kommt er mit regulierten Bachabschnitten gut zurecht. Allerdings wandert er häufig vor dem Erreichen der Geschlechtsreife in die Vorfluter ab (MERWALD, pers. Mitt.). Zuweilen kann es in natürlichen Gewässern zu Kreuzungen zwischen der Bachforelle und dem Bachsaibling kommen, die dann wegen ihrer typischen Marmorierung als "Tigerfische" bezeichnet werden. Der Bachsaibling wurde früher auch häufig mit dem Seesaibling gekreuzt. Diese Kreuzung wurde als "Elsässer Saibling" bekannt (MERWALD, 1986). Während die beiden oben genannten Fischarten bereits in den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts eingeführt wurden, wurde der **Amerikanische Seesaibling** (*Salvelinus namaycush*) erst 1979 nach Kärnten gebracht und in die Galgenbichl- und Gößkar-Speicher eingesetzt. Zudem befinden sich diese Fische auch im Falkertsee und im Rottauer Stau an der Möll (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ, 1989). Gleichzeitig wurden aber auch Kreuzungen mit Bachsaiblingen, sogenannte "Splakes", nach Kärnten gebracht. Der *Namaycush* ist aber in Österreich nicht so häufig wie etwa in der Schweiz. AMANN (1989) berichtet von einem zweimaligen Besatz des *Namaycush* (1962 und 1983) im 2.090 m hoch gelegenen Vorarlberger Schwarzsee und HAUER (1996) schreibt über den Fang eines 7,5 kg schweren und 82 cm langen *Namaycush* aus dem Wolfgangsee. Durch Besatzmaßnahmen im Jahre 1975 (KÖCK, 1978) wurde der **Coholachs** (*Oncorhynchus kisutch*) in den Möllstau Rottau eingesetzt und ist heute auch im Flattnitzer See und im Draustau Annabrücke vorhanden. HARTMANN (1898) berichtet von einer weiteren Fischart, die in Österreich eingebürgert werden sollte: dem, in den Jahren 1886-1890 in den Millstätter See eingebrachten **Atlantischen Lachs** (*Salmo salar*). Diese, wie auch spätere Versuche blieben allerdings ohne Erfolg, weshalb diese Art auch nicht in der Tabelle 1 geführt wird.

2.1.5 Renken (*Coregonidae*)

Die Renken wurden früher zu den *Salmoniden* gezählt, da sie auch eine kleine Fettflosse tragen. Sie sind ursprünglich Bewohner des Eismeeres, die in Österreich als Glazialrelikte nach der Eiszeit in den Voralpenseen zurückblieben, wo sie sich in den einzelnen Seen spezifisch weiterentwickelten und anpaßten. Es gibt daher eine Reihe unterschiedlichster Formen, deren Systematik bis heute nur unzufriedenstellend geklärt ist. Als autochthon wird der Formenkreis *Coregonus lavaretus* angesehen (HERZIG-STRASCHIL, 1991). *Coregonen* sind in allen Voralpenseen verbreitet und kommen heute in der Donau und anderen größeren Flüssen vor. Die in den 50er Jahren aus NO-Europa eingeführten sogenannten **Maränen** werden bis dato traditionsgemäß in den großen Waldviertler Teichwirtschaften produziert und als Setzlinge großteils in die Salzkammergutseen eingebracht. In einzelnen Seen (Mondsee, Irrsee, Traunsee, Bodensee) wird aber auch schon seit Jahrzehnten Laichfischerei betrieben und See-eigenes Material vermehrt.

Insgesamt allerdings ist zu berücksichtigen, daß die ursprünglich marinen Formenkreise der *Coregonen*bestände aus der Sicht der Artendifferenzierung erst vor relativ kurzer Zeit in die alpine Region gelangten. Bei einzelnen Formen ist eine genetische Abgrenzung zu erwarten. Es gilt daher künftig größeres Augenmerk auf die Erhaltung autochthoner, See-eigener Bestände zu legen (KUMMER & DORFNER, 1993).

2.1.6 Äschen (*Thymallidae*)

Die Familie der Äschen ist nur durch die namensgebende Fischart **Äsche** (*Thymallus thymallus*) in Österreich dokumentiert, die auch der Leitfisch einer Fließgewässerregion ist. Sie ist nach wie vor in den entsprechenden Gewässerregionen der heimischen Flüsse zu finden, wenngleich ihre Bestände vielerorts stark rückläufig sind.

2.1.7 Hechte (*Esocidae*)

Der einzige Vertreter dieser Gattung ist der über ganz Österreich verbreitete **Hecht** (*Esox lucius*). Er zählt wegen seiner hervorragenden Fleischqualität zu den begehrtesten Speisefischen und ist durch seine Kampfkraft auch bei den Angelfischern sehr beliebt. Lediglich in den *Salmoniden*revieren wird der Hecht infolge seiner räuberischen Lebensweise nicht gerne gesehen, da er die wertvollen Forellenbestände dezimieren könnte. In anderen Gewässern wird diese Art zumeist künstlich besetzt, wodurch der Hecht auch für die Teichwirtschaft von großer wirtschaftlicher Bedeutung ist.

2.1.8 Hundsfische (*Umbridae*)

Der **Hundsfisch** (*Umbra krameri*) wurde bis vor kurzem in Österreich für ausgestorben gehalten (HERZIG-STRASCHIL, 1991). Ursprünglich war diese Fischart in den Kleingewässern der Aurandbereiche und Sumpfbereiche Ostösterreichs beheimatet. Heute jedoch ist eine intakte Population im Nationalpark Donau-Auen östlich von Wien bekannt, die auch im Mittelpunkt eines gezielten Artenschutzprogrammes steht. Daneben existiert eine kleine Population im südlichen Wiener Becken im Niedermoor bei Moosbrunn im Einzugsgebiet der Fische (WANZENBÖCK, 1992; WANZENBÖCK & SPINDLER, 1995).

2.1.9 Karpfenartige (*Cyprinidae*)

Der wohl bekannteste Vertreter dieser Gattung ist der **Karpfen** (*Cyprinus carpio*). Die Herkunft dieser, über ganz Österreich verbreiteten, Fischart war lange Zeit umstritten. Früher war man der Ansicht, daß der Karpfen aus den Warmgebieten Asiens stamme und erst in der Nacheiszeit nach Europa gekommen sei (STEFFENS, 1958). Erst BALON (1968a, b) schließt aufgrund taxonomischer Studien des Donauwildkarpfens, daß es sich doch um eine autochthone, ökologisch von den eingeführten Teichkarpfen isolierte, Form handelt. Aus diesen Donauwildkarpfen haben sich später die Teichformen entwickelt. Auch TEROFAL (1984) führt die Einzugsgebiete des Schwarzen, Asowschen und Kaspischen Meeres als ursprüngliche Verbreitungsgebiete des Karpfens an. In der österreichischen Donau und March sind heute noch Restpopulationen dieser autochthonen Karpfen, die Wildkarpfen, beheimatet. Sie unterscheiden sich deutlich in der langgestreckten, zylindrischen Körperform und der goldgelben Färbung von den Zuchtkarpfen und sind besonders an das Leben in den Flußsystemen angepaßt. Nach LASSLEBEN (1990) ist das einfachste Erkennungsmerkmal von Wildkarpfen das Verhältnis zwischen Totallänge zu Körperhöhe, das im Bereich zwischen 4,2-5,4 liegen soll. Seit 1990 werden in Österreich Zuchtversuche unternommen, die den Bestand dieser wertvollen Fischart verbessern sollen (SPINDLER, 1991).

Eine andere Fischart, deren Herkunft ebenfalls aus dem asiatischen Raum vermutet wurde, ist der **Giebel** (*Carassius auratus gibelio*). Wie aber von HOLCIK (1980) beschrieben wird, handelt es sich auch hier um eine autochthone Art im Einzugsgebiet der Donau, deren ursprüngliches Verbreitungsgebiet jedoch nur auf die Donau unterhalb vom Eisernen Tor und ihre rumänischen Zuflüsse Siret und Prut beschränkt war. In den 60er Jahren wurde der Giebel erstmals im slowakischen Donauabschnitt beschrieben (BALON, 1962). Kürzliche Revisionen der Fischsammlung Bratislava haben aber gezeigt, daß Giebelvorkommen bereits seit dem vorigen Jahrhundert in unserem Donaunraum belegt sind, diese aber falsch bestimmt waren (HENSEL, pers. Mitt.). Es dürfte sich daher tatsächlich um eine in Österreich autochthone Fischart handeln, wenngleich diese Ansicht nicht von allen österreichischen Ichthyologen geteilt wird. Es hat sich aber herausgestellt, daß neben der autochthonen Donaupopulation noch zwei andere Populationen, eine aus dem Amur-System und eine aus China existieren, da in einigen slowakischen Giebeln Parasiten gefunden wurden (*Gyrodactylus shulmani* und *Gyrodactylus sprostonae*), die sonst nur von Giebeln aus China bekannt waren und die zufällig nach Rumänien importiert wurden (HOLCIK, 1980). Letztere dürften besonders wanderfreudig sein.

Jedenfalls breitet sich dieser Fisch seit den sechziger Jahren sehr stark aus und ist heute bereits in der gesamten österreichischen Donaustrecke und vielen anderen Gewässern zu finden. Die Ursachen dieser starken Verbreitung in den letzten Jahrzehnten sind nicht vollständig geklärt.

HOLCIK (1980) führt das heutige Massenvorkommen der Giebel hauptsächlich auf den drastischen Rückgang der Raubfische zurück, die nicht mehr in der Lage sind, die Beutepopulationen zu regulieren. Nicht unwesentlich dürfte aber auch die (unbeabsichtigte) Einschleppung von Giebeln im Zuge von Karpfenbesatz vielerorts die rasche Ausbreitung dieser Art beeinflussen haben.

In der Frage der Ausbreitung dürfte auch die eigentümliche Vermehrung des Giebels durch Gynogenese eine zentrale Rolle spielen. Es gibt Populationen, die ausschließlich aus Weibchen bestehen. Die Eientwicklung wird durch die Spermien anderer Fischarten wie z. B. Karpfen, Karausche, Schleie, Rotaugen, Rotfeder, Brachse, Aitel, Barbe und sogar Schlammpeitzger aktiviert. Außerdem wurde festgestellt, daß bei unisexuellen Populationen ein gewisser Teil an Zwittern vorhanden sein kann, der während der Laichzeit ständig anwächst. Diese Fische können dann als normale Männchen fungieren, oder sich überhaupt gänzlich zu Männchen umwandeln. Dies ist häufig dann der Fall, wenn drastische Populationsrückgänge durch Wintersterben oder kurzfristiges Austrocknen aufgetreten sind. Auf diese Art

und Weise sind Giebel besonders vermehrungsfähig. Zusätzlich weisen die Eier äußerst geringe Mortalitätsraten auf, denn Eier, Larven, wie auch Adultfische weisen gegenüber Sauerstoffreduktionen und selbst toxischen Einflüssen (Phenol, Pestizide, Schwermetalle, Salze etc.) eine extrem hohe Widerstandsfähigkeit auf. Dies alles aber kann die momentane massive Ausbreitung nicht wirklich erklären.

Eine Variante des Giebels ist der **Goldfisch** (*Carassius auratus auratus*), der auch manchmal in unseren Gewässern zu finden ist. Diese Einzelfunde sind aber sämtlich auf das Aussetzen durch Aquarianer zurückzuführen. Beständige Populationen in natürlichen Gewässern Österreichs sind bis dato nicht bekannt.

Die nahe verwandte Art zum Giebel, die **Karause** (*Carassius carassius*) war ursprünglich in allen wärmeren, verkrauteten Gewässern Österreichs verbreitet, ist heute aber bereits aus vielen Gewässern verschwunden.

Österreichweite Verbreitung wiesen ursprünglich auch **Brachse** (*Abramis brama*), **Laube** (*Alburnus alburnus*), **Schneider** (*Alburnoides bipunctatus*), **Barbe** (*Barbus barbus*), **Güster** (*Blicca bjoerkna*), **Nase** (*Chondrostoma nasus*), **Gründling** (*Gobio gobio*), **Hasel** (*Leuciscus leuciscus*), **Aitel** (*Leuciscus cephalus*; Syn: *Squalus cephalus*, *Squalus dobula*), **Strömer** (*Leuciscus souffia agassizi*; Syn: *Telestes agassizii*), **Elritze** (*Phoxinus phoxinus*; Syn: *Phoxinus laevis*), **Bitterling** (*Rhodeus sericeus amarus*), **Rotauge** (*Rutilus rutilus*), **Rotfeder** (*Scardinius erythrophthalmus*) und **Schleie** (*Tinca tinca*; Syn: *Tinca vulgaris*) auf (vgl. z. B. KAINZ & GOLLMANN, 1990c). Der **Nerfling** (*Leuciscus idus*), auch **Seider**, **Gängling**, **Orfe** oder **Alland** genannt, war ursprünglich ein häufiger Fisch der Donau und ihrer größeren Zubringer vor allem in den Furkationsbereichen, wo er weite Wanderungen unternahm. Einigermaßen gute Bestände gibt es heute lediglich in der freien Fließstrecke der Donau unterhalb Wiens und vor allem in den March/Thaya-Auen.

Hingegen ist der **Frauennerfling** (*Rutilus pigus virgo*; Syn: *Leuciscus virgo*) ausschließlich in der Donau und, wie neuere Befunde zeigten, auch in der Drau und im Mursystem zu finden (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ, 1989; TIEFENBACH, pers. Mitt.). Eine mit dem Frauennerfling sehr nahe verwandte Art ist der **Perlfisch** (*Rutilus frisii meidingeri*; Syn: *Leuciscus meidingeri*), der vor allem in den Voralpenseen (z. B. Mondsee) beheimatet ist, aber auch in der Donau lebt. Früher war er auch noch in den großen Nebenflüssen, z. B. in der Salzach bis Mittersill vertreten, wo er heute gänzlich verschwunden ist (KOLLMANN, 1898). Angeblich sollen noch Restbestände in der Drau unterhalb des Kraftwerks Lavamünd vorkommen. Diese Mitteilungen müßten jedoch noch überprüft werden (HONSIG-ERLENBURG et al., 1996).

Eine Reihe von Gründlingsarten haben ebenfalls die Donau als Hauptverbreitungsgebiet. Von dieser Gattung waren bis 1980 nur zwei Arten, der **Gründling** (*Gobio gobio*) und der **Steingreßling** (*Gobio uranoscopus*) für Österreich beschrieben. Erst in den letzten Jahren konnten zwei weitere, schwer zu unterscheidende Arten belegt werden. Es sind dies der **Weißflossengründling** (*Gobio albipinnatus*) und der **Kesslergründling** (*Gobio kessleri*) (WANZENBÖCK et al., 1989). Während der gemeine Gründling als eine der in Österreich häufigsten Kleinfischarten bezeichnet wird (KAINZ & GOLLMANN, 1990a), bildet nur der Weißflossengründling in der Donau größere Populationen. Von dieser Fischart liegen auch Nachweise aus der Lafnitz, Kl. Leitha, March und Thaya vor. Vom Steingreßling und Kesslergründling sind bisher nur Einzelfänge mit Sicherheit nachgewiesen. Diese stammen größtenteils aus der freien Fließstrecke der Donau im Bereich von Wien bzw. aus der Grenzstrecke der March (SPINDLER et al., 1992). Die bei KÄHSBAUER (1961) für die March genannte Fischart *Gobio belingi* konnte nicht belegt werden. Es dürfte sich aber um eine Hybridisierung zweier Gobioarten gehandelt haben. Erst kürzlich gelang allerdings der Erstnachweis des Steingreßlings für Kärnten in der Lavant bei Lavamünd und des Weißflossengründlings in der Drau (HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL, 1995 bzw. pers. Mitteilung).

Ebenso wie bei den Gründlingen gibt es innerhalb der Gattung *Abramis*, neben der über ganz Österreich verbreiteten **Brachse** (*Abramis brama*) zwei Arten, die auf das Donaugebiet be-

schränkt sind. Während der **Zobel** (*Abramis sapa*) in den Stauräumen der Donau relativ häufig auftritt, ist die **Zope** (*Abramis ballerus*) in diesen Abschnitten stark zurückgegangen. Die Zope war auch aus dem Neusiedler See bekannt, jedoch nicht autochthon und ist bis dato wieder aus dem See verschwunden.

Eine Art, die ursprünglich auch für das östliche Donaugebiet und für Fließgewässer im südost-österreichischen Raum (Kroisbach, Ragnitz, Raabnebenbäche bei Fehring, Hörzendorfer Bach, Gurk, Glangebiet) beschrieben wurde (KÄHSBAUER, 1961) ist die **Hundsbarbe** (*Barbus meridionalis*). Nach JANISCH (pers. Mitt.) wurden 1985 in der Donau bei Orth möglicherweise drei Hundsbarben gefangen, es fehlen aber die Belege. Dies wären die letzten Nachweise dieser Fischart in Österreich. Nach AHNELT (pers. Mitt.) bestehen Zweifel, ob diese Fischart auch tatsächlich in der österreichischen Donau ursprünglich beheimatet ist. Neuere Arbeiten zur geographischen Verbreitung der Barbus-Arten kommen ebenfalls zu dem Ergebnis, daß die Hundsbarbe im Donaoraum überhaupt nicht vorkommt, sondern daß es sich eigentlich um den **Semling** (*Barbus petenyi* oder *Barbus peloponnesius peteny*) handelt (ECONOMIDIS & BANARESCU, 1991; DOADRIO, 1990). Es wird daher nur der Semling in der Fischartenliste Österreichs (vgl. Tab. 1) geführt. Diese Fischart, die leicht mit der Barbe verwechselt werden kann wird von WALLNER (1953) als nicht seltener Bewohner der Donau im Raum Wien und Niederösterreich beschrieben. Seither fehlen aber gesicherte Nachweise aus Österreich.

Die dritte in Österreich beschriebene Barbenart ist die **Tiberbarbe** (*Barbus plebejus*), die aus den Thermen von Warmbad Villach bekannt war (STROUHAL, 1934). Auch hier bestehen Zweifel, ob die Tiberbarbe tatsächlich eine autochthone Fischart in Österreich ist. Ihr angestammtes Verbreitungsgebiet reicht nicht annähernd an Österreich heran, weshalb die Vermutung nahe liegt, daß dieser Fisch nur zufällig nach Österreich eingeschleppt wurde. Es gibt auch für die Tiberbarbe keine rezenten Nachweise mehr. Die Tiberbarbe wird daher nicht in die Fischartenliste (vgl. Tab. 1) aufgenommen.

Immer wieder finden sich in der Literatur Angaben über den **Lau** (*Chondrostoma genei*), eine Nasenart, die nur durch eine einzige Fundstelle im Inn bei Brixlegg bekannt wurde. Sein ursprüngliches Verbreitungsgebiet befindet sich aber südlich der Alpen in Nord- und Mittelitalien sowie in Südostfrankreich. Es gibt keinen weiteren Hinweis auf das natürliche Vorkommen dieser Art im Alpenraum (ELVIRA, 1987). Die gefundenen Fische dürften damals rein zufällig in den Inn eingeschleppt worden sein. Sie gelten daher nicht als autochthon; ihr Vorkommen ist ebenfalls erloschen. Auch diese Fischart kann daher nicht in die Liste aufgenommen werden.

Ein interessantes Verbreitungsspektrum weisen der **Schied** (*Aspius aspius*) und das **Moderlieschen** (*Leucaspius delineatus*) auf. Der Schied ist ein ganz kommuner Fisch in der österreichischen Donau sowie im Mündungsbereich und Unterlauf der meisten Zuflüsse. Das Moderlieschen bewohnt Kleingewässer in demselben Areal. Der Schied fehlt heute aber gänzlich in den Zuflüssen Salzach und im Tiroler Inn, ebenso wie in Vorarlberg und Kärnten. Das Moderlieschen konnte hingegen erst kürzlich im Unterinntal nachgewiesen werden (MEDGYESY, pers. Mitt.). Wie HONSIG-ERLENBURG et al. (1996) berichten, war das Moderlieschen in Kärnten ursprünglich nicht heimisch.

Aus Kärnten wird das Vorkommen von **Sumpfelritzen** (*Phoxinus phoxinus*) gemeldet (RAUNIKAR, zit. in HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ, 1989). Diese Meldung konnte aber bisher noch nicht bestätigt werden und wird daher in der Liste (Tab. 1) nicht berücksichtigt. Die Sumpfelritze ist normalerweise in Rußland und Polen verbreitet.

Als reine Seenfischart kann die **Seelaube** (*Chalcalburnus chalcoides*) angesehen werden. Obwohl sie auch von BALON (1964) für die österreichische Donau angegeben wird, konnte sie bei den umfangreichen Befischungen von seiten der Universität Wien, Universität für Bodenkultur Wien und auch bei jenen des Autors an der österreichischen Donau in den letzten Jahren nicht nachgewiesen werden. Sie ist ein häufiger Fisch der Voralpenseen. In Kärnten ist die Seelaube jedoch nur auf den Wörthersee beschränkt, in Salzburg wurde sie in den Zeller See eingesetzt (JAGSCH, pers. Mitt.).

Aus den Voralpenseen wird in den letzten Jahren der **Seerübling** oder die **Mondsee-Zährte** (*Vimba elongata*; Syn: *Abramis elongatus*) als eigene Art genannt. Tatsächlich dürfte es sich aber nur um eine Seen-Variation der **Rußnase** oder **Blaunase** (*Vimba vimba*; Syn: *Abramis vimba*) handeln. Letztere ist vor allem in den Stauhaltungen der Donau recht häufig anzutreffen. Bis zum Vorliegen eindeutiger systematisch-taxonomischer Beweise wird weiterhin nur die eine Art *Vimba vimba* in die Liste (Tab. 1) aufgenommen.

Der **Sichling** (*Pelecus cultratus*) war früher im Donauegebiet bis Passau vertreten (TEROFAL, 1984), ist heute aber als extrem selten zu betrachten (SCHIEMER et al., 1991a). Neueste Nachweise liegen auch aus der Grenzstrecke der March vor (SPINDLER et al., 1992). Große Populationen finden sich in Österreich derzeit nur im Neusiedler See (HERZIG et al., 1993).

Neben den autochthonen Cyprinidenarten wurden in Österreich mehrere Formen besetzt. Am bekanntesten ist wohl der **Amur** oder **Graskarpfen** (*Ctenopharyngodon idella*), der vor rund 20 Jahren aus Ostasien eingeführt wurde, um intensiven Pflanzenbewuchs in den Gewässern zu unterbinden. Der Besatz erfolgt vielfach gemeinsam mit dem südostasiatischen **Tolstolob** oder **Silberkarpfen** (*Hypophthalmichthys molitrix*), der sich hauptsächlich vom Phytoplankton ernährt. Ein weiterer Vertreter dieser Gattung ist der **Marmorkarpfen** (*Hypophthalmichthys nobilis*), der als Beifisch in der Karpfenteichwirtschaft vor allem in den angrenzenden Ostländern eingeführt wurde und fallweise in natürlichen Gewässern Ostösterreichs auftritt. All diese Fischarten reproduzieren aber nicht in den heimischen Gewässern; ihr Bestand ist daher ausschließlich vom Besatz abhängig.

Im Gegensatz zu diesen, aus China stammenden, großwüchsigen Exoten (bis über 1 m) unter den *Cypriniden* wurden die kleinen 8-10 cm langen **Blaubandbärblinge** oder **Pseudokeilfleckbarben** (*Pseudorasbora parva*) vorerst in Teichwirtschaften und später durch Besatzmaßnahmen oder als Köderfische in die freien Gewässer Österreichs eingeschleppt. Heute werden sie gerne als Futterfische für die Zanderproduktion verwendet. Diese Art bildet reproduzierende Populationen, was in den letzten Jahren zu einer massiven Ausbreitung führte. 1982 wurde der Blaubandbärbling erstmals in der Marchmündung und in der Tullnmündung von WEBER (1984) dokumentiert. In letzter Zeit wurden diese Fische in der Lafnitz, in diversen oststeirischen Bächen, in Raab, Mur, Kainach, Sulm, im Neusiedlersee-Gebiet, in Pinka, Zaya, im Marchinzugsgebiet, in Thaya, Braunaubach und in vielen Gewässern Ostösterreichs, ja sogar Kärntens, Salzburgs und Vorarlbergs gefunden (AHNELT, 1989a, WANZENBÖCK et al., 1991, SPINDLER, 1992, 1993, HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ, 1989, GLECHNER et al., 1996, WAGNER pers. Mitt.).

2.1.10 Schmerlen (*Cobitidae*)

Die Schmerlen sind mit drei Arten in Österreich vertreten. Der **Steinbeißer** (*Cobitis taenia*) ist in Gräben, Bächen und Altarmen in allen Bundesländern beheimatet, aber schon recht selten zu finden. Der **Schlammpeitzger** (*Misgurnus fossilis*) fehlt in den westlichen Bundesländern Salzburg, Tirol und Vorarlberg und ist in den übrigen Bundesländern sehr selten anzutreffen. Die umfangreichsten Schlammpeitzgerbestände finden sich heute nur noch im Donau-March-Thaya-Gebiet (KÄFEL, 1993). Die dritte Art, der **Goldsteinbeißer** (*Cobitis aurata*) wurde erst 1991 in Österreich erstmals beschrieben (KAINZ, 1991). Diese ursprünglich südosteuropäische Art breitete sich möglicherweise vom Osten her aus und erreichte über Ungarn und Jugoslawien kommend innerhalb der letzten zwei Jahrzehnte den Südosten Österreichs. Möglicherweise wurde die Fischart aber bisher auch nur übersehen. Das Südburgenland (Lafnitz) und die Südoststeiermark (Grabenlandbäche) stellen heute die westlichste Verbreitungsgrenze des Goldsteinbeißers dar. Ein Einzelnachweis liegt auch aus der Leitha bei Pachfurth in Niederösterreich vor (WANZENBÖCK & SPINDLER, 1995). Bis vor kurzem wurde auch die Bachschmerle in der Familie der Cobitiden geführt. Sie wird nun der Familie der Balitoridae zugeordnet (FREYHOF, 1996).

2.1.11 Bartgrundeln (*Balitoridae*)

Diese Familie ist in Österreich durch die **Bachschmerle** oder **Bartgrundel** (*Barbatula barbatula*) vertreten. Diese Art wurde früher unter der Bezeichnung *Noemacheilus barbatulus* den Cobitidaen zugeordnet. Intensive Studien von KOTTELAT (1988, 1990) führten nun zu einer Veränderung der Familien- und Gattungszugehörigkeit dieser Art, welche in Österreich relativ häufig anzutreffen ist (KAINZ & GOLLMANN, 1989b).

2.1.12 Welse (*Siluridae*)

Der einzige heimische Vertreter dieser Familie ist der **Wels** (*Silurus glanis*), der in den Unterläufen der Flüsse und in temperierten Seen ganz Österreichs verbreitet ist bzw. besetzt wird. Besonders starke Populationen finden sich heute noch an der Grenzstrecke von March und Thaya.

2.1.13 Zwergwelse (*Ictaluridae*)

Der **Zwergwels** (*Ictalurus nebulosus*; Syn: *Ameiurus nebulosus*) wurde 1885, aus Nordamerika kommend, nach Europa gebracht und vielerorts eingebürgert (ARNOLD, 1990). In Österreich kommt der Zwergwels in Altarmen der burgenländischen Lafnitz, der steirischen Raab sowie im Neusiedler- und Bodensee vor (TIEFENBACH, pers. Mitt.). Angaben von PENAZ & WOHLGEMUTH (1991), wonach der Zwergwels in der March vorkommt, konnten für den österreichischen Marchabschnitt nicht belegt werden (SPINDLER et al., 1992). Vor kurzem wurde im neu errichteten Marchfeldkanal der ebenfalls aus Nordamerika stammende **Schwarze Zwergwels** (*Ictalurus melas*) als Einzelfund nachgewiesen (SCHMUTZ et al., 1995). Selbstreproduzierende Populationen sind in Österreich nicht bekannt, weshalb er auch nicht in der Tabelle 1 geführt wird.

2.1.14 Dorschfische (*Gadidae*)

Diese Familie wird durch die **Aalrutte** (*Lota lota*; Syn: *Gadus lota*, *Lota vulgaris*) in Österreich repräsentiert. Ursprünglich war die Aalrutte in ganz Österreich verbreitet. Ihre Bestände sind aber bereits in vielen Gebieten sehr stark zurückgegangen (z. B. Donau) bzw. verschwunden (z. B. obere und mittlere Salzach, Tiroler Inn etc.).

2.1.15 Stichlinge (*Gasterosteidae*)

Entgegen der kürzlichen Feststellung, daß es sich beim **Dreistacheligen Stichling** (*Gasterosteus aculeatus*) möglicherweise um eine autochthone Art im Einzugsgebiet des Rheins in Vorarlberg handelt – während das Vorkommen dieser Fischart im Donaauraum und vielen Teichen und Seen Österreichs auf das Aussetzen durch Aquarianer zurückzuführen ist (AMANN, 1992) – konnte von AHNELT & AMANN (1994) festgestellt werden, daß es sich bei den Vorarlberger Stichlingen doch um die allochthone Formengruppe "*trachurus*" mit vollständig ausgebildeten Lateralplattenreihen handelt, deren Vorkommen im Rheintal und im Bodensee allerdings bereits im Jahre 1870 von HELLER festgestellt wurde.

Die zweite Stichlingsart, der **Neunstachelige Stichling** (*Pungitius pungitius*), wurde erstmals 1992 in Österreich entdeckt. AHNELT & PATZNER (1992) berichten über ein Vorkommen dieses Stichlings in einem Bach im Salzburger Stadtteil Aigen, wobei die erfolgreiche Reproduktion der Population anhand von Jungfischfängen dokumentiert werden konnte. Weiteres soll diese Fischart in Wiesengraben bei Sollenau (NÖ) vorkommen (KRAUS, pers. Mitt.).

2.1.16 Barsche (*Percidae*)

Die Barsche sind in ganz Österreich durch acht autochthone Fischarten vertreten. Gemeinsam kommen alle Barsche nur in den freien Fließstrecken und Altarmen der Donau bis in den Linzer Bereich, der als westlichste Verbreitungsgrenze des **Wolgazanders** (*Stizostedion volgensis*; Syn: *Lucioperca volgensis*) gilt, vor. Der **Zander** oder **Schill** (*Stizostedion lucioperca*; Syn: *Lucioperca lucioperca*) ist heute in ganz Österreich verbreitet, fehlte aber ursprünglich in Vorarlberg, da die Elbe als ehemals westliche Verbreitungsgrenze angesehen wird (TE-ROFAL, 1984). Einzig der **Flußbarsch** (*Perca fluviatilis*) ist für ganz Österreich als autochthon einzustufen und kommt nach wie vor in allen Bundesländern vor. Der **Kaulbarsch** (*Gymnocephalus cernua*; Syn: *Acerina cernua*) fehlte ursprünglich in den westlichen Bundesländern Tirol und Vorarlberg sowie in Kärnten, wo er erst seit 1989 im Millstätter See gefangen wird. Er gelangte vermutlich durch Besatzbarsche dorthin (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ, 1989). Im Bodensee und den Zuflüssen ist der Kaulbarsch erst seit 1987 eingebürgert (HARTMANN, 1993). KOLLMANN (1898) kannte den Kaulbarsch für den Wallersee in Salzburg, deren Nachweis erst im Jahre 1994 wieder gelang (GLECHNER et al., 1996). **Schrätzer** (*Gymnocephalus schraetser*, Syn: *Acerina schraetzer*), **Zingel** (*Zingel zingel*, Syn: *Aspro zingel*), **Streber** (*Zingel streber*, Syn: *Aspro streber*, *Aspro asper*) und **Donaukaulbarsch** (*Gymnocephalus baloni*) sind Donauendemiten und kommen in der gesamten österreichischen Donau und einigen Zuflüssen (z. B. auch im burgenländischen und steirischen Teil der Lafnitz), wenngleich mit stark unterschiedlichen Bestandsdichten, vor. Der Donaukaulbarsch wurde erst 1974 von HOLCIK & HENSEL entdeckt und früher als Kreuzung zwischen Flußbarsch und Kaulbarsch angesehen. Dieser Fisch kommt derzeit in der Donau und den unmittelbaren Zubringern nur bis in den Bereich um Passau (Vilshofen) vor (BALON et al., 1986).

2.1.17 Sonnenbarsche (*Centrarchidae*)

Der **Sonnenbarsch** (*Lepomis gibbosus*, Syn: *Eupomotis gibbosus*) wurde bereits 1887 aus Nordamerika nach Europa eingeführt (MUUS & DAHLSTRÖM, 1981) und ist heute in vielen warmen, verkrauteten Teichen, Seen und Altarmen von Flüssen, besonders in der Wiener Lobau, vertreten.

Der zweite in Österreich vorkommende Vertreter der Sonnenbarsche ist der ebenfalls aus Nordamerika stammende **Forellenbarsch** (*Micropterus salmoides*). Diese Fischart kommt vor allem in einigen Kärntner Seen (Wörthersee, Hafnersee, Keutschacher See, Forstsee) vor. Außerdem gab es Züchtungsversuche mit dem **Schwarzbarsch** (*Micropterus dolomieu*) in Kallwang in Salzburg, die sich aber nicht durchsetzen konnten.

2.1.18 Buntbarsche (*Cichlidae*)

Buntbarsche sind sehr beliebte, tropische Aquarienfische. In Österreich sind derzeit zwei Fischarten bekannt, die in den warmen Quellen von Warmbad Villach eigene Populationen bilden. Es handelt sich um die Afrikanische Formen **Fünffleckenbarsch** (*Hemichromis fasciatus*) und **Roter Cichlide** (*Hemichromis bimaculatus*).

2.1.19 Lebendgebärende Zahnkarpfen (*Poecillidae*)

Ebenfalls aus den Quellen von Warmbad Villach waren bis vor etwa 20 Jahren noch drei Arten dieser Familie, der **Guppy** (*Lebistes reticulatus*), **Platy** (*Platypoecilus maculatus*) und **Schwertträger** (*Xiphosurus helleri*), die Aquarianern ebenfalls bestens bekannt sind, vorhanden (SAMPL, 1976). Infolge der Bachverlegung gibt es dort heute keine Populationen mehr;

daher scheinen diese Arten in der Fischartenliste (Tab. 1) nicht auf. Eine weitere Art, der **Koboldkärpfling** (*Gambusia affinis*), konnte anlässlich einer Untersuchung der Pinka (Burgenland) von der Universität für Bodenkultur Wien nachgewiesen werden (TIEFENBACH, pers. Mitt.). Auch diese Art wird mangels gesicherter Populationen noch nicht in der Artenliste berücksichtigt.

2.1.20 Grundeln (*Gobiidae*)

Die Grundeln sind in Österreich durch zwei Arten vertreten. Die **Marmorgrundel** (eigentlich richtig: **Marmorierte Grundel**) (*Proterorhinus marmoratus*), ist ein postglacialer Einwanderer, der aus dem Bereich des Schwarzen Meeres flußaufwärts die Donau besiedelte. Entgegen der früheren Annahme, die Marmorgrundel habe erst seit den 50er Jahren (1957 Erstfund im Neusiedler See) Österreich erreicht, wird von AHNELT (1989b) die Meinung vertreten, daß die Marmorgrundel in der oberen Donau erst gefunden wurde, nachdem man nach ihr gezielt gesucht hatte. Bereits gegen Ende des vorigen Jahrhunderts wurde sie in der Slowakei und im Marchmündungsgebiet gefunden. Heute ist sie aus der gesamten österreichischen Donau-strecke bekannt. Nichtsdestotrotz dürfte sich die Marmorgrundel vom Donaugebiet kommend weiter in die Nebenflüsse ausbreiten. So meint HARKA (1990), es wäre nicht verwunderlich, wenn die Marmorgrundel innerhalb der nächsten Jahrzehnte in der Drau nachgewiesen würde. Inzwischen allerdings ist sie aus dem Neusiedler See bereits wieder verschwunden (WANZENBÖCK & KERESZTESSY, 1991, 1995).

Erst 1994 wurde die zweite Grundelart von Studenten der Universität Wien in Österreich entdeckt (MOIDL, pers. Mitt.). Es handelt sich dabei um die **Kesslergrundel** (*Neogobius kessleri*), die im Altarmsystem der Donau unterhalb Wiens mittlerweile durch den Fang mehrerer Exemplare nachgewiesen wurde. Ob diese Fischart bisher nur mit der sehr ähnlichen Koppe verwechselt wurde, oder ob sie erst in den letzten Jahren in Österreich aus der unteren Donau eingewandert ist, ist noch unklar. OLIVA (1960) gibt allerdings einen Hinweis, daß diese Fischart bereits in den sechziger Jahren in der Donau bei Wien vorgekommen sei.

2.1.21 Koppen (*Cottidae*)

Die **Koppe**, **Mühlkoppe** oder **Groppe** (*Cottus gobio*) ist in den Bächen und Flüssen ganz Österreichs verbreitet (KAINZ & GOLLMANN, 1989a). Das Vorkommen der **Ostgroppe** (*Cottus poecilopus*) ist derzeit nicht belegt. Sie stellt aber ein charakteristisches Faunenelement im Einzugsgebiet der Oberen March dar, weshalb ihr Vorkommen in Österreich als Irrgast möglich wäre (PENAZ & WOHLGEMUTH, 1991). Die Ostgroppe kann aber nicht als autochthone Fischart für Österreich geführt werden.

Tab. 1: Artenliste aller in Österreich vorkommenden Neunaugen- und Fischarten unter Berücksichtigung der heimischen (weiße Felder), exotischen (helle Schattierung) und bereits ausgestorbenen autochthonen (dunkle Schattierung) Arten. Mit + sind jene Arten versehen, die nach heutigem Wissensstand in dem jeweiligen Bundesland ursprünglich verbreitet waren, bzw. von den österreichischen Fischkundlern in den letzten Jahren tatsächlich nachgewiesen wurden. Leere Felder bedeuten, daß (noch) kein Vorkommen dieser Art im entsprechenden Bundesland bekannt ist. Die eine oder andere Art könnte aber trotzdem vorkommen; diesbezügliche Hinweise bitte an den Autor der Studie weiterzuleiten.

Gesamtfischartenspektrum Österreichs – Vorkommen im Bundesland			WIEN		NÖ		OÖ		SALZBURG		TIROL		VORARLB.		KÄRNTEN		STMK		BURGENL.	
			Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz	
Fam.	Arten	Trivialnamen	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute
Petromyzontidae, Neunaugen																				
1	<i>Eudontomyzon mariae</i> (BERG)	Ukrainisches Bachneunauge	+		+		+		+		+		+		+		+		+	
2	<i>Lampetra planeri</i> (BLOCH)	Bachneunauge				+	+													
Acipenseridae, Störe																				
	<i>Acipenser güldenstaedti</i> BRAND	Waxdick	+		+											+		+		
	<i>Acipenser nudiventris</i> LOVETSKY	Glatt dick	+		+															
3	<i>Acipenser ruthenus</i> L.	Sterlet	+		+		+	+	+		+				+		+			
	<i>Acipenser stellatus</i> PALL.	Sternhausen	+		+															
	<i>Huso huso</i> (L.)	Hausen	+		+		+													
Anguillidae, Aale																				
4	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	Aal		+		+		+		+		+		+		+		+		+
Salmonidae, Lachsartige																				
5a	<i>Salmo trutta forma fario</i> L.	Bachforelle	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
5b	<i>Salmo trutta forma lacustris</i> L.	Seeforelle			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
6	<i>Hucho hucho</i> (L.)	Huchen	+		+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+		
7	<i>Salvelinus alpinus salvelinus</i> (L.)	Seesaibling			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
8	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (WALBAUM)	Regenbogenforelle		+		+		+		+		+		+		+		+		+
9	<i>Oncorhynchus kisutch</i> (WALBAUM)	Silberlachs														+				
10	<i>Salvelinus fontinalis</i> (MITCHILL)	Bachsäibling				+		+		+		+		+		+		+		+
11	<i>Salvelinus namaycush</i> (WALBAUM)	Amerikanischer Seesaibling										+		+		+				
Coregonidae, Renken																				
12	<i>Coregonus</i> sp.	Renken, Felchen, Maränen				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Thymallidae, Äschen																				

13	<i>Thymallus thymallus</i> (L.)	Äsche			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Gesamtfischartenspektrum Österreichs – Vorkommen im Bundesland			WIEN		NÖ		OÖ		SALZBURG		TIROL		VORARLB.		KÄRNTEN		STMK		BURGENL.	
			Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz	
Fam.	Arten	Trivialnamen	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute
Esocidae, Hechte																				
14	<i>Esox lucius</i> L.	Hecht	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Umbridae, Hundsfische																				
15	<i>Umbra krameri</i> WALBAUM	Europäischer Hundsfisch	+		+	+											+		+	
Cyprinidae, Karpfenartige																				
16	<i>Abramis brama</i> (L.)	Brachse	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
17	<i>Abramis ballerus</i> (L.)	Zope	+	+	+	+	+	+	+											+
18	<i>Abramis sapa</i> (PALLAS)	Zobel	+	+	+	+	+	+	+											
19	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (BLOCH)	Schneider	+		+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+	+	+
20	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	Laube	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
21	<i>Aspius aspius</i> (L.)	Schied, Rapfen	+	+	+	+	+	+	+								+	+	+	+
22	<i>Barbus barbatus</i> (L.)	Barbe	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	<i>Barbus petenyi</i> (HECKEL)	Semling	+		+											+		+		
23	<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	Güster, Kotbrachse	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+	+	+
24	<i>Carassius carassius</i> (L.)	Karausche	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
25	<i>Carassius auratus gibelio</i> (BLOCH)	Giebel	+	+	+	+	+	+	+		+			+	+	+	+	+	+	+
26	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> (AGASSIZ)	Seelaube					+	+	+	+					+	+	+			
27	<i>Chondrostoma nasus</i> (L.)	Nase, Näsling	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
28	<i>Cyprinus carpio</i> L.	Karpfen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
29	<i>Ctenopharyngodon idella</i> VAL.	Amur		+		+		+		+		+		+		+		+		+
30	<i>Gobio gobio</i> (L.)	Gründling, Weber	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
31	<i>Gobio albipinnatus</i> LUKASCH	Weißflossengründling	+	+	+	+	+	+								+	+	+	+	+
32	<i>Gobio kessleri</i> DYBOWSKI	Kesslergründling			+	+														+
33	<i>Gobio uranoscopus</i> (AGASSIZ)	Steingreßling	+		+	+	+		+							+	+			
34	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (VAL.)	Marmorkarpfen		+		+		+										+		+
35	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (VAL.)	Tolstolob, Silberkarpfen		+		+		+		+		+		+		+		+		+
36	<i>Leucaspis delineatus</i> (HECKEL)	Moderlieschen	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
37	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L.)	Hasel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+
38	<i>Leuciscus idus</i> (L.)	Nerfling, Seider	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+		+	+	+	+
39	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	Aitel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

40	<i>Leuciscus souffia agassizi</i> C.V.	Strömer			+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+			
Gesamtfischartenspektrum Österreichs – Vorkommen im Bundesland			WIEN		NÖ		OÖ		SALZBURG		TIROL		VORARLB.		KÄRNTEN		STMK		BURGENL.	
			Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz	
Fam.	Arten	Trivialnamen	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute
41	<i>Pelecus cultratus</i> (L.)	Sichling	+		+	+	+												+	+
42	<i>Phoxinus phoxinus</i> (L.)	Elritze, Pfrille	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
43	<i>Pseudorasbora parva</i> TEMMINCK & SCHLEGEL	Blaubandbärbling		+		+				+				+		+		+		+
44	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (BLOCH)	Bitterling	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
45	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	Rotauge	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
46	<i>Rutilus frisii meidingeri</i> (HECKEL)	Perlfisch			+	+	+	+	+						+	+				
47	<i>Rutilus pigus virgo</i> (HECKEL)	Frauennerfling, Donaunerfl.	+	+	+	+	+	+							+	+	+	+		
48	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	Rotfeder	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
49	<i>Tinca tinca</i> (L.)	Schleie	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
50	<i>Vimba vimba</i> (L.)	Rußnase, Blaunase	+	+	+	+	+	+							+	+	+			
Cobitidae, Schmerlen																				
51	<i>Cobitis taenia</i> L.,	Steinbeißer, Dorngrundel	+		+	+	+	+	+		+	+	+		+		+	+	+	+
52	<i>Cobitis aurata</i> (FILIPPI)	Goldsteinbeißer				+											+	+	+	+
53	<i>Misgurnus fossilis</i> (L.)	Schlammpeitzger	+	+	+	+	+	+	+								+	+	+	+
Balitoridae, Bartgrundeln																				
54	<i>Noemacheilus barbatulus</i> (L.)	Bachschmerle	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Siluridae, Welse																				
55	<i>Silurus glanis</i> L.	Wels, Waller	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ictaluridae, Zwergwelse																				
56	<i>Ictalurus nebulosus</i> (LE SUEUR)	Zwergwels				+								+				+		+
Gadidae, Dorsche																				
57	<i>Lota lota</i> (L.)	Aalrutte	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Gasterosteidae, Stichlinge																				
58	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.	Dreistacheliger Stichling		+		+		+		+		+		+				+		+
59	<i>Pungitius pungitius</i> ..	Neunstacheliger Stichling				+				+										

Gesamtfischartenspektrum Österreichs – Vorkommen im Bundesland			WIEN		NÖ		OÖ		SALZBURG		TIROL		VORARLB.		KÄRNTEN		STMK		BURGENL.		
Fam.	Arten	Trivialnamen	Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		Existenz		
			urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	urspr.	heute	
Percidae, Barsche																					
60	<i>Gymnocephalus baloni</i> HOLCIK & HENSEL	Donaukaulbarsch	+		+	+	+	+													
61	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)	Kaulbarsch	+	+	+	+	+	+	+	+				+		+	+	+	+	+	+
62	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (L.)	Schrätzer	+	+	+	+	+	+										+			
63	<i>Perca fluviatilis</i> L.	Flußbarsch	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
64	<i>Stizostedion lucioperca</i> (L.)	Zander, Schill	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+
65	<i>Stizostedion volgensis</i> (GMELIN)	Wolgazander	+	+	+	+															
66	<i>Zingel streber</i> SIEBOLD	Streber	+	+	+	+	+	+								+	+	+	+	+	+
67	<i>Zingel zingel</i> (L.)	Zingel	+	+	+	+	+	+								+	+	+	+	+	+
Centrarchidae, Sonnenbarsch																					
68	<i>Lepomis gibbosus</i> (L.)	Sonnenbarsch		+		+		+					+		+		+		+		+
69	<i>Micropterus salmoides</i> (LACEPEDE)	Forellenbarsch														+					
Cichlidae, Buntbarsche																					
70	<i>Hemichromis fasciatus</i>	Fünffleckenbarsch															+				
71	<i>Hemichromis bimaculatus</i>	Roter Cichlide															+				
Gobiidae, Grundeln																					
72	<i>Proterorhinus marmoratus</i> (PALLAS)	Marmorgrundel	+	+	+	+	+	+												+	+
73	<i>Neogobius kessleri</i> (GÜNTHER)	Kesslergrundel				+															
Cottidae, Koppen																					
74	<i>Cottus gobio</i> L.	Koppe	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Die Summe der rezenten heimischen Neunaugen und Fischarten beträgt daher insgesamt 59 Arten. Das entspricht rund 92 % des ursprünglichen Artenspektrums (64 Arten) von Österreich. Dieser überraschend hohe Wert verzerrt die tatsächlichen Verhältnisse ein wenig, da manche Arten auf nur ganz wenige Vorkommensgebiete regional begrenzt (Neunaugen, Sterlet, Hundsfisch, Kesslergründling, Steingreßling, Goldsteinbeißer, Wolgazander etc.) und viele Fischarten in ihrem Bestand gefährdet sind (vgl. Kap. 4).

Gemäß den vorangegangenen Erkenntnissen leben heute insgesamt 74 Neunaugen- und Fischarten in Österreich (*Coregonen* werden nur einmal als Artengruppe gezählt). Davon wurden 15 Fischarten eingebürgert, ihr Bestand ist zum Teil nur durch künstlichen Besatz zu gewährleisten:

<i>SALMONIDAE:</i>	Bachsaibling, Amerikanischer Seesaibling, Regenbogenforelle, Silberlachs
<i>CYPRINIDAE:</i>	Amur, Marmorkarpfen, Tolstolob, Blaubandbärbling
<i>ICTALURIDAE:</i>	Zwergwels
<i>GASTEROSTEIDAE:</i>	Neunstacheliger Stichling, Dreistacheliger Stichling
<i>CENTRARCHIDAE:</i>	Sonnenbarsch, Forellenbarsch
<i>CICHLIDAE:</i>	Fünffleckenbarsch, Roter Cichlide

5 Fischarten sind österreichweit bereits ausgestorben:

<i>ACIPENSERIDAE:</i>	Waxdick, Glatt dick, Sternhausen, Hausen
<i>CYPRINIDAE:</i>	Semling

3 ÖKOLOGISCHE CHARAKTERISTIK DER HEIMISCHEN FISCHFAUNA

In der Tabelle 2 ist neben dem wissenschaftlichen und dem Trivialnamen für jede Art auch die Zugehörigkeit zu den einzelnen ökologischen Gruppierungen angegeben. Es handelt sich hier um zwei verschiedene Klassifizierungen, die auf unterschiedlichen ökologischen Kriterien beruhen.

Tab. 2: Liste der rezenten Fischarten und Neunaugen Österreichs (mit Ausnahme der Thermophilen Cichliden) und ihre Zugehörigkeit zu einzelnen ökologischen Gruppen nach BALON (1975, 1981; Reproduktionsstrategien, Erläuterungen s. Text), BLESS (1996), WÜSTEMANN & KAMMERAD (1995) und SCHIEMER (1988, SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; Habitatbindungen) verändert. (RA = rheophil A, RB = rheophil B, RT = rhithral, EU = eurytop, ST = stagnophil, EX = exotisch, KA = katadrom).

Gesamtfischartenspektrum Österreichs				
Familie	Arten	Trivialnamen	Ökologische Gruppe	
			BALON	SCHIEMER
Petromyzontidae, Neunaugen				
	<i>Eudontomyzon mariae</i> (BERG)	Ukrainisches Bachneunauge	A.1.3	RA
	<i>Lampetra planeri</i> (BLOCH)	Bachneunauge	A.1.3	RA
Acipenseridae, Störe				
	<i>Acipenser ruthenus</i> L.	Sterlet	A.1.2	RA
Anguillidae, Aale				
	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	Aal	A.1.1	KA
Salmonidae, Lachsartige				
	<i>Salmo trutta forma fario</i> L.	Bachforelle	A.2.3	RT
	<i>Hucho hucho</i> (L.)	Huchen	A.2.3	RT
	<i>Salvelinus alpinus salvelinus</i> (L.)	Seesaibling	A.2.3	ST
	<i>Salvelinus fontinalis</i> (MITCHILL)	Bachsaibling	A.2.3	EX
	<i>Salvelinus namaycush</i> (WALBAUM)	Amerikanischer Seesaibling	A.2.3	EX
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (WALBAUM)	Regenbogenforelle	A.2.3	EX
	<i>Oncorhynchus kisutch</i> WALBAUM	Silberlachs	A.2.3	EX
Coregonidae, Renken				
	<i>Coregonus</i> sp.	Renken, Felchen, Maränen	A.1.1, A.1.3	ST
Thymallidae, Äschen				
	<i>Thymallus thymallus</i> (L.)	Äscho	A.2.3	RT
Esocidae, Hechte				
	<i>Esox lucius</i> L.	Hecht	A.1.5	EU
Umbridae, Hundsfische				
	<i>Umbra krameri</i> WALBAUM	Europäischer Hundsfisch	B.1.4	ST
Cyprinidae, Karpfenartige				
	<i>Cyprinus carpio</i> L.)	Karpfen	A.1.5	EU
	<i>Ctenopharyngodon idella</i> VAL.	Amur	A.1.3	EX
	<i>Abramis brama</i> (L.)	Brachse	A.1.4	EU
	<i>Abramis ballerus</i> (L.)	Zope	A.1.4	RB
	<i>Abramis sapa</i> (PALLAS)	Zobel	A.1.3	RB

Gesamtfischartenspektrum Österreichs				
Familie	Arten	Trivialnamen	Ökologische Gruppe	
			BALON	SCHIEMER
	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (BLOCH)	Schneider	A.2.3.	RA
	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	Laube	A.1.4	EU
	<i>Aspius aspius</i> (L.)	Schied, Rapfen	A.1.3	RB
	<i>Barbus barbus</i> (L.)	Barbe	A.1.3	RA
	<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	Güster, Kotbrachse	A.1.5	RB
	<i>Carassius carassius</i> (L.)	Karausehe	A.1.5	ST
	<i>Carassius auratus gibelio</i> (BLOCH)	Gibel	A.1.5	EU
	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> (AGASSIZ)	Seelaube	A.1.3	ST
	<i>Chondrostoma nasus</i> (L.)	Nase, Näsling	A.1.3	RA
	<i>Gobio gobio</i> (L.)	Gründling, Weber	A.1.6	RB
	<i>Gobio albipinnatus</i> LUKASCH	Weißflossengründling	A.1.6	RA
	<i>Gobio kessleri</i> DYBOWSKI	Kesslergründling	B.1.3	RA
	<i>Gobio uranoscopus</i> (AGASSIZ)	Steingreßling	A.1.6	RA
	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (VAL.)	Marmorkarpfen	A.1.1	EX
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (VAL.)	Tolstolob, Silberkarpfen	A.1.1	EX
	<i>Leucaspis delineatus</i> (HECKEL)	Moderlieschen	B.1.4	ST
	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L.)	Hasel	A.1.3	RA
	<i>Leuciscus idus</i> (L.)	Nerfling, Seider	A.1.4	RB
	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	Aitel	A.1.3	EU
	<i>Leuciscus souffia agassizi</i> C.V.	Strömer	A.2.3	RA
	<i>Pelecus cultratus</i> (L.)	Sichling	A.1.1	RB
	<i>Phoxinus phoxinus</i> (L.)	Elritze, Pfrille	A.2.3	RT
	<i>Pseudorasbora parva</i> TEMMINCK & SCHLEGEL	Blaubandbärbling	A.1.4	EX
	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (BLOCH)	Bitterling	A.2.5	ST
	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	Rotauge	A.1.4	EU
	<i>Rutilus frisii meidingeri</i> (HECKEL)	Perlfisch	A.1.4	RB
	<i>Rutilus pigus virgo</i> (HECKEL)	Frauennerfling, Donaunerfling	A.1.5	RA
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	Rotfeder	A.1.5	ST
	<i>Tinca tinca</i> (L.)	Schleie	A.1.5	ST
	<i>Vimba vimba</i> (L.)	Rußnase, Blaunase	A.1.3	RA
Cobitidae, Schmerlen				
	<i>Cobitis taenia</i> L.,	Steinbeißer, Dorngrundel	A.1.5	RB
	<i>Cobitis aurata</i> (FILIPPI)	Goldsteinbeißer	A.1.5	RB
	<i>Misgurnus fossilis</i> (L.)	Schlammpeitzger	A.1.5	RB
Balitoridae, Bartgrundeln				
	<i>Barbatula barbatula</i> (L.)	Bachschmerle	A.1.6	RA
Siluridae, Welse				
	<i>Silurus glanis</i> L.	Wels, Waller	B.1.4	EU
Ictaluridae, Zwergwelse				
	<i>Ictalurus nebulosus</i> (LE SUEUR)	Zwergwels	B.2.5	EX
Gadidae, Dorsche				
	<i>Lota lota</i> (L.)	Aalrutte	A.1.2	RT
Gasterosteidae, Stichlinge				
	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.	Dreistacheliger Stichling	B.2.4	ST
	<i>Pungitius pungitius</i> L.	Neunstacheliger Stichling	B.2.4	EX

Gesamtfischartenspektrum Österreichs				
Familie	Arten	Trivialnamen	Ökologische Gruppe	
			BALON	SCHIEMER
Percidae, Barsche				
	<i>Perca fluviatilis</i> L.	Flußbarsch	A.1.4	EU
	<i>Gymnocephalus baloni</i> HOLCIK & HENSEL	Donaukaulbarsch	A.1.3	RB
	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)	Kaulbarsch	A.1.4	EU
	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (L.)	Schrätzer	A.1.3	RA
	<i>Stizostedion lucioperca</i> (L.)	Zander, Schill	B.2.5	EU
	<i>Stizostedion volgensis</i> (GMELIN)	Wolgazander	A.1.4	ST
	<i>Zingel streber</i> SIEBOLD	Streber	A.2.3	RA
	<i>Zingel zingel</i> (L.)	Zingel	A.2.3	RA
Centrarchidae, Sonnenbarsch				
	<i>Lepomis gibbosus</i> (L.)	Sonnenbarsch	B.2.5	EX
	<i>Micropterus salmoides</i> (LACEPEDE)	Forellenbarsch	B.2.5	EX
Gobiidae, Grundeln				
	<i>Proterorhinus marmoratus</i> (PALLAS)	Marmorgrundel	B.2.7	EU
	<i>Neogobius kessleri</i> (GÜNTHER)	Kesslergrundel	B.2.7	RB
Cottidae, Koppen				
	<i>Cottus gobio</i> L.	Koppe	B.2.7	RA

3.1 Laichsubstrat und spezifisches Laichverhalten

Nach dem Laichsubstrat können zwei Großgruppen unterschieden werden: die sog. Kieslaicher und die Krautlaicher. Diese sehr einfache Unterteilung der Fische in ökologische Gruppierungen wurde nach und nach verfeinert. KRZYZHANOWSKI (1949) differenzierte nach unterschiedlichen Embryonal- und Larvalentwicklungsmustern, Ablachverhalten und dem Ort der Eiablage und entwickelte ein Konzept zur ökologischen Klassifizierung der einzelnen Arten. Dieses Konzept wurde von BALON (1975) weiterentwickelt und ist heute unter dem Namen der "reproductive guilds" gebräuchlich. In einer Gilde sind alle Arten zusammengefaßt, die ein bestimmtes Laichsubstrat nutzen bzw. eine besondere Form der Eiablage aufweisen. Diese Unterschiede der jeweiligen Gilden spiegeln sich auch in bestimmten Merkmalen der Larven (z. B. Respirationsstrukturen, Pigmentierung, Dottersackdimension, Haftdrüsen etc.) wider und definieren auch den ethologischen Aspekt der Gilde (vgl. Abb. 1).

Folgende Reproduktions-Gilden kommen in Österreich vor (auf die Auflistung in Österreich nicht vorkommender Reproduktionsgilden wird verzichtet, weshalb die Punktation nicht vollständig ist):

Ethologische Sektion – **A. Non-guarders** (Gelege wird nicht bewacht)

- Ökologische Gruppe – **A.1 Open substratum spawners**
(Eier werden oberflächlich auf das Substrat gelegt bzw. ins Wasser abgegeben):
 - A.1.1 Pelagophile:** Eier werden ins freie Wasser abgelaicht und schweben
(Aal, Sichling, Coregonen Formenkreis *Coregonus nasus*)
 - A.1.2 Lithopelagophile:** Stein- und Kieslaicher mit pelagischen Embryonen und Larven
(Störe, Aalrutte)
 - A.1.3 Lithophile:** Stein- und Kieslaicher mit benthischen Larven
(Zobel, Schied, Barbe, Nase, Aitel, Rußnase, Donaukaulbarsch, Schrätzer, Amur)

- A.1.4 Phytolithophile:** Fakultative Kraut- oder Kieslaicher mit photophoben Larven mit mäßig entwickelten respiratorischen Strukturen (Brachse, Zope, Laube, Nerfling, Rotaugen, Perlfisch, Wolgazander, Flußbarsch, Kaulbarsch)
- A.1.5 Phytophile:** Krautlaicher, deren Larven nicht photophob sind und extrem gut ausgebildete Respirationsorgane haben (Hecht, Karpfen, Güster, Karausche, Frauenerfling, Rotfeder, Schleie, Steinbeißer, Schlammpeitzger)
- A.1.6 Psammophile:** Sandlaicher oder Eiablage an feinen Wurzeln über Sandgrund (Gründling, Bachschmerle).
- Ökologische Gruppe – **A.2 Brood hiders** (Eier werden im Substrat versteckt):
 - A.2.3 Lithophile:** Kiesgrubenlaicher; Eier werden im Lückenraumsystem (Interstitial) versenkt (Salmoniden, Äschen, Elritze, Hasel, Schneider, Strömer, Zingel)
 - A.2.5 Ostracophile:** Eier werden in lebende Muscheln eingebracht (Bitterling).

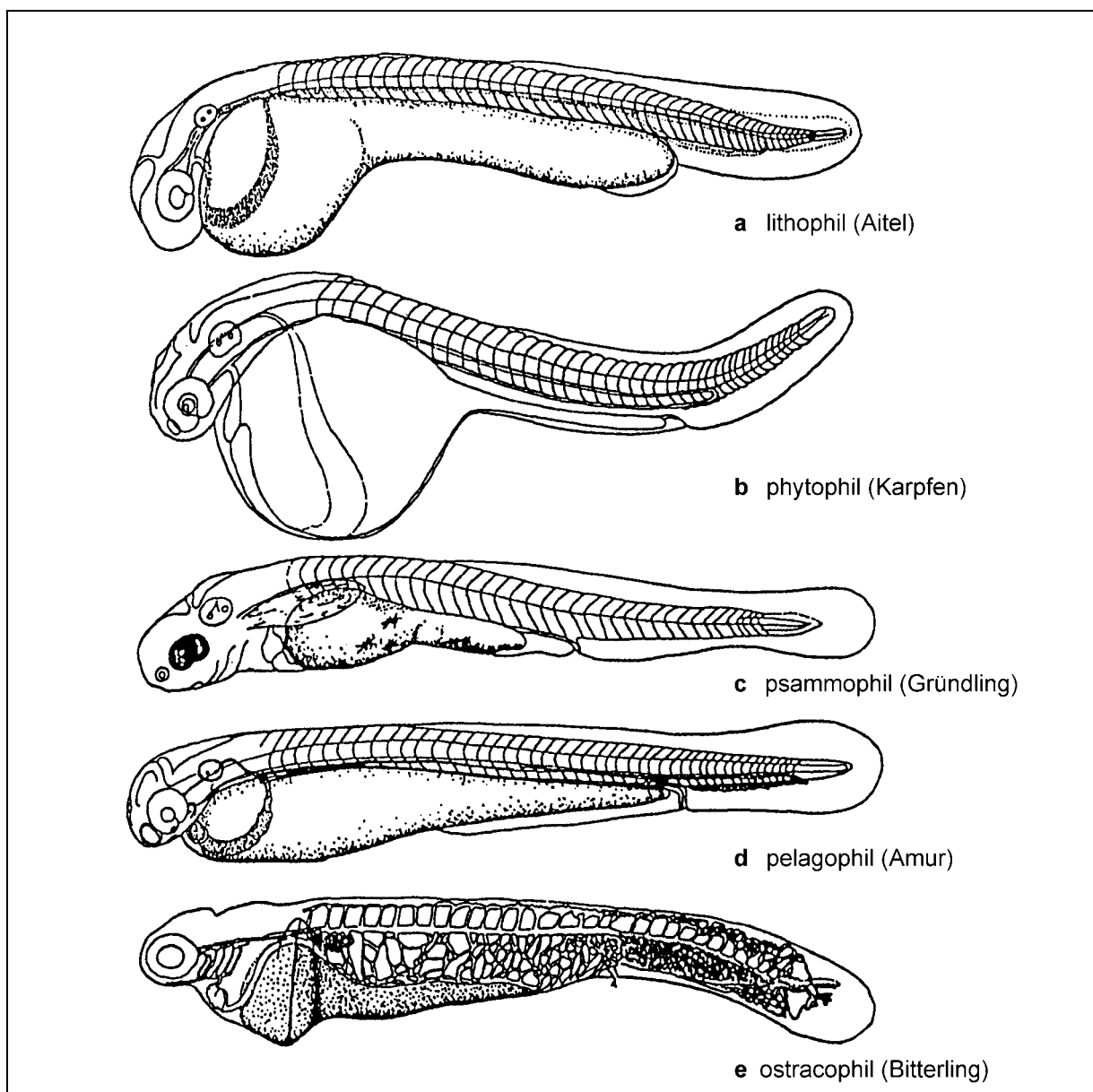


Abb. 1: Morphologische Charakteristik der Dottersacklarven von Cypriniden, welche unterschiedlichen Reproduktionsgilden angehören (nach DIMITRIJEVA et al., 1985).

Ethologische Sektion – **B. Guardians** (Gelege wird bewacht)

- Ökologische Gruppe – **B.1 Substrate choosers** (gezielte Substratwahl)
 - B.1.3 Lithophile:** Laich wird an Steine geheftet (Kesslergründling)
 - B.1.4 Phytophile:** Pflanzenlaicher (Hundsfisch, Moderlieschen, Wels).
- Ökologische Gruppe – **B.2 Nest spawners** (Eier werden in Nestern abgelegt)
 - B.2.4 Ariadnophile:** Männchen bauen Schleimnester (Stichling)
 - B.2.5 Phytophile:** Eier werden in Nester aus pflanzlichem Material gelegt (Zander)
 - B.2.7 Speleophile:** Eier werden in Höhlen oder leere Muscheln gelegt und bewacht (Marmorgrundel, Koppe).

Ethologische Sektion – **C. Bearers** (Eier werden "erbrütet", z. B. Maulbrüter).

Diese Gilden sind in der österreichischen Fischfauna nicht vertreten.

3.2 Lebensraumbeziehungen

Die spezifischen Lebensraumbeziehungen der einzelnen Fischarten äußern sich darin, daß jede Art bestimmte Habitate bevorzugt. Eine Fischart kann sich daher nur dann etablieren, wenn die Umweltbedingungen ihren Anforderungen im gesamten Lebenszyklus gerecht werden. Die vorgegebenen biotischen und abiotischen Rahmenbedingungen prägen somit die Artenassoziationen von Gewässern.

3.2.1 Fließgewässer

Die ökologische Nischendifferenzierung wurde bereits frühzeitig erkannt und führte dazu, daß die Fische als Indikatororganismen für die Beschreibung von Fließgewässerabschnitten herangezogen wurden. FRITSCH (1872) benannte die Flußzonen nach diesen Fischarten, die innerhalb der Zonen typischerweise sehr häufig vorkommen: Forellen, Barben, Wels, Schmerle, Schleie. Diese Leitfischzonierung wurde danach von BORNE (1878) und NOWICKI (1889) verbessert, wobei die Zonen der Schmerle und der Schleie weggelassen und zwischen der Forellen- und Barbenzone die Äschenregion eingeführt wurde. Zusätzlich wurde die Welszone durch die Brachsenzone ersetzt und das ganze System um die Flunder- und Kaulbarschzone erweitert (THIENEMANN, 1911, 1912, 1925, 1939; HUET, 1946, 1949, 1954; ILLIES & BOTOSANEANU, 1963). Diese Abfolge der Forellen-, Äschen-, Barben-, Brachsen- und Flunderregion wurde bis heute beibehalten. Zusätzlich konnten die einzelnen Regionen durch die Darstellung der morphologischen, hydrologischen, Geschiebe-, Substrat-, Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse präzisiert werden (vgl. Abb. 2).

In Abbildung 3 wird versucht, die Zugehörigkeit aller rezenten, heimischen Flußfischarten zu den einzelnen Flußregionen darzustellen. Es zeigt sich klar, daß eine eindeutige Zuordnung jeder Fischart zu einer bestimmten Region unmöglich ist, da nahtlose Übergänge von einer Region zur anderen vorhanden sind: So können beispielsweise alle Fischarten der Forellenregion auch in der Äschenregion vorkommen, die ihrerseits wiederum auch in der Barbenregion vertreten sind, jener Region in Österreich, die den höchsten Artenreichtum aufweist. Im Längsverlauf des Flusses verändern sich die Dominanzverhältnisse, also die prozentuellen Anteile der einzelnen Arten am Gesamtfischbestand, kontinuierlich.

Stream zone	Mountain	Submountain		Lowland	Estuary
		Upper part	Lower part		
Valley cross-section					
Slope (‰)	130-4	20-1	15-0.5	<2	
Discharge					
Dominant bottom					
Temperature °C					
O ₂ concentration	always high		O ₂ deficite may occure at times		
Dominant fish reproductive guilds	A.2.3	B.2.7, A.2.3, A.1.3	A.1.3, A.1.4	A.1.4, A.1.5, A.1.6	A.1.1, B.2.7

Abb. 2: Schematische Darstellung des Flußregionenkonzeptes unter Berücksichtigung der wesentlichen abiotischen Parameter nach WITKOWSKI et al., 1984 (aus HOLCIK, 1989).

Valley cross section = Talquerschnitt, slope = Gefälle, discharge = Abflußmenge, dominant bottom = vorherrschendes Substrat (Fels, Geröll, Schotter, Kies, Sand, Feinsand, Schlamm), O₂ concentration = Sauerstoffgehalt (immer hoch, Sauerstoffdefizite möglich), dominant fish reproductive guilds = vorherrschende Reproduktionsstrategien der

Heute versucht man den Fluß als Gesamtsystem zu sehen, was wiederum zur Entwicklung des sogenannten "River Continuum Concepts" (RCC) geführt hat (VANNOTE et al., 1980). Dieses Konzept versteht den Fluß als ein System, in dem sich flußab alle physikalisch-chemischen Gradienten ändern und das von speziell angepassten Biozönosen begleitet wird. Fließgewässerstrecken werden dabei nicht als Einzelobjekte, sondern als Abschnitte größerer Einheiten dargestellt. Anhand des Energieflusses wird sowohl die enge Verbindung zwischen Fließgewässer und Umland, als auch die längszonale Abhängigkeit (Kontinuum) der einzelnen Gewässerabschnitte aufgezeigt.

Wesentlich ist die Herkunft und die Qualität des organischen Materials im Gewässer, welches als Energiequelle für die Konsumenten von essentieller Bedeutung ist. Demnach werden grundsätzlich 3 Flußsystemkomponenten charakterisiert:

- 1) Die **Oberläufe** (Flußordnungszahlen 1-3) stehen oftmals unter dem Einfluß der umgebenden Vegetation: Beschattung hemmt die pflanzliche Produktion. Als Folge des starken Eintrags an grobpartikulärem Material setzt sich die wirbellose Fauna vor allem aus Vertretern der Zerkleinerer und Filtrierer zusammen.
- 2) Entlang der **Mittelläufe** (Flußordnungszahlen 4-6) nimmt der Einfluß der Ufervegetation ab, die Primärproduktion im Gewässer gewinnt an Bedeutung. Weidegänger, Raspler und Kratzer sowie Detritusfresser nehmen zu.
- 3) Die **Untersläufe** der Flüsse (Flußordnungszahlen > 6) werden vom Eintrag des in den oberliegenden Abschnitten produzierten, feinputikulären, organischen Materials geprägt. Detritusfressende Organismen der Bodenfauna herrschen hier vor.

	Forellenreg.	Äschenreg.	Barbenreg.	Brachsenreg.
Bachforelle	_____			
Koppe	_____			
Bachschmerle	_____			
Äsche	_____			
Elritze	_____			
Huchen		_____		
Aitel		_____		
Schneider		_____		
Strömer		_____		
Aalrutte		_____		
Gründling, Weber		_____		
Barbe		_____		
Hecht		_____		
Hasel		_____		
Nase, Näsling		_____		
Flußbarsch		_____		
Rußnase, Blauanase		_____		
Rotauge		_____		
Streber		_____		
Steingreßling		_____		
Weißflossengründling		_____		
Sterlet		_____		
Frauennerfling, Donaunerfling		_____		
Zobel		_____		
Brachse		_____		
Laube		_____		
Schied, Rapfen		_____		
Kesslergründling		_____		
Zingel		_____		
Nerfling, Seider		_____		
Zander, Schill		_____		
Schrätzer		_____		
Donaukaulbarsch		_____		
Güster, Kotbrachse		_____		
Zope		_____		
Steinbeißer, Dorngrundel		_____		
Goldsteinbeißer		_____		
Sichling		_____		
Karpfen		_____		
Marmorgrundel		_____		
Wolgazander		_____		
Kaulbarsch		_____		
Wels, Waller		_____		
Schleie		_____		
Schlammpeitzger		_____		
Bitterling		_____		
Moderlieschen		_____		
Karausche		_____		
Rotfeder		_____		
Europäischer Hundsfisch		_____		

Abb. 3: Zuordnung der heimischen Fischarten zu einzelnen Fließgewässerregionen.

Unter dem Begriff Kontinuum ist also eine Fülle von Parametern zusammengefaßt (Energiefluß, Drift, Migration etc.), die in ihrer Bedeutung für einzelne Gewässer(-typen) wenig untersucht bzw. bekannt sind. Die längszonale Abhängigkeit der Fließgewässerabschnitte voneinander belegt jedoch die grundlegende Bedeutung des Kontinuums für jeden einzelnen Teil des Fließgewässersystems (vgl. Abb. 4).

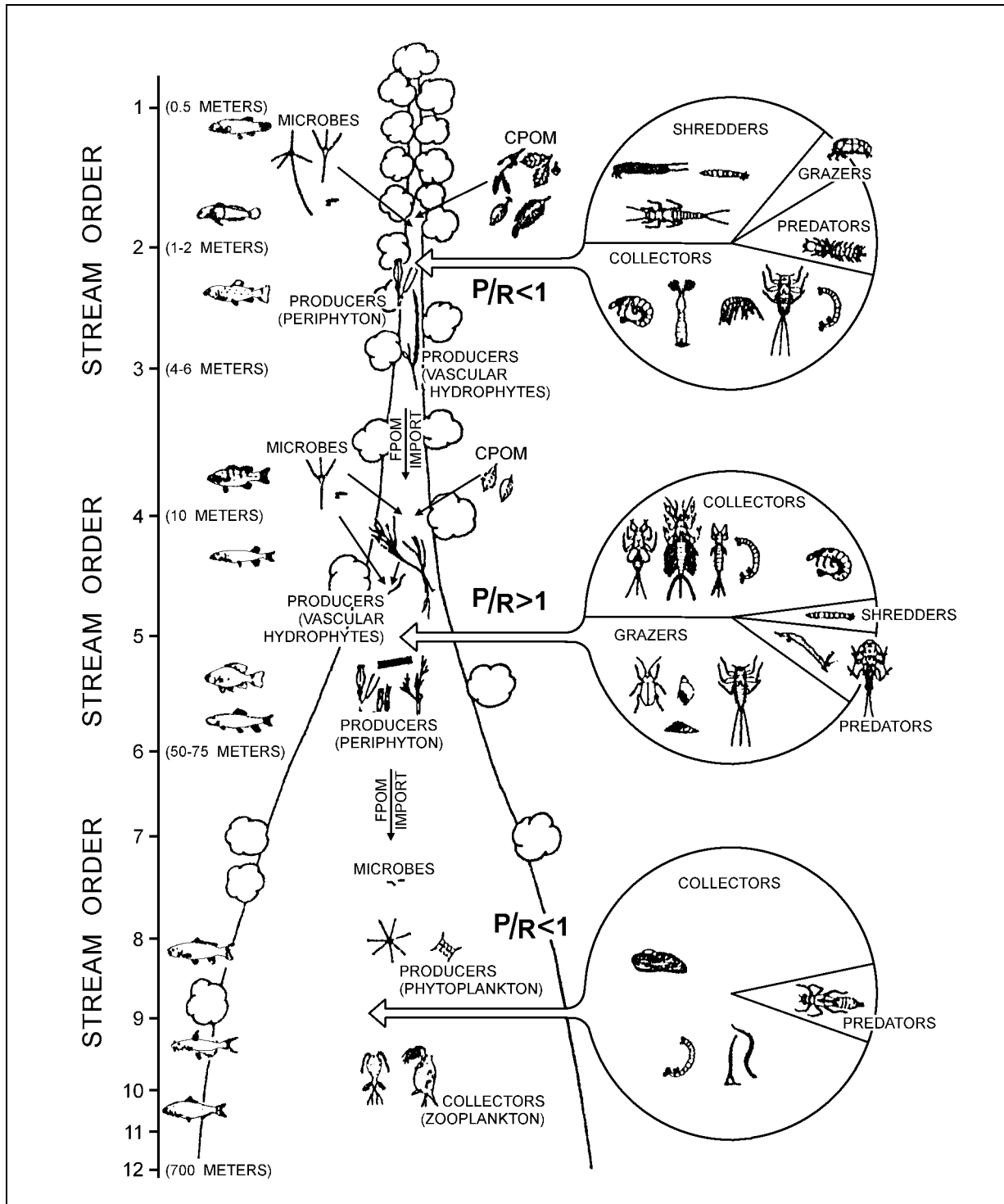


Abb. 4: Schematische Darstellung des River Continuum Concept nach VANNOTE et al. (1980). Stream order = Flußordnungsnummer, shredder = Zerkleinerer, grazer = Weidegänger, predators = Räuber, collectors = Sammler, P/R = Verhältnis Produktion zu Respiration.

Der Hauptkritikpunkt dieser Theorie liegt aber darin, daß diese scharfe Trennung der einzelnen longitudinalen Flußzonen in der Natur nur selten vorkommt und wesentliche Faktoren wie Flußhydraulik und zeitliche Dynamik nicht adäquat berücksichtigt werden (BRETSCJKO, 1994). Deshalb wurde das RCC um das sogenannte "Patch Concept" erweitert (PRINGL et al., 1988). Die Einbeziehung dieses Konzepts wirkt sich so aus, daß nun alle 3 Systemkomponenten in allen Flußabschnitten mosaikartig und überlappend verteilt sind. So gibt es in kleinen Gebirgsbächen neben dem typischen groben, häufig umgelagerten Substrat (charakteristisch für niedrige Flußordnungen) auch Flecken (patches) mit Moosbewuchs und dichtem epiphytischen Aufwuchs (mittlere Flußordnungen) oder Feinsedimentablagerungen in Stillwasserbereichen (hohe Flußordnungszahlen). Der spezifische Flußcharakter in einem Abschnitt ergibt sich aus der Dominanz eines der drei RCC-Systemkomponenten.

Die Flußdynamik bewirkt aber durch Erosion, Umlagerung und Deposition eine stetige, manchmal sprunghafte Veränderung des Gewässers und ihrer "patches". Schwankende Wasserstände führen zu Überflutungen des Umlandes oder zum Trockenfallen großer Bereiche im Flußbett. Diese Übergangsbereiche zwischen zwei Ökosystemen (terrestrisch und aquatisch) werden "Ökotone" genannt (HOLLAND, 1988).

Gerade die neuesten Erkenntnisse über die transversale und zeitliche Dimension der Flüsse sowie die Bedeutung der Ökotone für die Fischfauna führten zur Ausarbeitung eines neuen Systems der ökologischen Klassifizierung der Fischarten, welches auf dem lateralen Vernetzungsgrad des Flusses mit seinen Altarmen und Zuflüssen, unter Berücksichtigung der hydrologischen und zeitlichen Dynamik des Systems sowie deren Bedeutung und Funktion für die Fischpopulationen basiert.

SCHIEMER (1986) erkannte die Bindung der einzelnen Arten an die verschiedenen Gewässerzonen innerhalb eines Flußsystems und konnte vier ökologische Gruppen differenzieren. In der Folge wurde das System weiterentwickelt, wobei nunmehr sechs Kategorien unterschieden werden (SCHIEMER, 1988; SCHIEMER & SPINDLER, 1989; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER et al., 1991a) (vgl. Abb. 5):

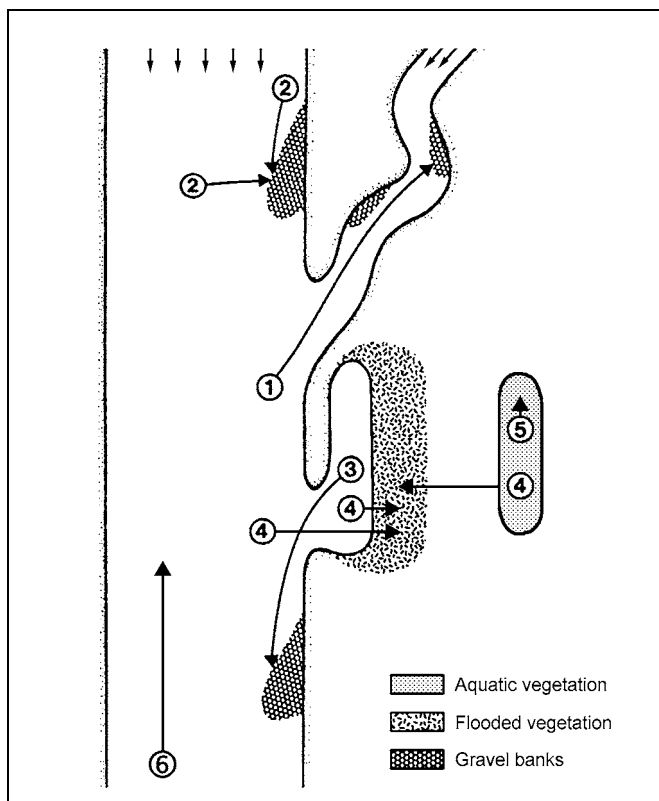


Abb. 5:
Schematische Darstellung der Lebensraumbeziehungen von Fischen aus 6 ökologischen Hauptgruppen nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992), verändert.

- 1 = rhithrale Arten, die zur Fortpflanzung in die Zuflüsse ziehen;
- 2 = rheophile Arten, zeitlebens im Hauptfluß;
- 3 = rheophile Arten saisonal in den Nebengewässern;
- 4 = eurytope Arten ohne spezifische Habitatbindungen;
- 5 = stagnophile Arten, zeitlebens in stehenden Gewässern des Flußsystems; anadrome und katadrome Fischarten nicht berücksichtigt;
- 6 = Langstreckenwanderer.

aquatic vegetation = Wasserpflanzen
flooded vegetation = Überschwemmungswiese
gravel banks = Schotterbank.

1. **Rhithrale Arten:** Das sind Fischarten, die zumindest zur Fortpflanzung in klare, sommerkalte, sauerstoffreiche Zubringer der Forellen- oder Äschenregion ziehen (z. B. Huchen, Aalrutte).
2. **Rheophile A:** Strömungsliebende Arten, deren gesamter Lebenszyklus im Fluß und dessen Uferzonen abläuft (z. B. Nase, Barbe, Frauenerfling, Schrätzer, Streber).
3. **Rheophile B:** Diese strömungsliebenden Fischarten sind phasenweise an strömungsberuhigte Nebengewässer und Altarme gebunden (z. B. Nerfling, Zope, Schied).
4. **Eurytope Arten:** Das sind anpassungsfähige Arten, die sich strömungsindifferent verhalten und eine Vielzahl von Habitaten besiedeln können. Im einzelnen zeigen die verschiedenen Arten aber unterschiedliche Anforderungen hinsichtlich Temperatur, Trübe, Laichsubstrat, Ernährung und Einstandsmöglichkeiten (z. B. Aitel, Laube, Flußbarsch).
5. **Stagnophile Arten:** Stillwasserfische (Limnophile), deren gesamter Lebenszyklus an pflanzenreiche, ruhige Gewässer (hptsächl. geschlossene Altarme) gebunden ist; manche Arten haben Anpassungen an extreme Lebensbedingungen entwickelt, um etwa zeitweilige Sauerstoffarmut oder gar zeitweises Trockenfallen des Gewässers zu überleben (z. B. Schlammpeitzger).
6. **Anadrome Arten:** Das sind Langstreckenwanderer, die im Schwarzen Meer die Geschlechtsreife erlangen und dann bis zu 2.000 km und mehr flußaufwärts zu ihren Laichplätzen ziehen. Hierzu gehören die in Österreich inzwischen verschwundenen großen Stör-Arten, die früher in großer Zahl bis in den Wiener Raum, vereinzelt auch bis nach Bayern gezogen sind. Seit der Errichtung der Staustufen am Eisernen Tor (Rumänien) ist der Aufstieg in die mittlere und obere Donau für diese Gruppe endgültig unterbunden.

Diesem System müßte noch die Gruppe der **katadromen** Langstreckenwanderer zugefügt werden. Diese wachsen in den Flüssen auf und wandern nach Eintritt der Geschlechtsreife in die Meere ab, wo sie meist nach dem Ablachen verenden (z. B. Aal).

Die unterschiedlichen Anteile der einzelnen ökologischen Gruppen in verschiedenen Gewässertypen konnten anhand des Einzugsystems der March im Grenzgebiet zur Slowakei anschaulich erfaßt werden (SPINDLER et al., 1992) (vgl. Abb. 6).

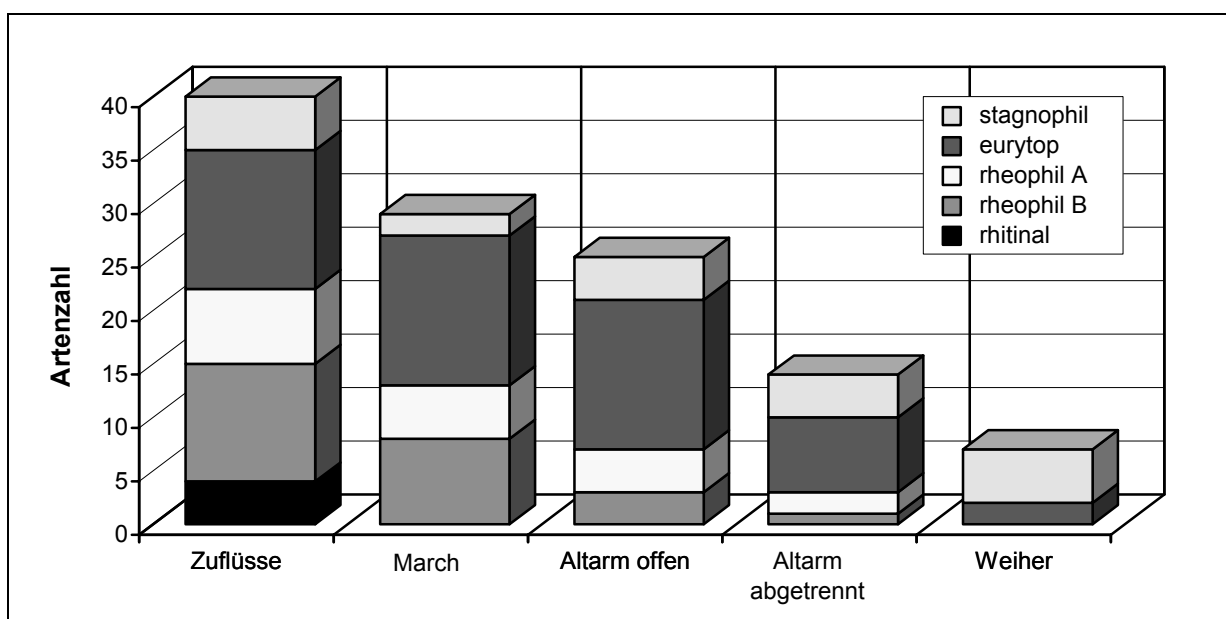


Abb. 6: Anzahl der vorkommenden Fischarten einzelner ökologischer Hauptgruppen in unterschiedl. Gewässertypen eines Tieflandflußsystems (March) nach SPINDLER et al. (1992).

Die Artenzahlen der typischen Flußfische (Rheophil A) nehmen von den Zuflüssen über die March bis hin zu den einzelnen Augewässern kontinuierlich ab. Das gleiche gilt für die Gruppe jener rheophilen Arten (B), die bestimmte Lebensphasen in Stillgewässern verbringen. Der Großteil dieser in den Zuflüssen registrierten Fischarten stammt ausschließlich aus den Mündungsbereichen, die oft Altarmcharakter aufweisen. Die Gruppe der unspezialisierten eurytopen Formen ist in allen Gewässern stark vertreten, wenngleich in den grundwassergespeisten Auweihern die stagnophile Faunengruppe dominiert. Grundsätzlich ist somit festzuhalten, daß die Anzahl der stagnophilen Arten mit zunehmender Entfernung vom Hauptfluß zunimmt. Rhithrale Faunenelemente sind erwartungsgemäß nur im Mittel- und Oberlauf der Zuflüsse zu finden.

Wesentlich für das Verständnis der Funktionsmechanismen derartig komplexer Ökosysteme, wie etwa der Donau, sind unter anderem die Durchgängigkeit des Systems (da sie Fischwanderungen ermöglicht) sowie das Vorhandensein und die räumliche Vernetzung verschiedenster Habitattypen.

Im Zusammenhang mit den Habitatverknüpfungen kommt der Frage der Funktion von Altgewässern für die Fischfauna eine besondere Bedeutung zu.

Untersuchungen an der Donau hatten zum Ziel, die funktionelle Bedeutung der Augewässer für die Fischfauna zu erfassen (SCHIEMER, 1985). Es konnte gezeigt werden, daß die Adultfische saisonal unterschiedlich stark in den Augewässern vertreten sind. Je nach ihrem saisonalen Auftreten können verschiedene Artengruppen unterschieden werden:

- Arten, deren Bestandsdichte sich jahreszeitlich nur wenig ändert (z. B. Rotaugen),
- rheophile Arten, die charakteristischerweise nur in der Fortpflanzungsperiode in Altarmen fehlen (z. B. Zope),
- Arten, die in größeren Bestandsdichten nur in den Kaltwassermonaten anzutreffen sind (z. B. Zobel) und
- Arten, die zwar das ganze Jahr über in den Altarmen vertreten sind, deren Fanghäufigkeiten jedoch im Frühjahr und Herbst deutlich zunimmt (z. B. Brachse).

Andere Fischarten, wie z. B. der Schied, sind in der Reproduktionsphase besonders stark in den Altarmen vertreten (SPINDLER, 1993). Augewässer erfüllen daher im wesentlichen folgende Funktionen:

1. Nahrungsproduktion, vor allem für die zooplanktivoren Arten, z. B. Zope,
2. Winter- und Hochwassereinstand,
3. Laichgebiet für sämtliche Gruppen der phytophilien und phytolithophilen Arten,
4. Aufwuchszonen für Jungfische.

Früher wurde angenommen, daß offene Nebenarme auch für rheophile Arten wichtige Brutzonen bilden. Umfangreiche Jungfischerhebungen haben jedoch gezeigt, daß diese Annahme falsch ist, denn Brutfische rheophiler Arten sind an die Uferzonen des Flusses selbst gebunden (SPINDLER, 1988). Die Brutfischzusammensetzung in verschiedenen Habitattypen weist allerdings markante Unterschiede auf: In abgetrennten Nebenarmen nahe der Donau dominieren – wie bei den Adultfischen – die Brutfische limnophiler Arten. In den offenen Nebenarmen der Donau wächst die Hauptmasse der eurytopen, strömungsindifferenten Fischarten auf, während die Larven und Jungfische der typisch rheophilen Flußfischarten an den Schotterbänken und Buchten des Flußufers qualitativ und quantitativ dominieren. Künstliche, lineare Blockwurfufer werden im allgemeinen von den Jungfischen gemieden (vgl. Abb. 7).

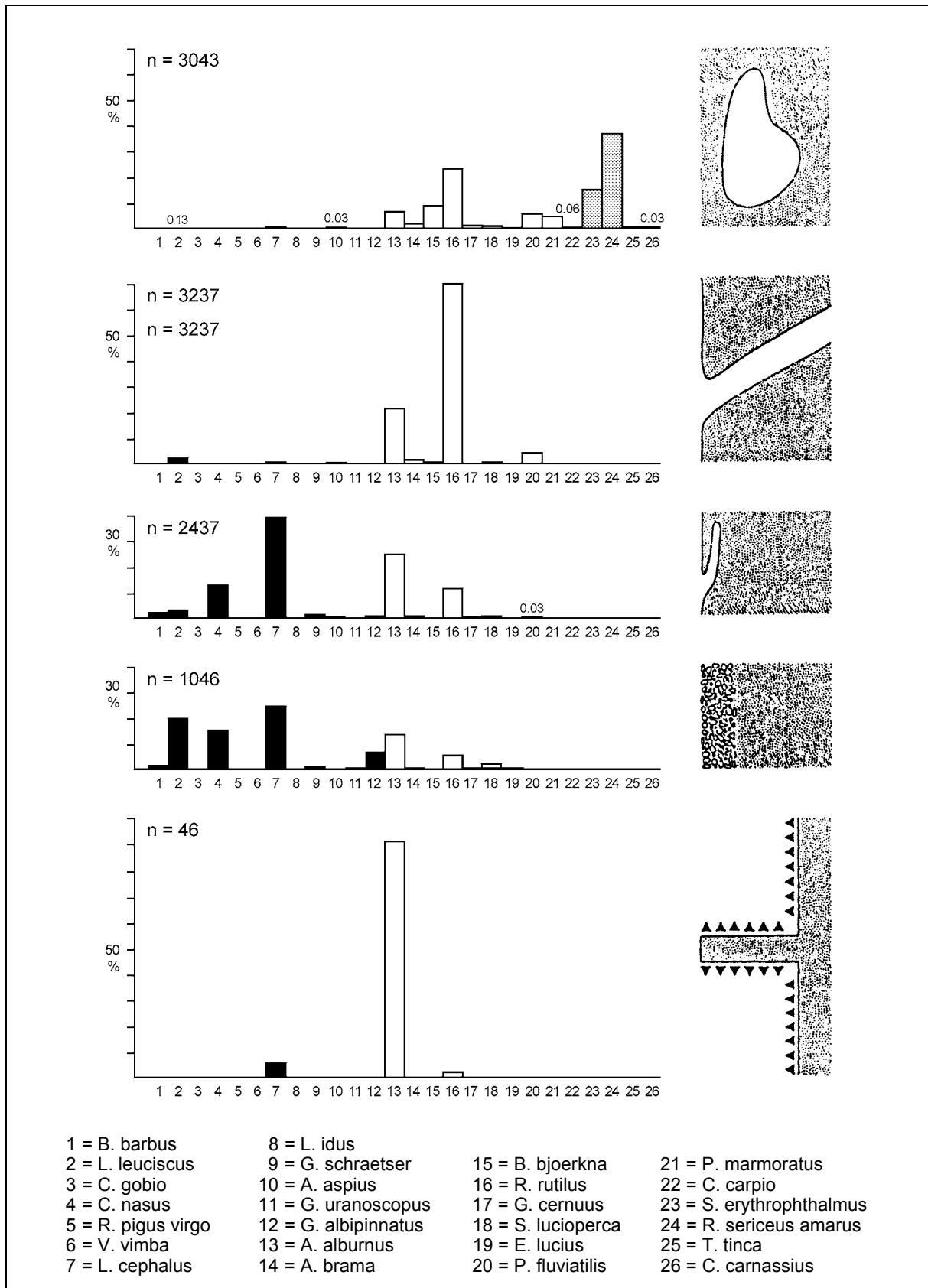


Abb. 7: Artzusammensetzung der Brutfischpopulationen an 5 Habitattypen (geschlossene Altarme, offene Altarme, Seitenbuchten der Donau, Schotterbänke im Fließbereich, Blockwurfufer im Fließbereich; schwarz = rheophile Arten, weiß = strömungsindifferente Arten) nach SCHIEMER (1986).

Schotterbänke und strömungsgeschützte Buchten sind für das Aufkommen der Fischbrut von essentieller Bedeutung. Während der ersten Wochen nach dem Schlüpfen zeigen alle Arten, sowohl rheophile als auch indifferente, eine starke Bindung an geschützte Habitate in Form kleiner litoraler Buchten, an denen die Strömungsgeschwindigkeiten bei allen Wasserständen generell sehr niedrig sind. Mit zunehmender Körpergröße der Brut wandern die rheophilen Arten hinaus auf flache Schotterbänke mit geringem Böschungswinkel und breitem Substrat- und Strömungsgradienten, während die strömungsindifferenten Fischarten weiterhin in ihren strömungsgeschützten Uferbereichen verbleiben. Im Spätsommer ist somit eine deutliche Trennung der beiden ökologischen Gruppen vollzogen. In der Abbildung 8 ist diese Verschiebung der Habitatansprüche der Fischbrut im Verlauf der ersten Lebensmonate schematisch dargestellt.

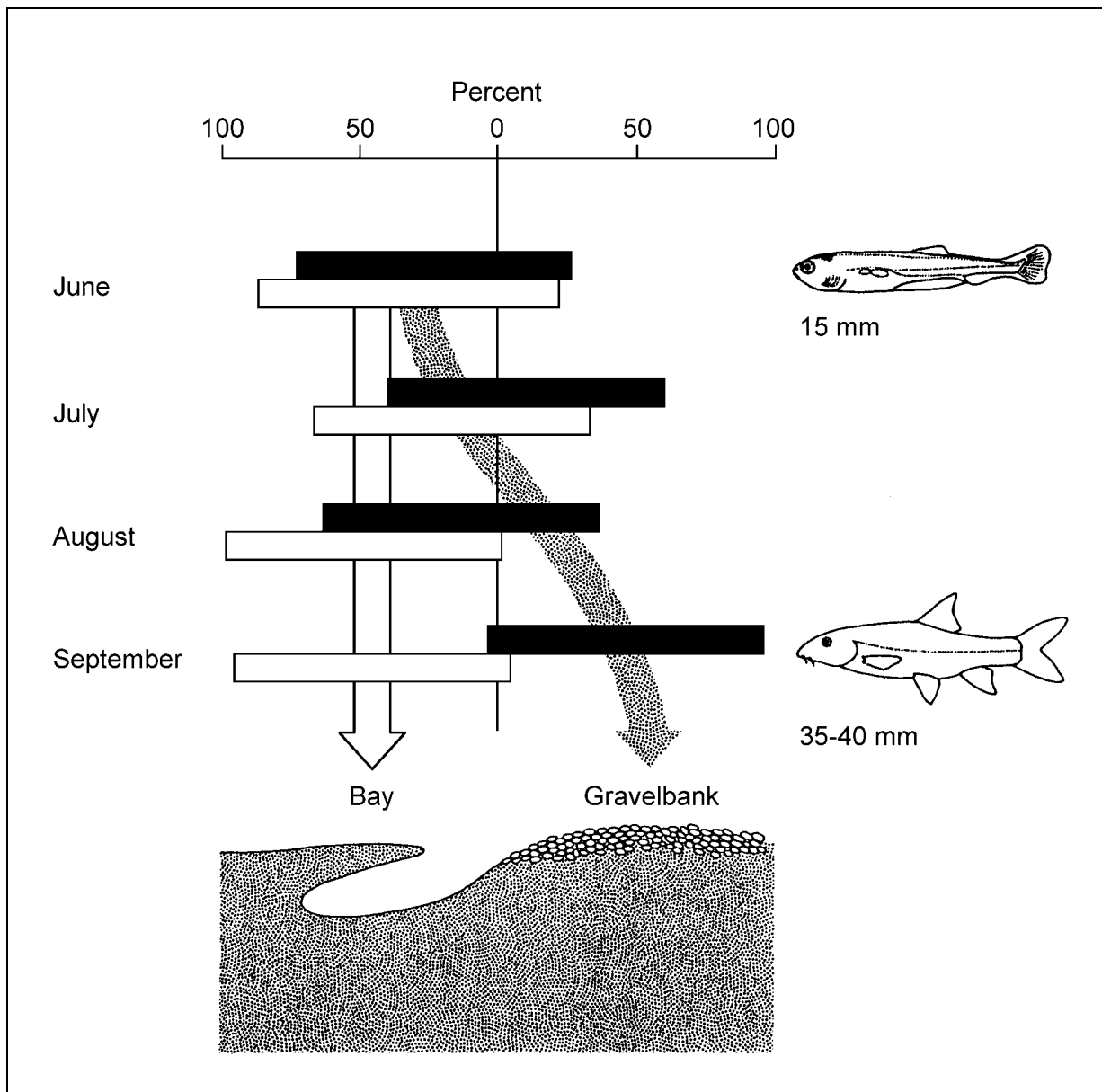


Abb. 8: Schematische Darstellung der Veränderungen der Lebensraumsprüche der Flussfische im Lauf der ersten Lebensmonate nach SCHIEMER & SPINDLER (1989). Dargestellt ist der Prozentsatz der rheophilen (schwarz) und eurytopen (weiß) Jungfische, welche in geschützten Uferbuchten bzw. im Fließbereich an den Schotterbänken von Juni bis September leben. Bay = Bucht, gravelbank = Schotterbank.

Derartige entwicklungsbedingte Verschiebungen der Lebensraumsprüche spiegeln sich in den Veränderungen der Nahrungszusammensetzung wider (vgl. Abb. 9). Deutlich ist die Spezialisierung der Nasenjungfische mit zunehmender Körperlänge auf Detritusnahrung zu erkennen. Diese Entwicklung ist im Zusammenhang mit den morphologischen Veränderungen zu sehen. Das Maul der Larven ist endständig und wandert erst im Laufe der Entwicklung auf die Kopfunterseite. Die Barben hingegen schlüpfen bereits mit unterständigem Maul, dadurch ist der von Anfang an hohe Spezialisierungsgrad auf Zoobenthos zu erklären. Die Lauben spezialisieren sich in Richtung Zooplankton und Anflugnahrung. Auch hier verändert sich die Maulstellung während der Individualentwicklung. Es wandert von der Kopfspitze nach oben, sodaß terrestrischer Anflug leichter aufgenommen werden kann. Die Rotaugen entwickeln sich zu Nahrungsgeneralisten, die sämtliche Nahrungsressourcen gut nützen können (SPINDLER, 1988).

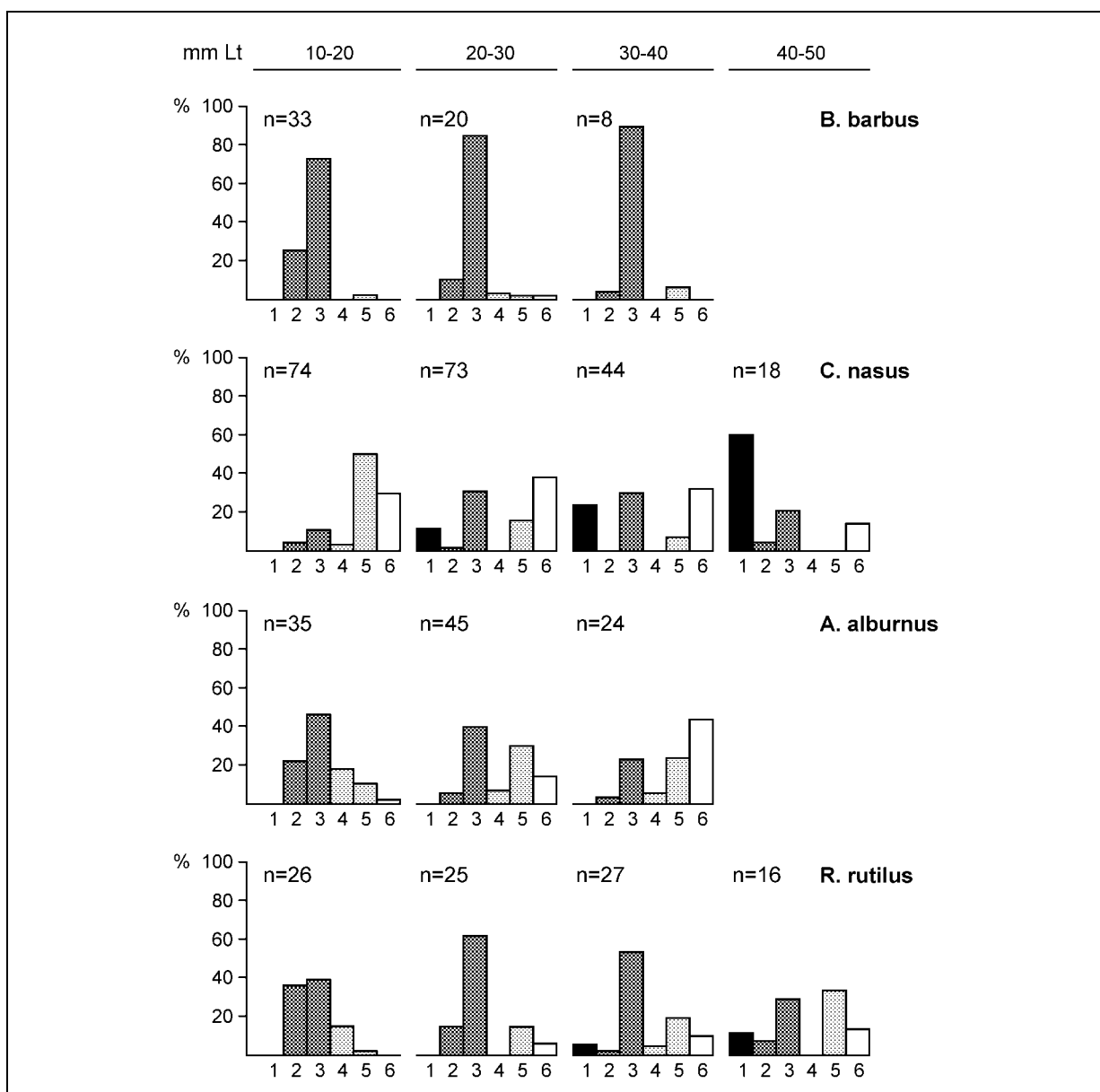


Abb. 9: Veränderung der Nahrungszusammensetzung der häufigsten Fischarten der Donau im Verlauf der ontogenetischen Entwicklung der Fischbrut nach SCHIEMER & SPINDLER (1989).

1 = Detritus, 2 = Meiobenthos, 3 = Makrobenthos,
4 = kleine Zooplankter, 5 = große Zooplankter, 6 = Anflug.

Diese Ergebnisse zeigen die hohe Bedeutung der Uferstruktur und des Vernetzungsgrades von Fluß und Nebenarmen für die Fischfauna, sie verdeutlichen aber auch die Komplexität der ökologischen Faktoren eines großen Flußsystems wie der österreichischen Donau. Die räumlichen Beziehungen konnten bisher allerdings nur qualitativ erfaßt werden und sind im nachfolgenden Schema (vgl. Abb. 10) dargestellt:

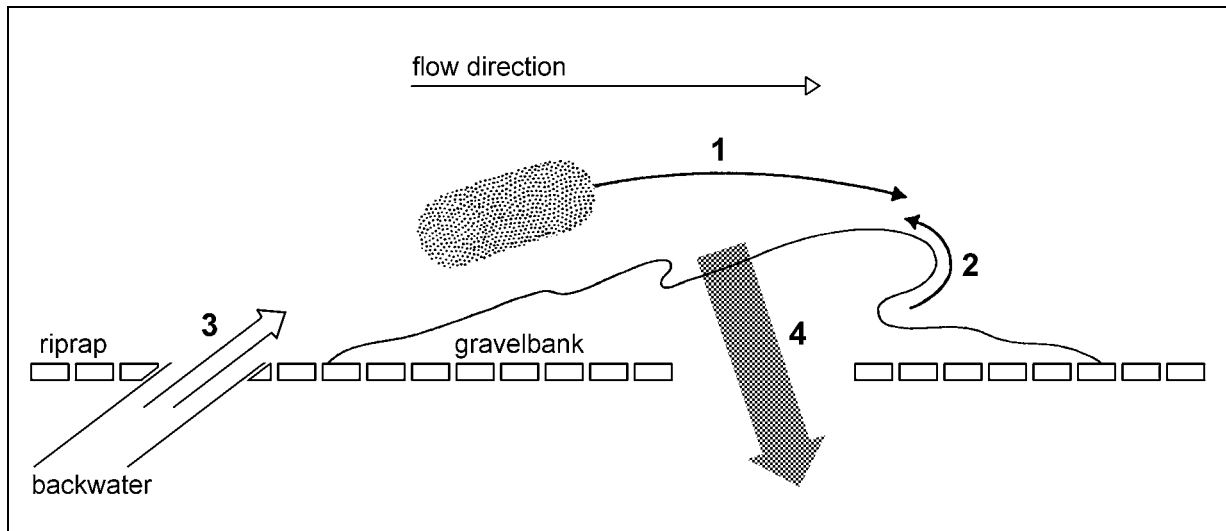


Abb. 10: Schematische Darstellung der Qualitätskriterien von Flußuferbereichen bezüglich ihrer Funktion als Aufwuchshabitate für Jungfische nach SCHIEMER et al. (1991b).

1 = räumliche Beziehung der Lage der Laichplätze zu strömungsgeschützten Buchten während der Driftphase der Larven,

2 = Auswanderungsmöglichkeiten der Jungfische von den Buchten auf geeignete Schotterbänke mit entsprechenden Wasserströmungen,

3 = ausreichende Nahrungsversorgung durch Ausdrift aus Altarmen,

4 = Rückzugsmöglichkeiten ins Hinterland bei Hochwasserereignissen.

Flow direktion = Fließrichtung,

riprap = Blockwurf,

gravelbank = Schotterbank,

backwater = Altarm.

Die Überlebenschancen der frisch geschlüpften, aus den Laichplätzen ausdriftenden Larven hängen ganz wesentlich von der räumlichen Lage strömungsgeschützter littoraler Buchten als Larvalhabitate ab (Pfeil 1). Mit zunehmender Körpergröße und Strömungsresistenz erweitern dann die Jungfische ihren Aktionsradius, je nach artspezifischen Präferenzen, auf exponierte Schotterbänke (Pfeil 2). Wesentlich für das Nahrungsangebot in den Jungfischhabitaten ist aber auch die Nachbarschaft von Altarmen mit offener Verbindung zum Hauptstrom, aus denen bei sinkenden Wasserständen, wie dies in den Sommer- und Herbstmonaten generell der Fall ist, bedeutende Mengen an Jungfischnahrung (Plankton) einströmen (Pfeil 3). Im Falle von Hochwässern ist es für das Überleben der Jungfische unerlässlich, daß diese ufernahen Schotterbänke in sanfter Neigung über die Mittelwasserlinie hinausragen, womit das überschwemmte Hinterland als Refugium leicht zugänglich wird (Pfeil 4).

Besondere Auswirkungen auf den Fischbestand haben, neben strukturellen Bedingungen, vor allem auch die ständig wechselnden hydrologischen Verhältnisse. Eine populationsdynamische Studie in den Donauauen zeigt, daß ein enger Zusammenhang zwischen den Hochwasserereignissen und den Mortalitätsraten der Fischarten besteht (SPINDLER, 1993b, 1995a). Dies trifft insbesondere für kurzfristige Sommerhochwässer, wie etwa jene vom August 1985 oder 1991, zu, bei denen ein großer Teil der Larven und Jungfische, nicht zuletzt aufgrund mangelhafter Erreichbarkeit der Refugialräume, zugrunde ging. Die Winterhochwässer sind dagegen vor allem für früh laichende Fischarten, wie Nase oder Rotaugen, als bestandsmindernd anzusehen. Andererseits korrelieren außergewöhnlich hohe Überlebensraten mit Wasserführungen, die sich von jenen des langjährigen Durchschnitts insofern unterscheiden, als im Früh-

jahr und Frühsommer wesentlich höhere Wasserstände, im Spätsommer/Herbst deutlich niedrigere Wasserführungen der Donau und keine Hochwässer (wie z. B. im Jahre 1983) zu verzeichnen sind. In diesem Fall wird nämlich die Ufervegetation großflächig und langfristig überschwemmt, sodaß optimale Laich- und Aufwuchsbedingungen gegeben sind. Die Niederwasserführung im Sommer und Herbst bedingt anschließend optimale Temperaturen und durch das Trockenfallen von Schotterbänken eine wesentliche Erhöhung der Mikrohabitatdiversitäten und die notwendigen breiten Strömungsgradienten. Die positive Korrelation von Frühjahrsüberflutungen und der Populationsdichte von Fischen wurde ebenso von HOLCIK & BASTL (1976) oder WELCOMME (1979) herausgestrichen.

Die oft katastrophenartigen, rasch eintretenden Hochwässer unserer Flüsse haben aber durch die gestalterische Kraft auch positive Auswirkungen auf die Fischfauna, die sich in der Diversifizierung und der Erhöhung des Struktureichtums des Lebensraumes niederschlagen – vorausgesetzt der Fluß hat noch entsprechende Freiräume.

Wie komplex die Reproduktionsbiologie der rheophilen Flußfischarten mit ihren Anforderungen an Morphologie und Hydrologie des Lebensraumes ist, konnte am Beispiel der Nase von Wissenschaftlern der Universität Wien dokumentiert werden. KECKEIS et al. (1996a, b) konnten erstmals nachweisen, daß die Nasen in der Donau in mehreren Subpopulationen auftreten, von denen jede eigene Laichplätze, die zum Teil im Hauptfluß der Donau, zum Teil in Zuflüssen gelegen sind, aufsuchen. Dabei kommen dieselben Individuen jedes Jahr zum selben Laichplatz. Die Nasen, welche in der Donau selbst ablaichen bevorzugen homogene, steilere Schotterbänke in tieferen Bereichen, während in den Zuflüssen seichte Stellen als Laichplätze dienen. In beiden Fällen sind die Substrat- und Strömungsverhältnisse jedoch ident.

Für eine erfolgreiche Entwicklung der Eier ist in weiterer Folge eine gute Sauerstoffversorgung des Interstitials unabdingbar, da es sonst zum Absterben der Eier, zu vorzeitigem Schlüpfen der Larven bzw. Körperdeformationen und hoher Mortalität kommt. Die Sauerstoffversorgung korreliert mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten, weshalb bereits geringe Durchflußänderungen während der Embryonalphase zu hohen Reproduktionsverlusten führen können.

Die Larven und Jungfische wiederum benötigen stark strukturierte Flußbereiche und Schotterbänke mit geringen Strömungen (s. o.), die oft mehrere Kilometer von den Laichplätzen entfernt sind. Wie aus den Untersuchungen von KECKEIS et al. (1996b) an der Donau im Bereich von Wien hervorgeht, wurde das Kraftwerk Freudenua nunmehr genau zwischen die günstigsten Laich- und Aufwuchsbereiche der Nasen plaziert.

3.2.2 Seen

Im Gegensatz zu den Fließgewässern, deren Lebensgemeinschaften sich bereits seit dem Tertiär – also seit mehreren Millionen Jahren – verfolgen lassen, sind die Seen und ihre Lebensgemeinschaften vergleichsweise jung. Sie entstanden meist durch den Rückgang der Gletscher nach den Eiszeiten und sind daher im Sinne der geologischen Zeitrechnung nur wenige tausend Jahre alt. Außerdem weisen Flüsse, gleichwohl sie in ihrem Erscheinungsbild sehr heterogen wirken, untereinander einheitliche Flußregionen auf; Seen hingegen sind in ihren Erscheinungsformen und Umweltbedingungen sehr unterschiedlich. Diese seenspezifischen Besonderheiten bilden die Ursache dafür, daß von den weltweit bekannten ca. 160 Fischfamilien des Süßwassers nur 5 Familien mit rund 35 Fischarten ausschließliche Seenformen sind (HOLCIK, 1989). Keine dieser Familien kommt in Europa natürlich vor. Diese sogenannten lacustrinen Formen sind ausschließlich auf geologisch alte Seen beschränkt (z. B. Baikalsee). Die Fischfauna der mitteleuropäischen – also auch der österreichischen Seen – stammt ursprünglich aus Einwanderern der angrenzenden Flußsysteme. Ganz selten haben sich aus diesen Einwanderern eigene Seenformen evolutiv abgespalten. Eine derartige Artendifferenzierung dürfte gegenwärtig innerhalb der Familie der Coregonen (Renken) vor sich gehen, was zu erheblichen taxonomischen Schwierigkeiten innerhalb dieser Familie führt.

Die meisten Fischarten können den großen Freiwasserkörper (Pelagial) eines Sees offensichtlich nicht dauerhaft nutzen. Bis heute ist es nur ursprünglich marinen Wanderarten gelungen, sich an diesen Lebensraum erfolgreich anzupassen. In vielen Seen ist das Pelagial tatsächlich nur äußerst gering besiedelt. Der Großteil der Fische ist an den Uferzonen des Litorals zu finden oder hält sich vorwiegend im Mündungsbereich von Zuflüssen auf. Es ist daher nicht verwunderlich, daß nicht zuletzt durch das beschränkte Habitatangebot die Fischgemeinschaften der Seen wesentlich artenärmer sind als jene von Flüssen.

Die bereits angesprochenen Eigenarten jedes einzelnen Sees führten zu großen Schwierigkeiten bei der Klassifizierung von Seentypen. HUTCHINSON (1957) unterscheidet beispielsweise 57 verschiedene Seenarten, während andere Autoren den entgegengesetzten Weg gehen. So unterscheidet zum Beispiel HARTMANN (1898) für die Kärntner Seen je nach Höhenlage (Grenzwert 900 m) nur 2 Arten, nämlich die Seen der Forellenregion und Seen der Barbenregion, die er allerdings in Ermangelung eines Leitfisches in "Wallerregion" umbenennt. Heute wird neben anderen Kriterien (Temperaturschichtung, Sauerstoffzonierung, Zirkulationseigenschaften, Entstehungsgeschichte, geographische Lage etc.) meist der Trophiestatus zur Charakterisierung eines Sees herangezogen, wobei unterschiedliche Abstufungen zwischen oligotrophen (nährstoffarmen Renken- und Saiblingseen) und eutrophen (nährstoffreichen Zander-) Seen Anwendung finden. Die Fischereibiologie unterscheidet daher folgende Seentypen:

a. Forellenseen:

Das sind sehr kalte, seichte Seen mit Geröll und Kiesgrund; in allen Tiefen Sauerstoffsättigung; geringer Fischertrag; Leitfisch ist die Bachforelle, Nebenfische sind zumeist Elritze, Koppe und Schmerle.

b. Renken-(Felchen-/Maränen-)seen:

Dieser Typus ist durch geringe Wassertemperaturen und große Wassertiefen mit sandigem Grund geprägt; in allen Tiefen hoher Sauerstoffgehalt; eher geringer Fischertrag; Leitfischarten sind die großen Renken und Seesaiblinge; daneben kommen Seeforelle, Barsch, Aalrutte und einige Cyprinidenarten vor.

c. Brachsenseen:

Dieser auch Blei- oder Brassensee genannte Typus weist mittlere Wassertiefen auf; in der Tiefe sind z. T. Faulschlammablagerungen; es herrscht Sauerstoffmangel in den unteren Wasserschichten; temperiertes Wasser mit guten Fischerträgen; Leitfischart ist die Brachse, daneben dominieren Rotaugen, Rotfeder, Güster, Schleie, Hecht, Wels und Aal.

d. Hecht-Schleienseen:

Darunter sind eher seichte Seen mit reichlichem Uferbewuchs und schlammigem Grund zusammengefaßt; es herrscht überall gute Sauerstoffversorgung; warmes Wasser; außerordentlich hohe Fischerträge; Leitfischarten sind Hecht und Schleie, daneben kommen hauptsächlich Rotfeder, Rotaugen, Laube, Brachse, aber auch Bitterling, Karausche, Giebel, Schlammpeitzger, Moderlieschen und Aal vor.

e. Zanderseen:

Dieser Seentyp ist durch die hohe Algentrübung bei mittlerer Wassertiefe mit Schlammgrund geprägt; zeitweise sind Sauerstoffübersättigungen möglich; warmes Wasser und hoher Fischereiertrag; Leitfischarten sind Zander und Laube; daneben dominieren Rotaugen, Flußbarsch, Kaulbarsch, Karpfen und andere *Cypriniden*.

Diese Skalierung entspricht auch dem natürlichen Alterungsprozeß, dem Seen unterworfen sind. Oligotrophe Seen sind jung, bzw. repräsentieren ein frühes Entwicklungsstadium. Seen durchlaufen eine ökologische Sukzession zum eutrophen Typ. Während diese Eutrophierung durch eine Erhöhung des organischen Materials aus autochthonen, also see-eigenen Prozessen hervorgerufen wird, kann eine Seenveränderung auch durch den Eintrag allochthoner Nährstoffe erfolgen. Am häufigsten sind die Einschwemmungen von humiden Substanzen, die hauptsächlich aus terrestrischer Vegetation stammen. Derartige Seen werden dystroph

genannt und entwickeln sich in Richtung Torfmoor. Dystrophe Seen bieten zumeist aber wegen ihres niedrigen pH-Wertes keinen geeigneten Lebensraum für Fische mehr. In solchen Gewässern finden sich oft nur mehr Reliktpopulationen von Flußbarsch und Karausche. Eutrophe Seen entwickeln sich hingegen weiter zu Weihern, Sümpfen und Marschlandschaften. Letztendlich führen beide Entwicklungstypen zum vollständigen Verschwinden des Sees. Die Entwicklung eines Sees ist ein Jahrtausende andauernder Prozeß, der aber durch menschliche Einwirkungen auf wenige Jahre verkürzt werden kann.

Für die Fischvergesellschaftung in einem See bedeutet Eutrophierung eine empfindliche Veränderung der Umweltfaktoren, die sich in einer Verschiebung des Faunenspektrums und der Artenassoziationen zeigt. Eine schematische Darstellung der Abfolge der Faunenverschiebung mit zunehmender Eutrophierung zeigt Abb. 11 nach COLBY et al. (1972).

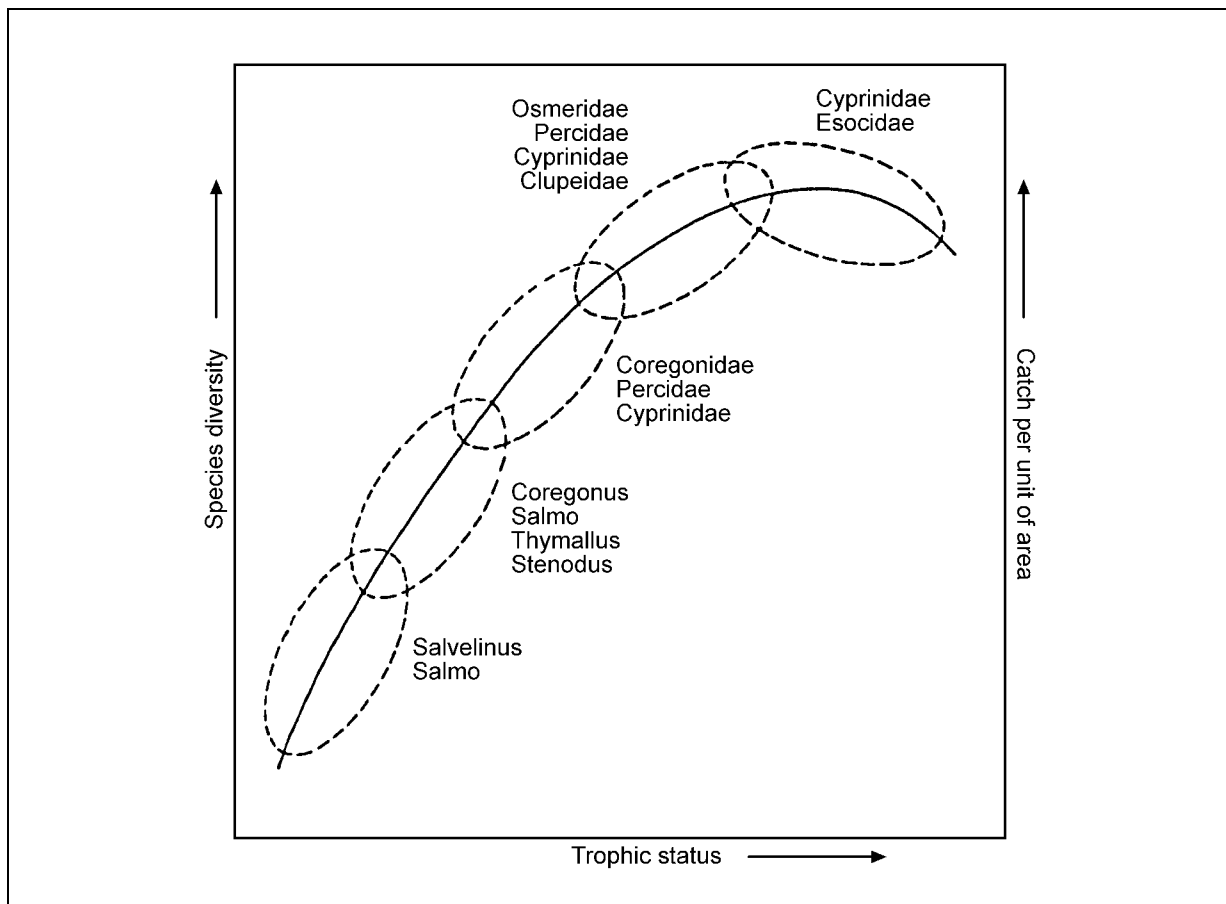


Abb. 11: Veränderung der Faunenzusammensetzung, Artendiversität und Dichte in Seen mit zunehmender Eutrophierung nach COLBY et al. (1972)
 Species diversity = Artenvielfalt,
 trophic status = Trophiegrad,
 catch per unit of area = relativer Fangerfolg.

Oligotrophe Seen beherbergen nur wenige Fischarten, die zu Beginn von Salmoniden dominiert werden. In Österreich sind das üblicherweise Seesaiblinge sowie Bach- und Seeforellen. Erhöhte Nährstofffrachten und nachfolgende Veränderungen der abiotischen und biotischen Verhältnisse führen zu einer allmählichen Verdrängung der Salmoniden durch andere Fischarten, wobei die Coregonen dominant werden. Nach weiterer Nährstofferhöhung bilden sich günstige Bedingungen für Perciden aus, die charakteristisch für mesotrophe Seen sind. Im besonderen profitieren Flußbarsch, Zander und Kaulbarsch von dieser Entwicklung, während die Coregonen immer seltener werden. Nachdem das eutrophe Stadium erreicht ist, hat sich

die Fischfaunenstruktur komplett gegenüber dem Ausgangszustand geändert: Salmoniden und Coregonen sind verschwunden, Perciden werden nun von den Cypriniden dominiert.

Die Ursachen dieser vielfältigen Verschiebungen sind nach HOLCIK (1989) in erster Linie in den veränderten Lebensraumbedingungen zu suchen, die einen Mangel an geeigneten Laich- und Jungfischaufwuchshabitaten der jeweils rückgängigen Fischarten bedingen. Dies lässt sich anhand der spezifischen Reproduktionsstrategien (vgl. Kap. 3.1.) deutlich demonstrieren. Die anfängliche oligotrophe Phase ist durch die Dominanz der ökologischen Gruppe A.2.3 ("brood hiding lithophils") gekennzeichnet. Später folgen die Gruppen A.1.2 und A.1.3 ("open substratum lithophils and lithopelagophils"), welche wiederum von den Gruppen A.1.1, A.1.4 und A.1.5 ("pelagophils, open substratum phytolithophils und phytophils") abgelöst werden.

Tatsächlich wurden derartige Veränderungen auch in den österreichischen Seen im Verlauf der Eutrophierung beobachtet und anhand der Fänge von Berufsfischern etwa aus dem Mondsee gut belegt (NAUWERCK, 1989). Die Coregonen- und die Cyprinidenfänge haben im Zuge der Eutrophierung stark zugenommen. Gleichzeitig ist der Bestand an Seesaiblingen trotz intensivster Besatzmaßnahmen stark zurückgegangen, wofür aber auch andere Faktoren, wie die Zerstörung von Laichplätzen, als Verursacher genannt werden (vgl. Abb. 13).

Entgegen dieser klassischen Vorstellung der sukzessiven Veränderungen des Fischbestandes im Zuge der Eutrophierung eines Sees sind aber auch sprunghafte Veränderungen von einer Gleichgewichtsstufe zur nächsten denkbar (vgl. Abb. 12). Geringfügige Veränderungen essentieller Parameter (z. B. des Sauerstoffs am Seeboden) können danach große Veränderungen, wie z. B. das Aussterben einer Fischart, im Ökosystem auslösen (HARTMANN, 1990). Auch die Sichttiefe ist ein bedeutender Faktor. Verringert sich die Sichttiefe in einem See, verschwinden schließlich die höheren Wasserpflanzen, die z. B. den Jungbarschen Schutz vor Räubern und dem Hecht Sichtschutz bieten. Barsch und Hecht finden nun ungünstigere Lebensbedingungen vor, wohingegen andere Fischarten wie z. B. Zander und Brachsen von den geänderten Bedingungen profitieren und zahlenmäßig dominieren.

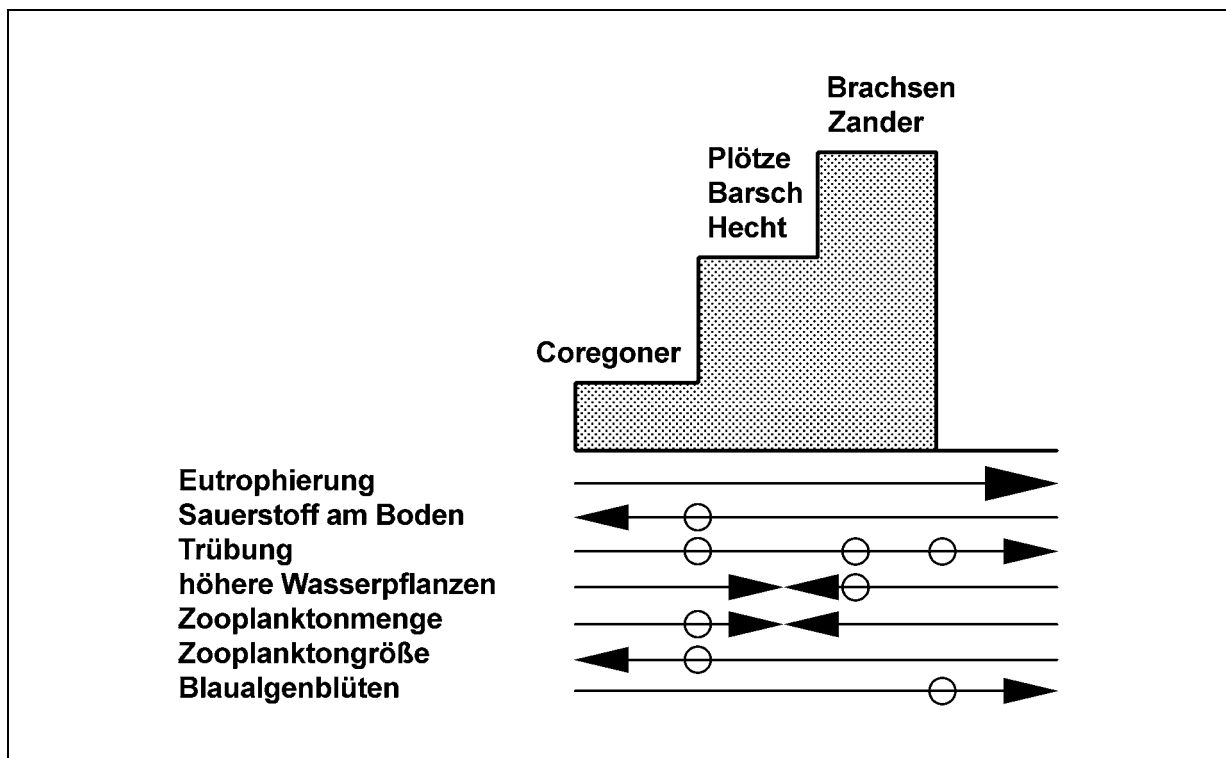


Abb. 12: Sprunghafte Veränderungen der Seenfauna nach Überschreitungen kritischer Gewässerparameter im Zuge der Eutrophierung nach HARTMANN (1990).

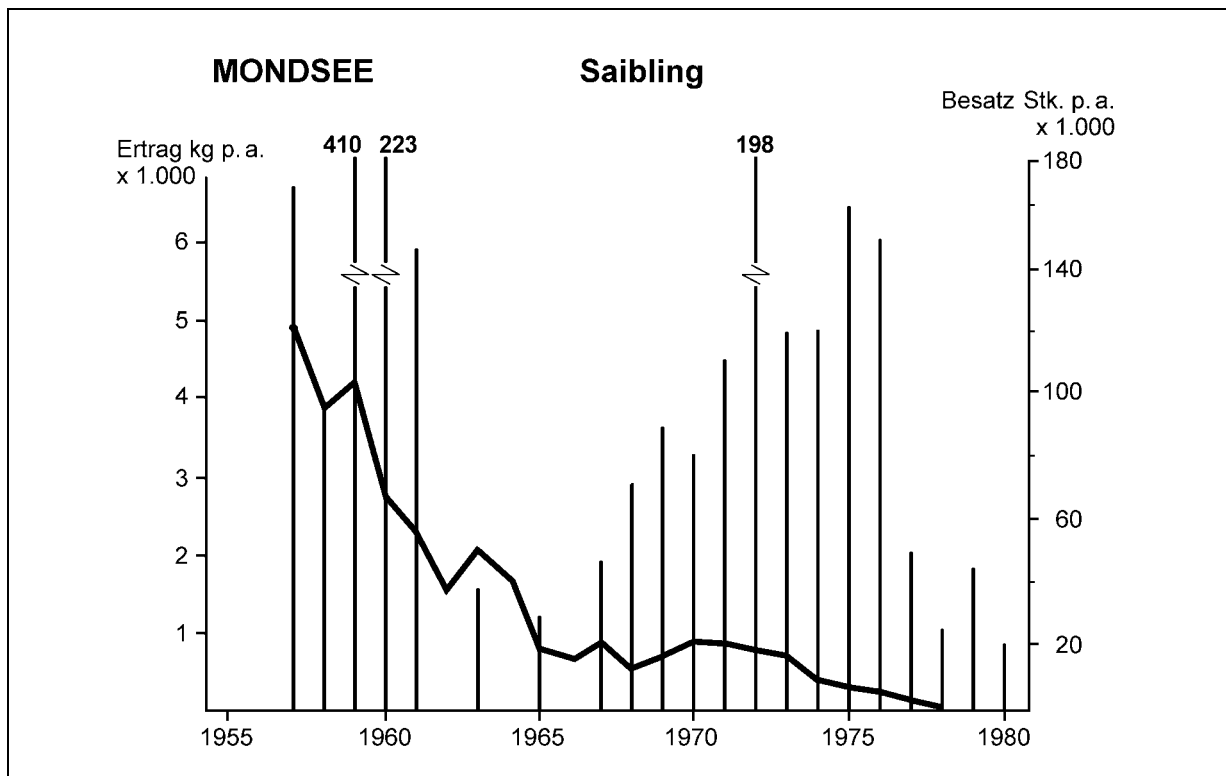


Abb. 13: Abnahme der Seesaiblingerträge der Berufsfischerei im Mondsee während der Eutrophierung nach NAUWERCK (1989). Angegeben ist neben dem Fangertrag auch der jährliche Besatz an Saiblingen.

Nun wirkt sich der Eutrophierungsgrad eines Sees nicht nur auf die Fischartengemeinschaft aus sondern auch umgekehrt haben die Fische einen wesentlichen Einfluß auf den Trophiegrad des Sees. Dies macht man sich bei der "Biomaniplulation", der gezielten Nahrungskettensteuerung, zunutze. Wenn etwa zuwenig Raubfische vorhanden sind können sich planktonfressende Arten stark vermehren. Dies führt zum übermäßigen Fraßdruck auf das Zooplankton welches schließlich das Algenwachstum nicht mehr unter Kontrolle halten kann. Somit vermehren sich die planktischen Algen übermäßig und obwohl das Wasser gar nicht sonderlich mit Nährstoffen belastet ist kommt es zu Wassertrübungen durch Algen was einer Eutrophierungserscheinung gleichkommt (KEIM, 1996).

Besonders die Brut- und Jungfische spielen, da sie sich ja fast ausschließlich von Zooplankton ernähren und im Sommer oft in enormen Dichten auftreten, im Nahrungsgefüge eine wichtige Rolle. Durch genaue Laboruntersuchungen (WANZENBÖCK 1992, 1995; WANZENBÖCK et al. im Druck a) konnte man feststellen welche Arten bei welcher Jungfischgröße besonders auf das Zooplankton wirken. In diesen Versuchen und auch in großen, schwimmenden Gehegen zeigte sich, daß vor allem Jungbarsche den größten Einfluß auf das Zooplankton und indirekt auf die Algen ausüben (KURMAYER & WANZENBÖCK, im Druck). Gerade Barsche kommen in einem weiten Bereich von Nährstoffverhältnissen in Seen vor, und ihre Larven und Jungfische verbringen ihre frühe Lebensphase, im Gegensatz zu anderen Fischfamilien, im Freiwasser (WANZENBÖCK et al. im Druck, b, c).

3.2.3 Fallbeispiele

Aus fischökologischer Sicht sind populationsdynamische Vorgänge und die trophischen Interaktionen zwischen Fischen und ihren Nährtierpopulationen im Rahmen der Seeneutrophierung/-oligotrophierung bzw. Seenrestauration von höchstem Interesse und Schwerpunkt zahlreicher Forschungsarbeiten in Österreich. Zur Darstellung der Komplexität der Materie werden 3 Fallbeispiele – ein Alpensee, ein Voralpensee und ein Tieflandsee – herausgegriffen:

3.2.3.1 Fallbeispiel Lunzer See

Der Lunzer See weist bis dato einen sehr guten, vor allem noch autochthonen Seesaiblingsbestand auf. Im Rahmen eines Forschungsprojektes sollten daher populationsdynamische Informationen über den Seesaiblingsbestand erarbeitet werden, die in anderen Seen die Wiederherstellung jener Rahmenbedingungen, die die Erhaltung bzw. den Aufbau natürlicher, seeeigener Populationen gewährleisten, ermöglichen.

JUNGWIRTH & KUMMER (1995) bestimmten mittels Fang-Wiederfangmethoden den Laichfischbestand mit etwa 7.000 Laichern (100 Individuen/ha). Von diesen Fischen werden durchschnittlich rund 2.000.000 Eier pro Jahr abgelaicht, von denen etwa 15 % durch Eifraß verloren gehen. Durch die Erfassung der Schlüpfraten, mittels in Vibert-Boxen exponierten Eiern, konnte der Schlüpfertag mit ca. 22 % der befruchteten Eimenge geschätzt werden. Letztendlich erreichen etwa 1,4 % der im Lunzer See geschlüpften Larven das dritte, 0,7 % das vierte Lebensjahr und damit die Laichreife. Die Mortalitätsrate der Laichfische beträgt durchschnittlich 50 %. Diese hohe Mortalitätsrate beinhaltet auch die Laichfischfänge bzw. die Entnahme durch Angler.

Die Laichplätze liegen zum überwiegenden Teil (80 %) im See und zwar an Stellen mit Grundwasseraustritten. Es dürften lediglich die Besatzfische in den Zubringern (Bruthauskanal) laichen.

Wie weit der Gesamtbestand durch Besatzmaßnahmen mit seeigenem Material beeinflusst wird, ist derzeit noch unklar. Die Ergebnisse weisen aber darauf hin, daß die natürliche Reproduktion ausreichen müßte, um den Bestand an Seesaiblings im Lunzer See aufrecht zu erhalten.

3.2.3.2 Fallbeispiel Mondsee

NAUWERCK (1992a) konnte für den Mondsee zeigen, daß die Nahrungsbeziehungen für die tiefenmäßigen Einschichtungen ausschlaggebend und für jahreszeitliche wie auch tagesrhythmische Wanderungen der planktivoren Fische ein bestimmender Faktor sind.

Die beiden Hauptfischarten Seelaube und Reinanke ernähren sich überwiegend bzw. zeitweise ausschließlich von planktischer Nahrung, im wesentlichen von größeren Planktonkrebsen. Die Seelauben bewohnen das Epilimnion (Oberflächenwasser) und führen keine erkennbaren Tageswanderungen durch. Die Reinanken bewohnen dagegen das kühlere Hypolimnion (Tiefenwasser) und halten sich während der kalten Jahreszeit überhaupt in Bodennähe auf. Lediglich während der Durchmischung des Tiefen- und Oberflächenwassers, der sogenannten Zirkulation des Sees, kommen beide Arten in allen Seetiefen vor. Die Reinanken zeigen aber zu allen Jahreszeiten nächtliche Aufwärtswanderungen. Die Planktoncrustaceen zeigen ebenfalls im Jahres- und Tagesverlauf spezifisch wechselnde Tiefenverteilungen, denen die Fische folgen.

Wenn die Planktondichte 10 große Zooplankter pro Liter überschreitet, gehen auch Rußnasen, Rotaugen und andere Fischarten zum Planktonfang als Hauptnahrungsart über.

Die Nahrung der Fische entspricht somit im Jahresverlauf dem Angebot im See bzw. dem Zooplanktonangebot in der Wohntiefe der Fische.

Eine Nahrungskonkurrenz zwischen den einzelnen Fischarten wird weitgehend ausgeschlossen, da die effektive Bedeutung verschiedener Beuteorganismen artspezifisch klar unterschieden ist. In der Nahrungspräferenz (Anteil der Fische mit bestimmter Beute) sind sich Reinanken und Saiblinge am ähnlichsten, in der effektiven Nahrungsaufnahme (Menge bestimmter Beute in den Mägen) Lauben und Reinanken. Im Hinblick auf Größe der Fische, Tageszeit und Tiefenverteilung der Fänge sind allerdings nur geringe Unterschiede in der Nahrungswahl festzustellen.

Der Fraßdruck der Fische auf das Plankton läßt sich nun in engem Zusammenhang mit den Verlusten der *Daphnien* (Hauptnahrung) bringen. Einer Jahresproduktion von etwa 12,5 t Trockengewicht von *Daphnia hyalina* stehen Ausfänge von mindestens 10 t Reinanken gegenüber. Die Konkurrenz zwischen planktivoren Fischen und planktischen Räubern erscheint demgegenüber unbedeutend, da sich diese vor allem von jenen Planktern ernähren, die von den Fischen nicht genommen werden oder werden können, während umgekehrt, die wichtigsten Nährtiere der Fische von den planktischen Räubern verschont bleiben.

Vergleichende Untersuchungen am Höllerer See (NAUWERCK, 1992b) konnten ebenfalls ein weitgehendes Zusammenfallen von Zooplanktonmaxima bzw. dem Verschwinden dieser Maxima und dem Nachweis der betreffenden Arten in den Fischmägen feststellen. Es kann daher angenommen werden, daß eine starke Kontrolle des Zooplanktons durch Fische stattfindet. Ein klares Indiz dafür ist auch die Reduktion der Zooplanktonpopulationen auf kleine Arten und Individuen im Gegensatz zur Anreicherung größerer Plankter in den Fischmägen.

Diese Erkenntnisse sind vor allem im Hinblick auf biomanipulative Maßnahmen, etwa gezieltes Fischereimanagement zur Sicherung der Wasserqualität, von grundlegender Bedeutung. Denn je größer die Population von zooplanktivoren Fischen in einem Gewässer ist, desto geringer wird die Population der Zooplankter, die die Algenentwicklung zu kontrollieren vermag. Dies kann in weiterer Folge zu starker Trübung, hohen pH-Werten und extremen Sauerstoffkonzentrationen führen. In solchen Fällen wird das Fischereimanagement versuchen, die Raubfischdichten zu erhöhen und die planktivoren Fische zu dezimieren, wodurch hohe Zooplanktondichten, vor allem auch größerer Arten, die einen stärkeren Fraßdruck auf die Algen ausüben, gefördert werden. Dadurch sollte sich eine hohe Klarheit des Wassers bei normalen pH-Werten und Sauerstoffkonzentrationen einstellen.

3.2.3.3 Fallbeispiel Neusiedler See

HERZIG und Mitarbeiter (1993) haben die räumliche und trophische Einnischung der Fische im Neusiedler See im Rahmen fischereibiologischer Untersuchungen analysiert.

Seit Mitte der 70er Jahre ist – als Folge der Eutrophierung – eine starke Zunahme der Individuendichten vor allem planktischer, aber auch benthischer Invertebraten zu verzeichnen. Dies wiederum führte zu einer Zunahme des Fischbestandes. Vor allem der Sichling, der als spezialisierte planktivore Art die Freiwasserzone des Sees bewohnt, konnte sich in den letzten 20 Jahren stark vermehren.

Die höchsten Fischdichten finden sich entlang des Übergangsbereiches vom Schilfgürtel zum Freiwasserkörper. Derartige Übergangsbereiche sind durch ein vielfältiges und reichhaltiges Nahrungsangebot geprägt (vgl. Abb. 14). Die Seeseite wird neben dem Sichling vorwiegend von der planktivoren Laube und den überwiegend benthivoren Arten Güster, Brachse, Karpfen, Giebel und Kaulbarsch besiedelt. Der Schilfgürtel und dessen Kanäle und Lacken werden von Aalen, Rotaugen und Rotfedern bewohnt. Zander und Hecht sind an der Schilfkante, wo auch der Großteil aller Jungfische lebt, häufig anzutreffen. Entsprechend dem Angebot der jeweiligen Habitate sind im Neusiedler See **vier Ernährungsstrategien** der Fische zu unterscheiden (vgl. Tab. 3).

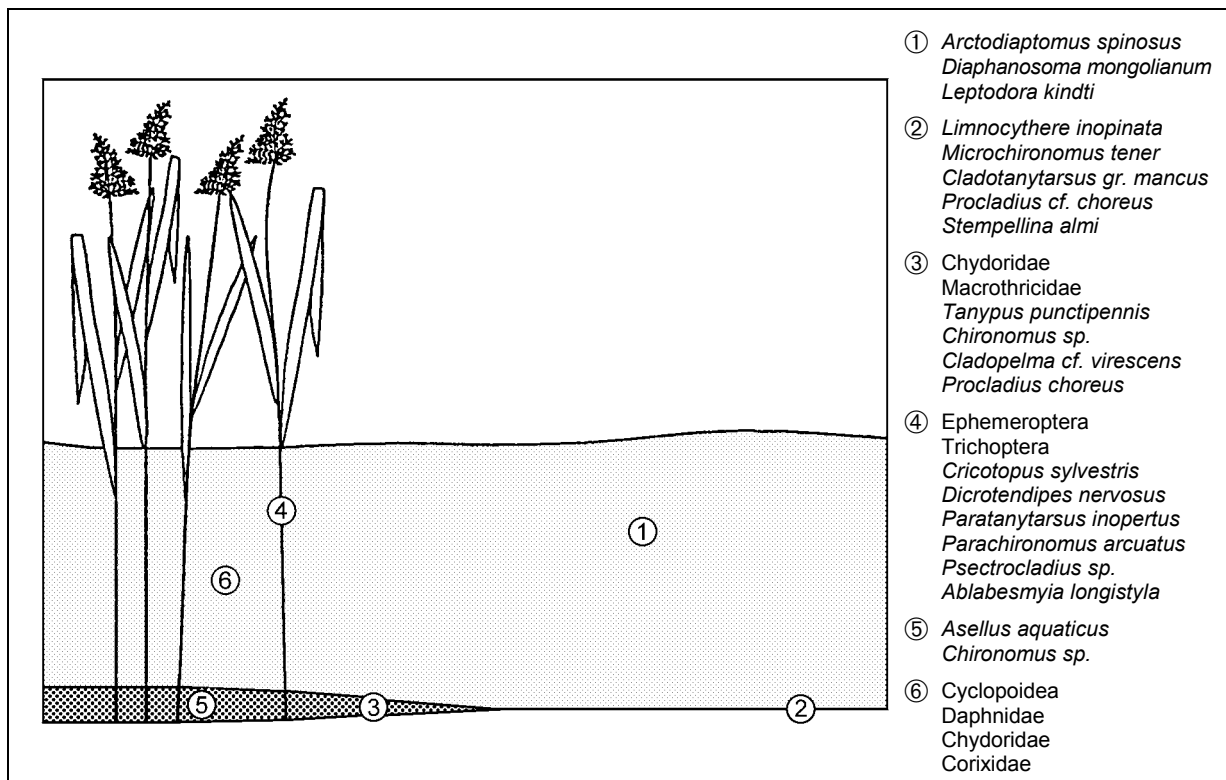


Abb. 14: Schematische Darstellung des Nahrungsangebotes der unterschiedlichen Teilebensräume des Neusiedler Sees nach HERZIG et al. (1993).

- 1 = Freiwasserzone mit Plankton,
2 = offener Seeboden mit Hartsubstrat und Benthosarten,
3 = Schilfrandzone mit Weichschlammsubstrat und Benthosarten,
4 = Schilf und Makrophyten mit Aufwuchs,
5 = Bodenzone im Schilfgürtel mit Benthosarten,
6 = Freiwasserbereiche im Schilfgürtel mit Plankton.

Tab. 3: Ernährungsstrategien der Fische des Neusiedler Sees, dargestellt anhand der verschiedenen Nahrungskomponenten in den Darminhalten der einzelnen Arten nach HERZIG et al. (1993).

Strategie	Nahrungskomponenten	Arten
planktivor	planktische Crustaceen des Freiwassers und Schilfgürtels	Sichling, Laube, Güster
benthivor	bodenbewohnende Invertebraten des Freiwassers und Schilfgürtels Aufwuchsinvertebraten, "Schilfinsekten" Phytobenthos	Brachsen, Güster, Karpfen, Giebel Kaulbarsch, Aal
herbivor	submerse Makrophyten Phytobenthos	Rotauge, Rotfeder Güster
piscivor	Fische	Zander, Hecht, Aal

a) **Planktivore:** Sichling und Laube sind als **echte Zooplanktonspezialisten** zu bezeichnen, deren Hauptnahrung *Diaphanosoma mongolianum*, die auch von Jungfischen und allen anderen Arten fakultativ gerne genommen wird, darstellt. Daneben sind von den Zooplanktern noch *Leptodora kindti*, *Arcodiaptomus spinosus* und Anflugnahrung von Bedeutung. Die Konkurrenzphänomene zwischen den planktivoren Fischarten des Neusiedler Sees spie-

geln sich in deren Anteilen an den Eliminationsraten des Zooplanktons wider (vgl. Abb. 15). Jungfische und der räuberische Zooplankter *Leptodora kindti* können entsprechend ihrer räumlichen Verteilung das Zooplankton im offenen See um 2-13 % und am Schilfrand um 5-33 % reduzieren. *Leptodora* kann bei Dichten zwischen 300 und 500 Ind/m³ bis zu über 40 % der Jugendstadien von *Diaphanosoma* eliminieren. Allerdings treten diese Dichten nur kurzfristig auf und unterliegen zudem selbst dem Räuberdruck planktivorer Fische. Der Sichling eliminiert 1-49 % von *Diaphanosoma*, 1-4 % *Arctodiaptomus* und 1-31 % *Leptodora*. Die Werte für die Lauben betragen 1-24 % *Leptodora*, 0-2 % *Arctodiaptomus* und 1-40 % *Diaphanosoma*.

Im Laufe des Jahres variiert der Anteil der verschiedenen planktivoren Fischarten an der Eliminationsrate des Zooplanktons: Im Frühjahr, nach den ersten Laichschüben von Sichling, Brachsen und Zander, spielen die Jungfische vermutlich die größte Rolle, während gegen Sommer und Herbst die relative Bedeutung von adulten Sichlingen und Lauben steigt.

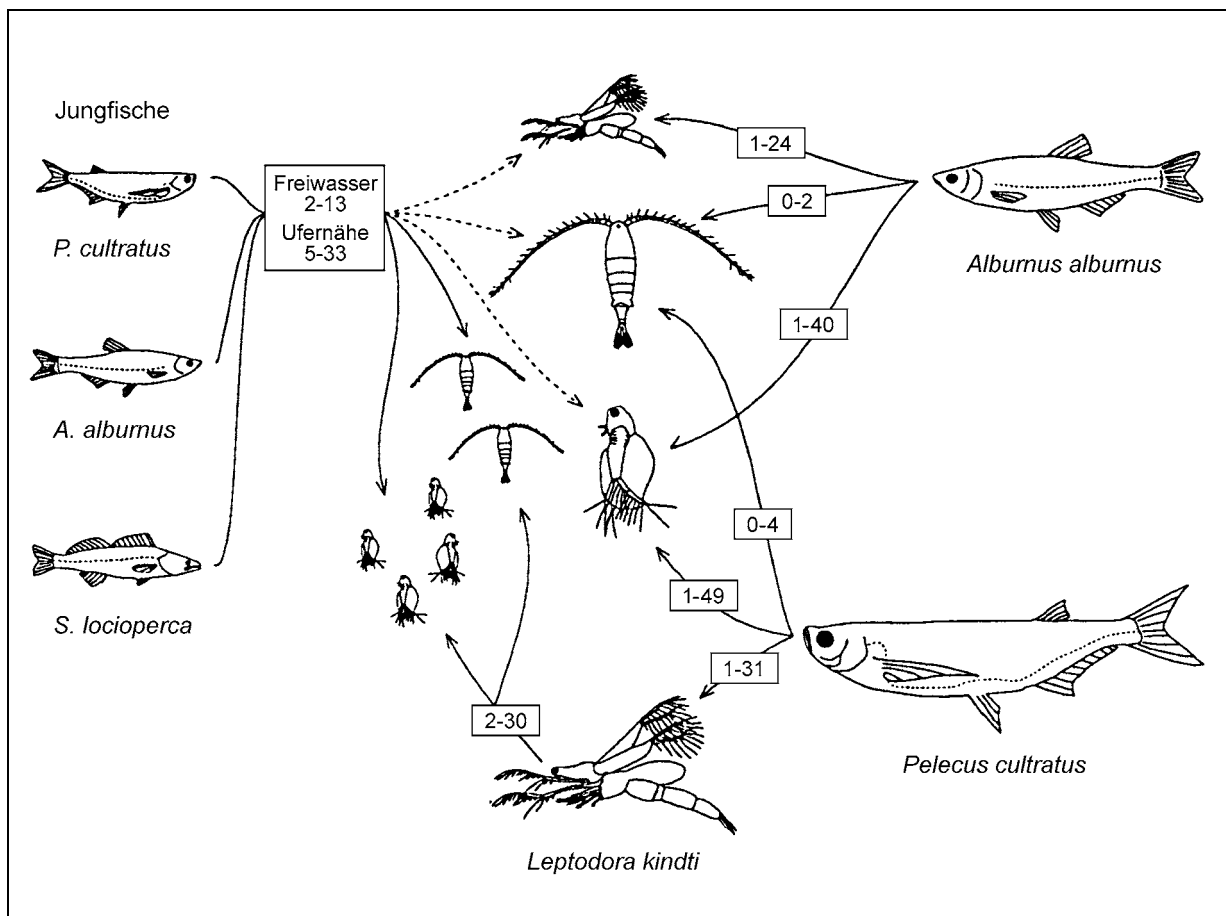


Abb. 15: Durch Fraß verursachte Eliminationsraten der wichtigsten Zooplanktonarten des Neusiedler Sees nach HERZIG et al. (1993). Als Räuber spielen vor allem Jungfische, adulte Lauben und Sichlinge sowie die Planktonart *Leptodora kindti* eine entscheidende Rolle.

b) Benthivore: Benthische Chironomiden bilden die Nahrungsgrundlage von Karpfen, adulten Brachsen und Kaulbarschen. Karpfen und Kaulbarsch zeigen im Gegensatz zu den Brachsen eine starke Größenselektivität bei der Nahrungsaufnahme. Beide Arten bevorzugen die schilfnahen Weichschlammbereiche, während Brachsen auch in sandigen Sedimenten nach Nahrung suchen. Als Nahrungskonkurrent bezüglich großer *Chironomiden* kommt dem Aal im Schilfrandbereich besondere Bedeutung zu. Seine Hauptnahrung im Neusiedler See besteht ansonst aus Wasserasseln, großen Insektenlarven und -imagines sowie Schnecken.

c) Herbivore: Für Rotaugen und Rotfedern stellt pflanzliches Material, vorwiegend **submerse Makrophyten**, die wichtigste Nahrungskomponente dar. Die Aufnahme dieser energetisch minderwertigen, weil schwer aufschließbaren Nahrung (HOFER et al., 1985, HOFER, 1991) deutet auf starken Konkurrenzdruck unter den benthivoren Fischarten hin. Der Rückgang der Makrophytenbestände im Neusiedler See in den 70er u. 80er Jahren wurde aber durch den Besatz des ostasiatischen Graskarpfens (*Ctenopharyngodon idella*) verschuldet. Die Folge war eine empfindliche Lebensraumeinengung für die ursprüngliche heimische Fauna, vor allem der Kleinfische. Diese sind heute weitgehend auf die Grabensysteme im ungarischen Hansag zurückgedrängt (WANZENBÖCK & KERESZTESSI, 1991). Güster und Giebel weisen dagegen oft hohe Anteile von **Sediment und Phytobenthos** im Darm auf. Beide Arten suchen vor allem in geschützten schilfnahen Bereichen nach Nahrung, wo die Biomasse des Phytobenthos am höchsten ist.

d) Piscivore: Raubfische, wie Hecht, Zander und z. T. große Aale.

3.2.4 Neue Forschungsrichtungen

Neuere Untersuchungsmethoden mit Hilfe von Echographie, Ultraschall- und Telemetrieversuchen (Fernüberwachung mittels am Fischkörper montierter oder implantierter Sender) ermöglichen unter anderem Einblicke in das Wanderverhalten der Fische in Seen und Flüssen, die zum Teil ebenfalls mit Nahrungswahl in Zusammenhang stehen. Hier liegen bereits erste Ergebnisse vor: SCHULZ (1987) konnte im Bodensee 6 adulte Brachsen mit Ultraschallsendern markieren und über einen Zeitraum von jeweils 2 Wochen beobachten. Dabei wurden 2 grundsätzlich unterschiedliche Migrationstypen festgestellt:

- 1. diurnale, rhythmische Migrationen** zwischen dem Litoral und dem Pelagial des Sees:
Die Brachsen halten sich während den Nachtstunden im Uferbereich des Sees auf, um dort benthische Nahrung aufzunehmen. Tagsüber ziehen die Fische in das freie Wasser des Bodensees, wo sie dann vorwiegend planktische Nahrung aufnehmen.
- 2. spontane Exkursionsphasen:**
Diese, jeweils über mehrere Kilometer reichenden Wanderungen der Brachsen ermöglichen die Nutzung temporär und lokal auftretender Nahrungsressourcen, die durch bisher ungeklärte Mechanismen offensichtlich gezielt angesteuert und auch gefunden werden. Während der Laichzeit tragen derartige Exkursionen ganz wesentlich zum Reproduktionserfolg und zur genetischen Diversifikation bei, die der Verbannung (genetische Isolation, die sich häufig in Kleinwuchs äußert) entgegenwirkt.

Echographische Untersuchungen sollen vor allem für quantitative Bestandserhebungen und Größenklassenanalysen der Fischpopulationen zum Einsatz kommen (BOBEK & SCHIEMER, 1987). Außerdem ist es durch diese hochtechnologischen Geräte möglich, diurnale Aktivitätsmuster sichtbar zu machen (vgl. Abb. 16). Dennoch sind diese Systeme heute noch nicht genügend ausgereift, um wirklich verlässliche quantitative Daten, besonders in seichteren Gewässern, zu erhalten. Für die Bestandsdichten im Neusiedler See wurden beispielsweise Werte zwischen 0,05 und 1 Ind./m³ ermittelt. Als mittlerer Bereich wird eine Größenordnung von 0,1 bis 0,25 Ind./m³ angegeben (HERZIG et al., 1993).

Neben dem Einsatz moderner Technologien durch die Fischforschung im Freiland laufen in den österreichischen Universitäten und Instituten zurzeit vielfältige Laboruntersuchungen. Diese konzentrieren sich vor allem auf die Themenbereiche Habitatnutzung, Nahrungsangebot und -erwerb, Bioenergetik und Reproduktion. Ausgehend von der Tatsache, daß Nahrung, Laichplätze, Gefahren und Kommunikationsstellen im Lebensraum ganz unterschiedlich verteilt sind, werden die spezifischen Anpassungen der Fische untersucht, die es ermöglichen, die unterschiedlich im Raum verteilten Ressourcen nutzen zu können. WINKLER & ORELLANA (1992) konnten anhand sorgfältiger Analysen des Nahrungserwerbes einen Zusammen-

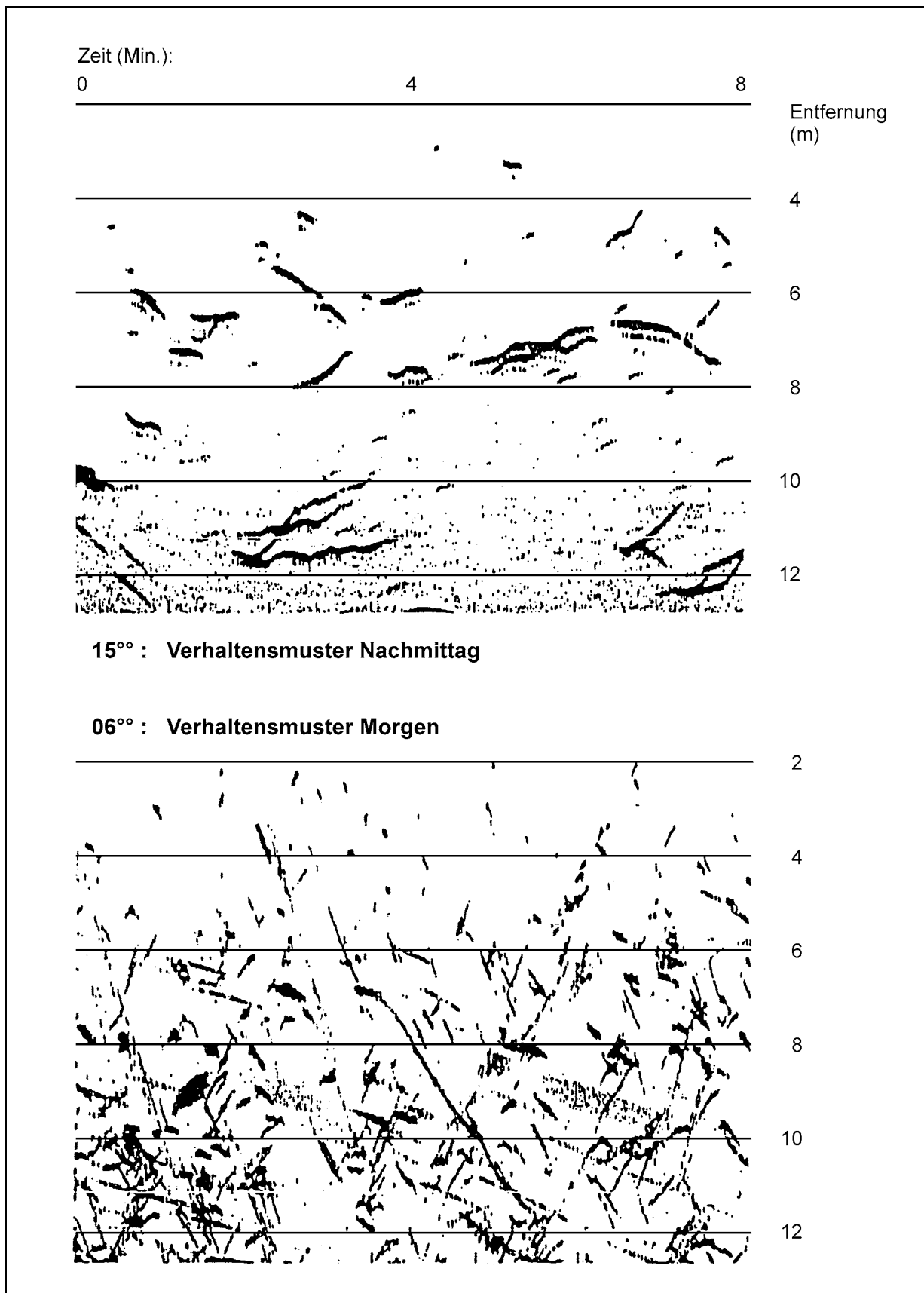


Abb. 16: Darstellung unterschiedlicher Fischaktivitäten am Nachmittag (oben) und am Morgen (unten) mit Hilfe der Echographie nach BOBEK & SCHIEMER (1987).

hang zwischen der Nahrungsdichte und der Rate der Nahrungsaufnahme mit den spezifischen lokomotorischen Fähigkeiten der Fischarten herstellen. Solche Fragestellungen sind ein zentrales Thema der **Ökomorphologie**, einer Disziplin, welche die Wechselwirkungen zwischen Umwelt, Verhalten und Körperbau beschreibt und zu erklären versucht.

Die Ökomorphologie verleiht der Morphologie eine neue Dimension, indem sie die strukturellen Anpassungen einer Art an ihre jeweils spezifische Umwelt zu definieren versucht. Daß sich diese Anpassungen auf allen Ebenen der Gestalt, vom äußeren Erscheinungsbild des Tieres bis zur Feinstruktur von Zellbestandteilen, ausdrücken, hat erst der konsequente Einsatz der Elektronenmikroskopie sowie computerunterstützter morphometrischer Auswertungsverfahren deutlich gemacht. Vor allem das Rasterelektronenmikroskop zeigt sehr schön, wie sich die unterschiedlichen Lebensweisen nahe verwandter Arten an Strukturunterschieden von Kiemen, Zähnen, Verdauungstrakt, Muskeln, Sinnesorganen usw. ablesen lassen (WIESER, 1986; WIESER et al., 1992). So macht etwa der Kiemenreusenapparat von Brachse und Zope Unterschiede in der Ernährungsweise deutlich. Die zooplanktivore Zope (*A. ballerus*) ist durch eine starke Vermehrung und Verlängerung der Reusenzähne ausgezeichnet, die vor allem als Filter fungieren, während bei der benthivoren Brachse (*A. brama*) die kleineren und weit auseinander stehenden Reusenzähne dicht mit Geschmacksknospen besetzt sind, was auf eine verstärkte Selektion der Nahrung durch Vermittlung chemischer Reize hindeutet (POHLA et al., 1986).

4 GEFÄHRDUNG DER HEIMISCHEN FISCHFAUNA

4.1 Gefährdungsstatus

T. Spindler, G. Zauner, E. Mikschi, H. Kummer, A. Wais, R. Spolwind

Die Fische gehören europaweit zu den am stärksten gefährdeten Tiergruppen: Rund die Hälfte aller europäischen Fischarten ist bereits gefährdet, viele davon sind akut vom Aussterben bedroht oder vielerorts bereits ausgestorben (LELEK, 1980).

Ebenso dramatisch stellt sich die Gefährdungssituation der Fische in Österreich dar (HERZIG-STRASCHIL, 1991; GEPP, 1994). Da die offizielle „Rote Liste“ nicht mehr dem aktuellen Kenntnisstand entspricht, erfolgte eine Überarbeitung durch die Autoren, welche auf den eigenen Erfahrungen und den vielen Informationen, welche im Zuge ihrer ichthyologischen und musealen Tätigkeiten gewonnen wurden, beruhen.

Die verwendeten Gefährdungskategorien der Roten Liste entsprechen weitgehend den Definitionen von BLAB et al. (1984) bzw. SCHIEMER et al., (1994), da die IUCN-Definitionen (1994) nicht unmittelbar auf Fische angewendet werden können. Es müßten insbesondere die Kriterien der Populationsgrößen, Anzahl der geschlechtsreifen Individuen und der Verbreitungsflächen für aquatische Organismen adaptiert werden. Sinngemäß stimmen die Gefährdungskategorien mit den IUCN-Kategorien jedoch überein. Nähere Erläuterungen zur manchmal vielleicht nicht gleich verständlichen Einstufung folgen im Anschluß an die Tabelle.

Die verwendeten Gefährdungskategorien sind wie folgt definiert:

0. Ausgestorben oder verschollen

Trotz Suche, kein Nachweis einer Population innerhalb der letzten 10 Jahre.

1. Vom Aussterben bedroht

Das Überleben der Art ist ohne das Setzen geeigneter Maßnahmen unwahrscheinlich.

2. Stark gefährdet

Kleine Populationen und/oder im gesamten heimischen Verbreitungsgebiet signifikant rückläufige Bestände.

3. Gefährdet

Regionaler Rückgang oder lokal verschwunden.

4. Potentiell gefährdet

Kleine Populationen am Rande ihres Verbreitungsgebietes oder inselhaftes Vorkommen, gute Bestände sind selten und bei Intensivierung der anthropogenen Eingriffe gefährdet.

5. Gefährdungsgrad nicht genau bekannt

Eine Gefährdung liegt mit Sicherheit vor. Eine exakte Zuordnung zu einer der Kategorien 1-3 ist nach derzeitigem Wissensstand nicht möglich.

6. Nicht genügend bekannt – Nicht zuordenbar

Es liegen zu wenige Informationen über die natürliche Entwicklung der autochthonen Bestände vor. Eine Gefährdung wird vermutet.

Tab. 4: Rote Liste autochthoner Fischarten in Österreich in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet

Familie	Arten	Trivialnamen	Gefährdungskategorie	
Petromyzontidae, Neunaugen				
	<i>Eudontomyzon mariae</i> (BERG)	Ukrainisches Bachneunauge	2	stark gefährdet
	<i>Lampetra planeri</i> (BLOCH)	Bachneunauge	5	gef., st. gef., oder v. A. b.?
Acipenseridae, Störe				
	<i>Acipenser güldenstaedti</i> Brand	Waxdick	0	ausgestorben
	<i>Acipenser nudiventris</i> LOVETSKY	Glatttick	0	ausgestorben
	<i>Acipenser ruthenus</i> L.	Sterlet	1	vom Aussterben bedroht
	<i>Acipenser stellatus</i> PALL.	Sternhausen	0	ausgestorben
	<i>Huso huso</i> (L.)	Hausen	0	ausgestorben
Anguillidae, Aale				
	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	Aal	1	vom Aussterben bedroht
Salmonidae, Lachsartige				
	<i>Salmo trutta forma fario</i> L.	Bachforelle	6	nicht zuordenbar
	<i>Salmo trutta forma lacustris</i> L.	Seeforelle	5	gef., st. gef., oder v. A. b.?
	<i>Hucho hucho</i> (L.)	Huchen	1	vom Aussterben bedroht
	<i>Salvelinus alpinus salvelinus</i> (L.)	Seesaibling	5	gef., st. gef., oder v. A. b.?
Coregonidae, Renken				
	<i>Coregonus</i> sp.	Renken	5	gef., st. gef., oder v. A. b.?
Thymallidae, Äschen				
	<i>Thymallus thymallus</i> (L.)	Äsche	3	gefährdet
Esocidae, Hechte				
	<i>Esox lucius</i> L.	Hecht	3	gefährdet
Umbridae, Hundsfische				
	<i>Umbra krameri</i> WALBAUM	Europäischer Hundsfisch	1	vom Aussterben bedroht
Cyprinidae, Karpfenartige				
	<i>Cyprinus carpio</i> L.	Karpfen	1	vom Aussterben bedroht
	<i>Abramis ballerus</i> (L.)	Zope	2	stark gefährdet
	<i>Abramis sapa</i> (PALLAS)	Zobel	3	gefährdet
	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (BLOCH)	Schneider	3	gefährdet
	<i>Aspius aspius</i> (L.)	Schied, Rapfen	3	gefährdet
	<i>Barbus barbus</i> (L.)	Barbe	3	gefährdet
	<i>Barbus petenyi</i> (HECKEL)	Semling	0	ausgestorben
	<i>Carassius carassius</i> (L.)	Karausche	2	stark gefährdet
	<i>Chondrostoma nasus</i> (L.)	Nase, Näsling	3	gefährdet
	<i>Gobio kessleri</i> DYBOWSKI	Kesslergründling	1	vom Aussterben bedroht
	<i>Gobio uranoscopus</i> (AGASSIZ)	Steingreßling	1	vom Aussterben bedroht
	<i>Leucaspius delineatus</i> (HECKEL)	Moderlieschen	5	gef., st. gef., oder v. A. b.?
	<i>Leuciscus idus</i> (L.)	Nerfling, Seider	2	stark gefährdet
	<i>Leuciscus souffia agassizi</i> C.V.	Strömer	2	stark gefährdet

Familie	Arten	Trivialnamen	Gefährdungskategorie	
	<i>Pelecus cultratus</i> (L.)	Sichling	4	potenziell gefährdet
	<i>Phoxinus phoxinus</i> (L.)	Elritze, Pfrille	3	gefährdet
	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (BLOCH)	Bitterling	3	gefährdet
	<i>Rutilus frisii meidingeri</i> (HECKEL)	Perlfisch	5	gef., st. gef., oder v. A. b.?
	<i>Rutilus pigus virgo</i> (HECKEL)	Frauennerfling, Donaunerfling	1	vom Aussterben bedroht
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	Rotfeder	4	potenziell gefährdet
	<i>Tinca tinca</i> (L.)	Schleie	4	potenziell gefährdet
	<i>Vimba vimba</i> (L.)	Rußnase, Blaunase	3	gefährdet
Cobitidae, Schmerlen				
	<i>Cobitis taenia</i> L.,	Steinbeißer, Dorngrundel	3	gefährdet
	<i>Cobitis aurata</i> (FILIPPI)	Goldsteinbeißer	4	potenziell gefährdet
	<i>Misgurnus fossilis</i> (L.)	Schlammpeitzger	1	vom Aussterben bedroht
Siluridae, Welse				
	<i>Silurus glanis</i> L.	Wels, Waller	2	stark gefährdet
Gadidae, Dorsche				
	<i>Lota lota</i> (L.)	Aalrutte	2	stark gefährdet
Percidae, Barsche				
	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (L.)	Schrätzer	4	potenziell gefährdet
	<i>Stizostedion volgensis</i> (GMELIN)	Wolgazander	5	gef., st. gef., oder v. A. b.?
	<i>Zingel streber</i> SIEBOLD	Streber	1	vom Aussterben bedroht
	<i>Zingel zingel</i> (L.)	Zingel	4	potenziell gefährdet
Gobiidae, Grundeln				
	<i>Neogobius kessleri</i> (GÜNTHER)	Kesslergrundel	6	nicht zuordenbar

Die **Ukrainischen Bachneunaugen** sind im Großteil des ursprünglichen Verbreitungsgebietes verschwunden. Sie werden daher als stark gefährdet eingestuft. Das **Bachneunauge** ist aufgrund seines seltenen Vorkommens mit Sicherheit gefährdet. Eine genaue Einstufung ist zurzeit nicht möglich.

Ausgestorben sind bereits alle **Störe** mit Ausnahme des kleinen **Sterlets**, der jedoch fast ausschließlich durch Besatzmaßnahmen erhalten werden kann und vom Aussterben bedroht ist. Ausreichend große selbstreproduzierende Populationen dürften derzeit in Österreich fast nicht mehr vorhanden sein. Eine natürliche Vermehrung des Sterlets in der Drau sowie in der oberösterreichischen Donau wird vermutet (HONSIG-ERLENBURG bzw. ZAUNER, pers. Mitt.). Die Ursachen, die zum Aussterben der großen Störe geführt haben, liegen einerseits in der maßlosen Überfischung der Laichtiere und andererseits in der Unterbrechung des Flußkontinuums der Donau mit den Kraftwerken Eisernes Tor I und II rund 1000 km unterhalb Wiens. Dennoch wurde der letzte Hausen mit 3 m Länge und 181 kg Gewicht erst 1987 bei Paks in Ungarn gefangen (HOLCIK, 1989). Ein Heraufwandern einzelner Fische bis Österreich scheint jedoch spätestens seit der Errichtung des Kraftwerks Gabčíkovo endgültig verhindert zu sein.

Die autochthonen **Aal**populationen, die über das Elbesystem ins Waldviertel (NÖ) bzw. über den Rhein in den Bodensee wanderten, sind heute praktisch verschwunden. Die Aalbestände werden durch künstlichen Besatz aufrecht erhalten. Die Aalwanderungen in den ehemals natürlichen Verbreitungsgebieten sind heute durch die Errichtung zahlreicher Hindernisse unterbunden bzw. stark behindert. Andererseits wurden Aale in fast alle Gewässer eingebracht.

Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet sind die natürlichen Aalpopulationen, sofern sie überhaupt noch existieren, vom Aussterben bedroht.

Die meisten heimischen Salmonidenarten müssen heute in Österreich zumindest als gefährdet angesehen werden. Lediglich die **Bachforellen** sind noch im gesamten Verbreitungsgebiet in guten Beständen vorhanden und weisen zumeist natürliche Reproduktion auf. Allerdings werden sie intensiv bewirtschaftet, sodaß die bodenständigen Populationen fast vollständig verschwunden sind. Man könnte hier von einer genetischen Gefährdung der autochthonen Bestände sprechen, die Art ist aber keiner eindeutigen Gefährdungskategorie zuordenbar.

Die **Huchen**bestände waren seit den 50er Jahren infolge der zunehmenden Verunreinigung der Gewässer und Versiltung der Laichhabitate stark rückläufig. Zusätzlich wurde der Aktionsradius der Tiere und die Erreichbarkeit ihrer Laichplätze in den Zuflüssen durch wasserbauliche Maßnahmen stark beeinträchtigt. Die Gewässergüte vieler ehemaliger Laichgewässer der Huchen ist heute wieder soweit hergestellt, daß Wiedereinbürgerungsprojekte vielversprechend sind. Durch Regulierung und Eintiefung der Hauptflüsse, bzw. durch das Ableiten von Wasser aus den Bächen zu Zwecken der Energiegewinnung, wird dem Huchen jedoch oft jegliche Möglichkeit genommen, diese Zuflüsse überhaupt zu nutzen. Viele Huchenpopulationen können somit heute nur mit massivem Besatzaufwand erhalten werden. Das Vorkommen des Huchens hat sich auf 6 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes reduziert. Nach KAUFMANN et al. (1991a) kommen intakte Populationen heute nur mehr in der Pielach und der Mur vor. Der Huchen gilt daher als vom Aussterben bedroht.

Bei den **Seeforellen**, die früher zu den wichtigsten Wirtschaftsfischen der Alpen- und Voralpenseen zählten, führte vor allem die übermäßige Nährstoffbelastung der Seen (Eutrophierung) sowie die Regulierung der Laich- und Aufstiegs Gewässer zum Verschwinden einst guter Bestände. In manchen Gewässern führten aber leider auch falsche Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie z. B. der Besatz mit dänischen Forellen, zum Verschwinden dieser an jeden See spezifisch angepaßten und heute jedenfalls gefährdeten Fischartenvariation (HOCHLEITHNER, 1989), die möglicherweise sogar vom Aussterben bedroht ist (Kategorie 5).

Die Gefährdungsursachen für **Seesaiblinge** und **Coregonen** sind im wesentlichen Eutrophierung und z. T. Überfischung. Zusätzlich führen Besatzmaßnahmen mit fremden Arten zu verstärkter Nahrungskonkurrenz dieser sensiblen Fischarten; der Besatz von Seesaiblingen und Coregonen anderer Seen greift häufig auch nicht wirklich, sondern führt im Gegenteil zum Verlust der autochthonen Populationen durch die genetische Vermischung. Es erfolgt daher ebenfalls eine Einstufung in die Kategorie 5.

Die **Äsche**, als namensgebende Fischart einer Gewässerregion muß bereits als gefährdet eingestuft werden. Die Äschenbestände in unseren Flüssen sind zum Teil stark überaltert und können sich vielfach nicht mehr selbständig erhalten. Die Hauptursache ihrer Gefährdung liegt in der Wasserkraftnutzung der Flüsse der Äschenregion, die auf Grund ihrer Gefällsverhältnisse besonders gute Energieausbeuten ermöglichen. Häufig werden diese Kraftwerke im Schwellbetrieb geführt, der neben dem permanenten hydraulischen Streß für die Adulttiere immer wieder zum Trockenfallen der Laichgruben beim Sunk und somit zum Totalausfall der Nachkommenschaft führt. Zusätzlich wirken sich Unterbrechungen des Flußkontinuums und die Unterbindung der Einwanderungsmöglichkeiten in die einmündenden Nebenflüsse, die als Kompensationslaichgewässer genützt werden könnten, negativ aus. In letzter Zeit erweist sich der überhand nehmende winterliche Kormoranbestand als zusätzliche Gefahr für die Fische der Äschenregionen, da sie den Fischbestand ganzer Gewässerstrecken drastisch dezimieren können.

Der **Hecht** gilt auch bereits als gefährdet. Die autochthonen Populationen sind durch die intensive fischereiliche Bewirtschaftung in Form von jahrzehntelangem Besatz aus Fischzuchtanstalten nicht mehr eruierbar. Der höchst begehrte Raubfisch wird einerseits viel zu stark befischt, wodurch die Bestände angegriffen werden und immer wieder nachbesetzt werden müssen, andererseits ist er in Salmonidengewässern unerwünscht und wird von den Fischern

regelmäßig entfernt. Die Hauptursache für den verzeichneten Bestandsrückgang in vielen Gewässern liegt aber ganz besonders in der Regulierung der Flüsse und in der veränderten hydrologischen Dynamik ganzer Gewässersysteme begründet. Durch die Regulierungen wurde nicht nur der Lebensraum für Hechte drastisch reduziert, sondern auch die lebensnotwendigen Überschwemmungswiesen vom Hauptfluß abgedämmt. Zusätzlich werden die früher vorhandenen, lang andauernden und großflächigen Frühjahrsüberflutungen durch die Kraftwerke aufgefangen, bzw. in den abflußertüchtigten Flüssen sofort abgeleitet, wodurch der Hecht viele seiner Reproduktionsgebiete verliert.

Wie schon eingangs erwähnt, galt der **Hundsfisch** in Österreich bereits als ausgestorben. HERZIG-STRASCHIL (1991) verweist auf den letzten Fund des Hundsfisches Mitte der 70er Jahre in der Donau östlich von Wien. Andere Fundstellen lagen bei Moosbrunn in der Mitterndorfer Senke und im Gebiet des Neusiedler Sees, wo der letzte Fund 1958 von LEHMANN dokumentiert ist. Tatsächlich konnte WANZENBÖCK (1992) den Hundsfisch in den Donau-Auen östlich von Wien wiederfinden. Es handelte sich damals aber nur um einen Einzelfund. Zurzeit läuft ein Artenschutzprogramm für den Hundsfisch und ein erster Bericht liegt bereits vor (WANZENBÖCK & SPINDLER, 1995). Demzufolge gibt es in den Donau-Auen östlich von Wien lokal noch gute Hundsfischbestände in einem abgedämmten Seitenarm der Donau. Ein weiteres Vorkommen einer Restpopulation konnte in einem Niedermoorquellgraben im südlichen Wiener Becken im Einzugsgebiet der Fischa dokumentiert werden. Im größten Teil des ursprünglichen Verbreitungsgebietes fehlt diese Art bereits. Der gültige Gefährdungsstatus ist daher „vom Aussterben bedroht“. Für die Population in den Donau-Auen wurde eine Gefährdungsgradanalyse durchgeführt, die eine 50 %ige Aussterbenswahrscheinlichkeit innerhalb der nächsten 18 Jahre prognostiziert. Das völlige Verschwinden wird ohne Gegenmaßnahmen in einem Zeitraum von 30-40 Jahren mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ($p > 98 \%$) vorhergesagt.

Die Ursachen für den Zusammenbruch der Hundsfischpopulationen in weiten Bereichen Mittel- und Osteuropas werden in erster Linie in dem Lebensraumverlust durch Regulierungs- und Drainagierungsmaßnahmen sowie der intensiven land- und forstwirtschaftlichen Nutzung des Umlandes vermutet. Auch der Besatz ursprünglich nicht heimischer Arten könnte hier seinen Niederschlag finden. Für das Neusiedler See-Gebiet wird vermutet, daß der massive Aalbesatz die Hundsfische zurückgedrängt hat (HERZIG-STRASCHIL, 1991; HERZIG et al., 1993). Die Regulierung der Seehochwässer durch den Einserkanal und die Trockenlegung angrenzender Feuchtgebiete zur landwirtschaftlichen Nutzung dürften ebenfalls ihren Beitrag geleistet haben, da im angrenzenden ungarischen Hansag-Gebiet, das noch weit mehr und natürlichere Kleinbiotope aufweist, der Hundsfisch erst kürzlich nachgewiesen werden konnte (KERESZTESSY, pers. Mitt.).

Innerhalb der Cypriniden gelten derzeit eine Art als ausgestorben und mindestens vier Fischarten als akut gefährdet oder vom Aussterben bedroht. Der **Semling** ist bereits seit einigen Jahren in Österreich nicht mehr nachgewiesen worden. Er wird aber in der angrenzenden slowakischen Donau immer noch, wenn auch nur mehr sehr selten gefangen (HOLCIK, pers. Mitt.). In Österreich gilt der Semling als ausgestorben. Zwei vom Aussterben bedrohte Cyprinidenarten gehören den Gründlingen an; der **Kesslergründling** und der **Steingreßling**. Beide Arten sind ebenso wie der **Frauennerfling** extrem selten. Ihre Bestandsrückgänge sind auf die Regulierungs- und Kraftwerksbauten zurückzuführen, die zu einer erheblichen Reduktion des nutzbaren Lebensraumes dieser ökologisch sehr eng eingemischten rheophilen Arten geführt haben. Selbst die namensgebende Art, der **Karpfen** und insbesondere die Stammform, der **Wildkarpfen** (*Cyprinus carpio morpha hungaricus*), wird heute von vielen Autoren bereits als "vom Aussterben bedroht" gereiht (SCHIEMER et al., 1991a; SPINDLER et al., 1992). Aufgrund der österreichweit fast gänzlich fehlenden natürlichen Reproduktion muß der **Karpfen** allgemein in die Kategorie „vom Aussterben bedroht“ eingereicht werden, da sein Vorkommen fast ausschließlich auf Fischbesatzmaßnahmen basiert.

Stark gefährdet sind **Zope**, **Karausche**, **Nerfling** und **Strömer**. Diese Fischarten weisen einen signifikanten Bestandsrückgang in ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet auf.

Zobel, Schneider, Schied, Barbe, Nase, Elritze, Bitterling und **Rußnase** gelten als gefährdet, da ihre Bestände allgemein zurückgehen, oder in vielen Flüssen bzw. Flußabschnitten bereits verschwunden sind.

Der **Sichling** lebt am Rande seines natürlichen Verbreitungsgebietes und ist daher ebenso wie **Rotfeder** und **Schleie**, die zwar im gesamten Gebiet verbreitet sind, aber nur wenige und kleine Vorkommen aufweisen, als potentiell gefährdet anzusehen.

Moderlieschen und **Perlfisch** sind mit Sicherheit gefährdet, eine genaue Einstufung in eine der drei Gefährdungskategorien (1-3) ist zurzeit nicht möglich.

Als nicht gefährdet gelten innerhalb der heimischen Cypriniden heute nur mehr wenige Fischarten, nämlich **Brachse, Laube, Güster, Giebel, Seelaube, Gründling, Weißflossengründling, Hasel, Aitel** und **Rotauge**.

Die **Bachschmerle** ist nicht gefährdet. Diese Fischart weist besonders in kleinen Niederungsbächen ohne Raubfischdruck enorme Bestandsdichten auf.

Schlammpeitzger sind vom Aussterben bedroht. Sie leiden besonders unter den Drainagemassnahmen von Feuchtfeldern und der Gewässerbeeinträchtigung durch landwirtschaftliche Intensivnutzung sowie unter der Regulierung der Bäche und kleinen Flüsse der Niederungen im gesamten Bundesgebiet. Der erst kürzlich entdeckte **Goldsteinbeißer** wird in der Kategorie 4, „potentiell gefährdet“, geführt, da er offensichtlich nur in kleinen Populationen am Rande des Verbreitungsgebietes vorkommt. Der **Steinbeißer** ist als gefährdet anzusehen, da er bereits aus vielen Gewässern verschwunden ist.

Die **Wels**populationen sind ebenso durch die großflächigen Regulierungen und Abdämmungen der Augewässer von den Flüssen gefährdet, wodurch ihr Lebensraum verloren geht. Außerdem reagiert der Wels empfindlich auf Absenkungen der Wassertemperaturen, etwa durch Ableiten von Tiefenwasser einer Talsperre in den abführenden Fluß, was zu Abwanderung oder – wenn das nicht möglich ist – zu Nicht-Ablaichen bzw. geringem Reproduktionserfolg führt. Außerdem wird diesem Fisch von den Anglern gerne nachgestellt, wodurch die natürlicherweise extrem langlebigen Fische (bis über 100 Jahre) bereits nach wenigen Jahren, meist im Alter zwischen 5 und 10 Jahren, entnommen werden. Der Aufbau einer stabilen Population wird somit auch in geeigneten Gewässern nachhaltig verhindert. Der Wels gilt daher als stark gefährdet.

Die **Aalrutte** ist österreichweit bereits stark gefährdet. Dies liegt vor allem daran, daß diese Fischart zum Ablaichen im Winter in die rhithralen Zuflüsse zieht, was aber vielfach durch wasserbauliche Hindernisse (Wehre, Kraftwerksdämme, Absturzbauwerke) eingeschränkt wird. Außerdem galt und gilt die Aalrutte auch heute noch als Laichräuber und wurde daher lange Zeit von Fischern, die um ihren Forellennachwuchs besorgt waren, verfolgt.

Flußbarsch, Kaulbarsch, Donaukaulbarsch und **Zander** können als nicht gefährdet angesehen werden, da sie auch in großen Stauräumen gut zurecht kommen. **Zingel** und **Schrätzer** kommen zwar mit Stauhaltungen auch recht gut zurecht, sind aber in großen Teilen des natürlichen Verbreitungsgebietes bereits verschwunden. Sie werden als potentiell gefährdet geführt. Der **Wolgazander** ist mit Sicherheit gefährdet, eine genaue Einstufung ist aber nicht möglich, da das ursprüngliche Verbreitungsgebiet nicht ganz geklärt ist (es sind regelmäßige Wolgazanderfänge auch aus dem Linzer Donaubereich gemeldet worden (GATTRINGER pers. Mitt.)), was eine Verbreitung des Wolgazanders bis weit über den Wiener Raum hinaus, der als westliche Verbreitungsgrenze angesehen wurde, bedeutet). **Streber** sind vom Aussterben bedroht. Diese Art ist in Österreich extrem selten. Wolgazander und Streber sind durch die Donauregulierung und die Kraftwerkserrichtungen massiv bedroht, da sie sehr spezifische Habitatansprüche aufweisen. Geeignete Lebensräume werden daher durch Regulierungs- und Staumaßnahmen massiv eingeschränkt und auf kleinste Areale beschränkt. Der bodenlebende Streber ist an die Bedingungen der unregulierten Donau extrem eng eingemischt: Er bevorzugt sehr hohe Strömungsgeschwindigkeiten über sauberem Substrat. Diese Verhältnisse findet er in den heutigen Stauräumen allenfalls in den Stauwurzelbereichen

vor, wohingegen derartige Bereiche in der Donau um 1850, aber auch noch nach der großen Donauregulierung über den gesamten Flußbereich verstreut vorhanden waren (ZAUNER, 1996; vgl. Abb. 18). Der Wolgazander hingegen leidet unter der Abtrennung der Altwässer und erhöhten Fließgeschwindigkeiten durch die Regulierung. Zusätzlich kann er sehr leicht mit dem Zander verwechselt werden und leidet somit unter fischereilichem Druck, wird aber nicht nachbesetzt, da er kleinwüchsiger als der Zander ist.

Die **Marmorgrundel** ist nicht gefährdet.

Was die **Kesslergrundel** betrifft, so sind derzeit über den Gefährdungsstatus keine gesicherten Aussagen möglich. Sie wird daher in der Kategorie 6 geführt.

Die **Koppe** wird derzeit österreichweit als nicht gefährdet eingestuft, obwohl sie in vielen Gewässern bereits recht selten geworden ist. Sie ist aber in der Lage, geeignete Lebensräume sehr schnell wieder zu besiedeln.

In Summe sind heute 5 Arten bereits ausgestorben, 10 Arten vom Aussterben bedroht, 7 stark gefährdet, 11 gefährdet, 6 potentiell gefährdet, 7 mit Sicherheit gefährdet aber nicht eindeutig zuordenbar, 2 unklar und nur 17 der ursprünglich 65 Fischarten nicht gefährdet. Demgegenüber wurden 15 exotische Fischarten ausgesetzt, von denen 10 selbstreproduzierende Bestände gebildet haben, also eingebürgert sind (vgl. Abb. 17).

Grundsätzlich ist zur "Roten Liste" noch anzumerken, daß trotz der intensiven fischereilichen Nutzung der Gewässer nur sehr wenig über die Verbreitung der Fischarten und deren Bestandsentwicklung dokumentiert ist. Systematische Bestandsaufnahmen in den einzelnen Fischereirevieren, wie vom FRV I Krems (NÖ) bereits in einer Pilotstudie zur Fischartenkartierung begonnen, würden sehr wesentlich zur Kenntnis der Gefährdungssituation der heimischen Fischfauna beitragen. Darüberhinaus muß der Kenntnisstand für jene Fischarten, die heute in der Kategorie 5 eingeordnet sind, durch gezielte Forschungsprojekte erweitert werden.

Im übrigen wäre es sehr sinnvoll, nicht nur für jedes Bundesland eine eigene Rote Liste der gefährdeten Fischarten zu erstellen, sondern auch für die einzelnen Gewässersysteme, wie dies bereits z. B. von SCHIEMER et al. (1994) für die Donau und von SPINDLER et al. (1992) für die March erfolgt ist.

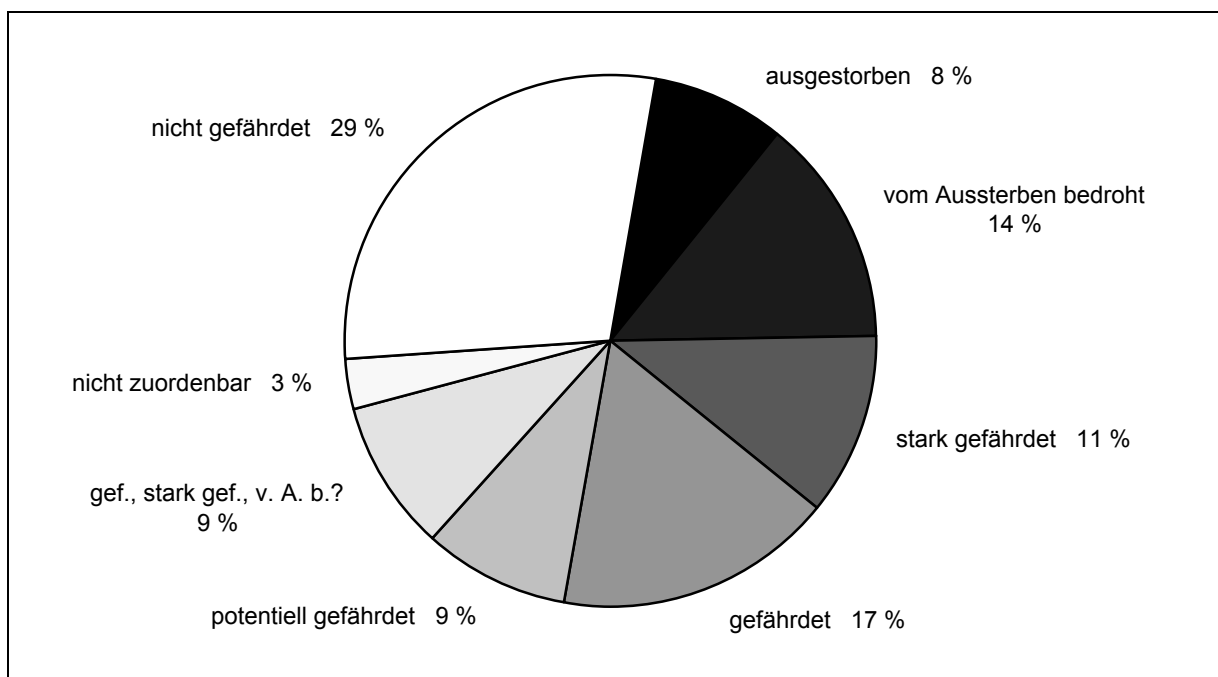


Abb. 17: Gefährdungssstatus der österreichischen Neunaugen und Fischfauna.

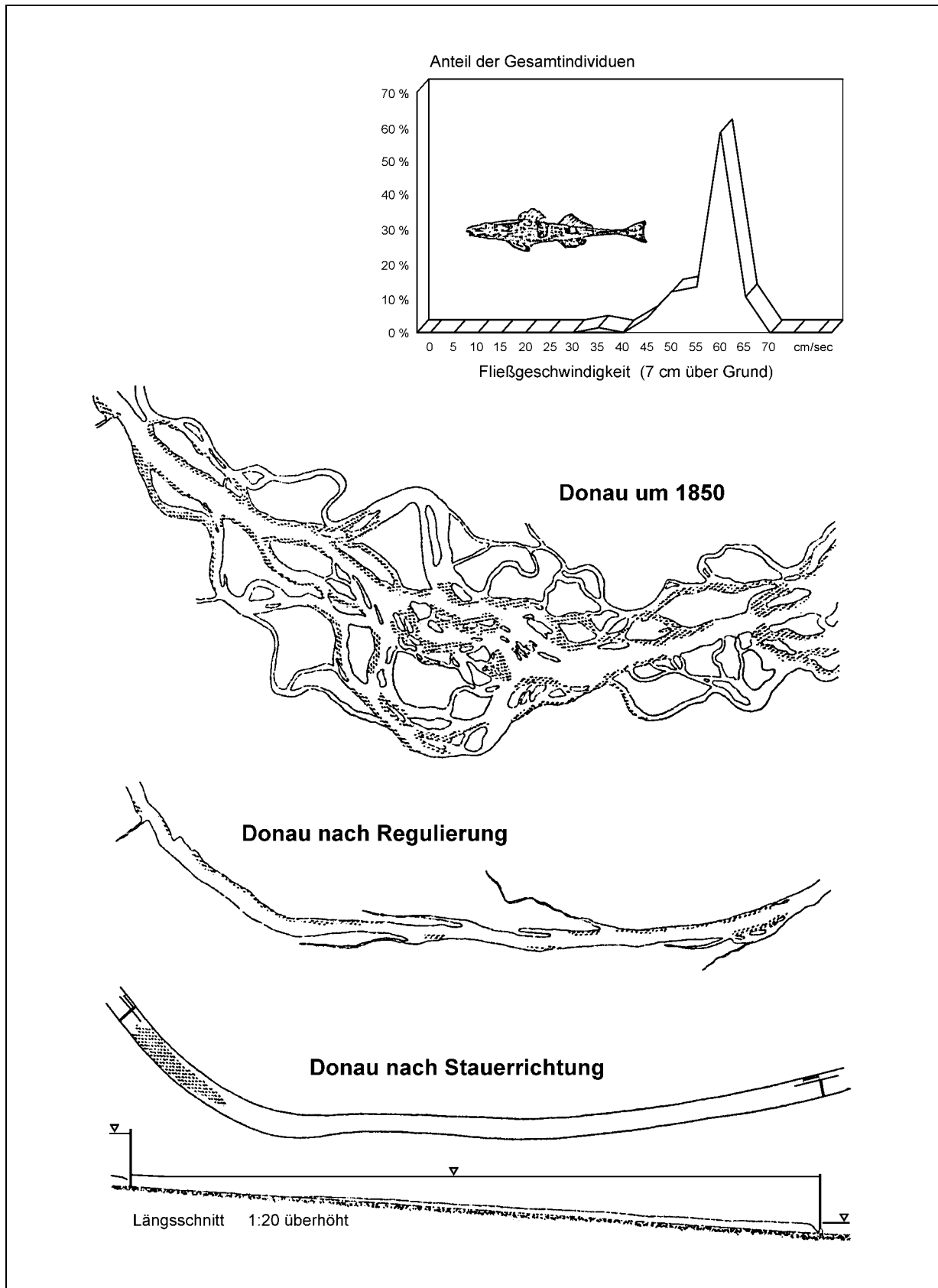


Abb. 18: Veränderung des spezifischen Lebensraumangebotes (schraffierte Flächen) des Strebers, einer extrem spezialisierten Fischart der Donau, durch Regulierung und Stauhaltung nach ZAUNER (1996).

4.2 Gefährdungsursachen

Die Gefährdungsursachen der heimischen Fischfauna können zum überwiegenden Teil auf die anthropogenen Veränderungen der Lebensräume der Fische zurückgeführt werden. In diesem Zusammenhang wären in erster Linie Abwasserbelastungen und wasserbauliche Maßnahmen sowie diverse andere Wassernutzungen zu erwähnen.

4.2.1 Abwasserbelastung

Die Abwasserbelastung der heimischen Flüsse und Seen wurde lange Zeit als einziger Faktor angesehen, der zu tiefgreifenden Veränderungen der Fischfauna unserer Gewässer geführt hat, da man annahm, daß die Fische sehr enge Toleranzgrenzen bezüglich der Wasserqualität haben. Dies führte dazu, daß immer wieder versucht wurde, Fische als Bioindikatoren für die Gewässergüte heranzuziehen. Als Beispiel sei hier die Koppe genannt, die als Anzeiger für saprobiologische Güteklasse I gewertet wurde und zum Teil immer noch wird (z. B. BAUR, 1987)! Tatsächlich hat die Koppe eine sehr breite ökologische Valenz und sie fühlt sich auch in Gewässern der Güteklasse II bzw. II-III (z. B. Wr. Donaukanal, KATZMANN et al., 1992) noch recht wohl. Besondere Ansprüche an die Wasserqualität stellen die meisten Fische lediglich in der Reproduktionsphase. Wirklich begrenzt auf Gewässer der Güteklasse bis maximal II dürften nur Neunaugen sein, wie dies für das Ukrainische Neunauge (*Eudontomyzon mariae*) von FRIEDL (in Vorbereitung) und KAPPUS et al. (1991) beschrieben wird.

Tatsächlich hat die Gewässerverschmutzung durch die Industrialisierung und als Folge der Wohlstandsentwicklung bis in die 80er Jahre wesentlich dazu beigetragen, daß manche Fischarten aus vielen Gewässern verschwunden bzw. in ihrem Bestand stark zurückgegangen sind. Das betrifft vor allem die anspruchsvolleren Salmoniden (Bachforelle, Seeforelle, Seesaibling) aber auch die Äschen und Coregonen der eutrophierenden Seen und rhithralen Fließgewässer.

In den letzten Jahren sind jedoch erfreuliche Erfolge bei der Sanierung der österreichischen Gewässer zu verzeichnen, wodurch die meisten Fließgewässer und nahezu alle Seen wieder eine gute Wasserqualität im Jahresdurchschnitt aufweisen (SAMPL et al., 1989; CHOVANEC & WINKLER, 1993). Dennoch werden immer wieder Fischsterben verzeichnet, die auf Stoßbelastungen zurückzuführen sind. So wurden beispielsweise in Kärnten im Jahre 1990 nicht weniger als 12 Fischsterben in freien Gewässern, die durch akute Gewässerverschmutzungen hervorgerufen wurden, verzeichnet (HONSIG-ERLENBURG & FARKAS, 1991). Davon waren 3 auf Sauerstoffmangel, 3 auf Abwasser- und Jaucheeinleitung (NH_3 -Vergiftung), 2 durch pH-Erhöhung (Zement), 2 durch akute Einschwemmungen von organischem und anorganischem Material (Stauraumpülung) und 2 auf nicht näher differenzierbare Umstände zurückzuführen. Das wohl größte Fischsterben in letzter Zeit war jenes an der March im Spätsommer 1991. Dabei wurde der Großteil des Fischbestandes dieses einmaligen Tieflandflusses auf einer Länge von rund 65 km dahingerafft (SPINDLER et al., 1992). Die March und ihre Zuflüsse sind nach wie vor die am stärksten belasteten Gewässer Österreichs (CHOVANEC & WINKLER, 1993).

4.2.2 Wasserbau

Ganz bedeutende Veränderungen der Lebensräume von Fischen wurden durch die wasserbaulichen Umgestaltungen der Flüsse und Seen im Zuge der erhöhten anthropogenen Nutzungsansprüche hervorgerufen. Nach LAZOWSKI (1987) läßt sich die Situation der Fließgewässer Österreichs wie folgt skizzieren:

Vor allem im **pannonischen Raum** existieren kaum mehr Fließgewässer, die nicht schon umgestaltet wurden. So sind 97 % der Bachläufe des Weinviertels und Marchfeldes begradigt

und entsprechende Wasser-Land-Interaktionen auch kaum mehr gegeben. Naturnahe Gewässer sind im Flachland nur noch an Teilbereichen der Donau, March, Thaya, Leitha und Fischa vorhanden. Im Südburgenland stellt die Mäanderstrecke der Lafnitz ein einzigartiges Naturdenkmal eines Potamalgewässers dar (LAZOWSKI, 1987).

In den **inneralpinen Talböden** ist die Situation nicht minder gravierend. Die Auwaldflächen des Inns reduzierten sich von 1.627 ha im Jahr 1855 auf 409 ha im Jahre 1964 und seither weiter auf 211 ha. Einigermaßen naturnahe Gewässer dieser Regionen sind nur mehr selten zu finden (z. B. Lech, Lesach). In den inneralpinen Beckenlandschaften gibt es nur mehr Reste von Grauerlenauen an der Drau. Lediglich die Dornbirner Ache weist noch einzelne naturnahe Abschnitte auf.

Im **alpinen Raum** sind naturnahe Fließgewässer hauptsächlich auf höhere Lagen beschränkt. Die restlichen Gewässerstrecken sind von der Wildbachverbauung überprägt.

Im **Voralpenraum und Alpenvorland** sind die Fließstrecken weitgehend ausgebaut. Naturnahe Strukturen lassen sich nur im Bereich großzügiger Regulierungsstrecken an Traun und Traisen oder in geomorphologisch abgegrenzten Teillandschaften wie Hausruck und im Kobernaußer Wald finden. Erwähnenswert ist auch noch die Schwarza im Steinfeld und ihre Torrenten bei Neunkirchen. Noch weitgehend erhalten sind die Oberläufe der Vorlandflüsse mit ihren eindrucksvollen Schluchten (Tormäuer, Alm).

Im **Granit- und Gneisplateau** ist der Anteil an naturnahen Flußlandschaften noch bedeutend. Erwähnenswert sind hier beispielsweise die Schlucht- und Mäanderstrecken des Großen und Kleinen Kamps, des Reißbachs sowie der Thaya im Landschaftsschutzgebiet Dobersberg bzw. im geplanten Nationalpark bei Hardegg im Waldviertel.

4.2.2.1 Regulierung

Durch die Regulierungsmaßnahmen erleidet die Fischfauna grundsätzlich einen generellen Lebensraumverlust. Die Nutzungsintensivierung durch Umwandlung von ehemaligen Au- und Retentionsgebieten sowie Überschwemmungswiesen in landwirtschaftlich nutzbare Flächen führte zu einem drastischen Populationsrückgang vor allem phytophiler Fischarten, die dadurch große Flächen ihres Laichgebietes verloren haben. Derartige Maßnahmen fanden und finden z. T. noch immer konzentriert an March, Thaya, Leitha, im Südburgenland und in der Oststeiermark statt.

Gründe der Regulierungen waren ursprünglich, neben der Gewinnung von Ackerland, vor allem der Hochwasser- und Eisstoßschutz der Siedlungsräume sowie die Verbesserung der Schifffahrtsmöglichkeiten auf den großen Flüssen. Diese Regulierungen zeichnen sich durch eine Streckung (Verkürzung) des Flußlaufes bei gleichzeitiger Nivellierung des Flußquerschnittes (Trapezprofil), Sicherung (monotone Blocksteinschüttung) der Ufer und Abtrennung der Altarme bzw. Abdämmung der Aubereiche aus. Dadurch verändern sich nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992):

1. die ökologischen Bedingungen des Flusses selbst (Monotonisierung und Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeiten, Änderung der Geschiebeverhältnisse und rasche Eintiefung des Flußbettes);
2. die Interaktionen zw. dem Fluß und dem Umland sowie dem Fluß und dem Grundwasser;
3. die Relationen der alluvialen Habitattypen zueinander.

Am Beispiel der Donau, deren Wasserbau sehr gut dokumentiert ist (WURZER, 1988 und WEBER, 1989) läßt sich der Lebensraumverlust durch die 1870 begonnene und 1919 endgültig abgeschlossene große Donauregulierung im Wiener und Niederösterreichischen Bereich gut aufzeigen. Im rund 30 km langen Donauabschnitt von Schönau (Strom-km 1.909,7) bis zur Rußbachmündung (Strom-km 1.881,2) haben sich die Wasserflächen von 1860 bis heute um insgesamt 45 % verringert. Besonders stark betroffen waren die Nebenarme, die

vor der Regulierung eine Wasserfläche von 987 ha aufwiesen und deren Ausdehnung im Jahr 1988 nur mehr 387 ha betrug. Dies entspricht einer Verringerung um 61 %. Gemeinsam mit Sedimentationsprozessen bewirkt die fortschreitende Eintiefungstendenz der Donau eine immer raschere Verkleinerung der Augewässerflächen, die zunehmend seichter werden und verlanden. Nach der neuesten Flächenerhebung (KOVACEK et al., 1991) sind heute im gesamten Augebiet von der Wiener Lobau (Strom-km 1.923) bis zur Staatsgrenze (Strom-km 1.873), also auf rund 50 km Fließstrecke, insgesamt nur mehr 442 ha Augewässer vorhanden. Zusätzlich kam es zu einer Verschiebung der Prozentanteile der unterschiedlichen Gewässertypen. Der ursprünglich dominante und fischökologisch besonders wertvolle Habitattyp des Nebenarmes mit permanenter Verbindung zum Hauptstrom beträgt heute z. B. nur mehr 12 % der Wasserflächen im Augebiet zwischen Wien und der Staatsgrenze (KOVACEK et al., 1991).

Besonders gravierend wirkt sich die Monotonisierung des Flußbettes auf die Fischbestände aus. So konnte JUNGWIRTH (1984 a) einen eindeutigen Zusammenhang der Vielfältigkeit der Fischfauna mit zunehmender Variabilität der Breiten- und Tiefenverhältnisse im Fluß finden (vgl. Abb. 19). Aber nicht nur die Vergleichmäßigung der Wassertiefen durch die Regulierung hat negative Auswirkungen auf die Fischfauna, sondern auch die Verringerung der Habitatdiversität der Uferbereiche. Die Strukturierung der Uferzonen ist besonders für den Reproduktionserfolg und die Aufwuchsmöglichkeiten der Jungfische von entscheidender Bedeutung. SCHIEMER et al. (1989) stellten den Grad der Uferstrukturierung als Länge der Wasseranschlagslinien dar und konnten eine klare Beziehung zur Anzahl der vorgefundenen Jungfischarten nachweisen. Die Gefährdung besonders der rheophilen Cyprinidenfauna ist daher zu einem großen Teil auf die flächenmäßige Reduktion geeigneter Laich-, Aufwuchs- und Refugialhabitate zurückzuführen.

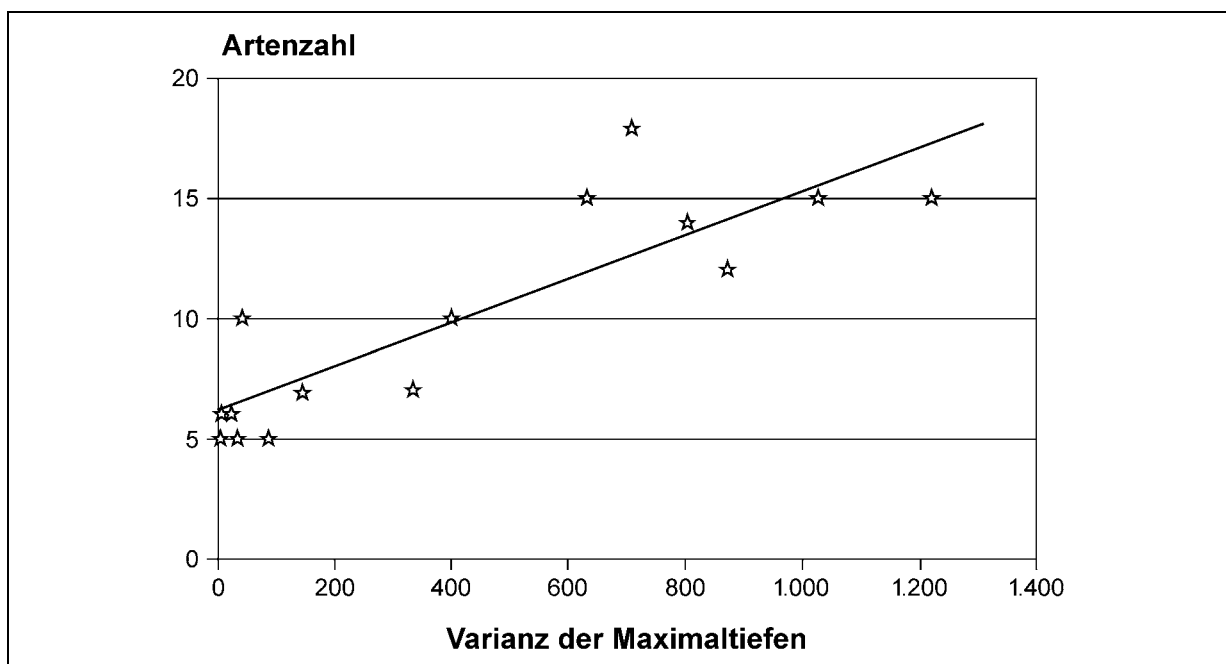


Abb. 19: Abhängigkeit der vorkommenden Fischartenzahlen von dem Verbauungsgrad eines Gewässers, dargestellt als Varianz der Maximaltiefen, nach JUNGWIRTH (1984a).

Die Anpassung der einzelnen Fischarten und die daraus resultierenden Erfordernisse an unterschiedliche Ufer- und Tiefenstrukturen wurden von BLESS (1992) für die Elritze (*P. phoxinus*) in Form von Ökogrammen anschaulich dargestellt (vgl. Abb. 20). Bemerkenswert ist die Vielzahl der notwendigen Mikrohabitate für die jeweiligen Entwicklungsstadien dieses kleinen Fisches, der in der Literatur vielfach als anspruchslose Art gewertet wurde (z. B. KAINZ & GOLLMANN, 1990b).

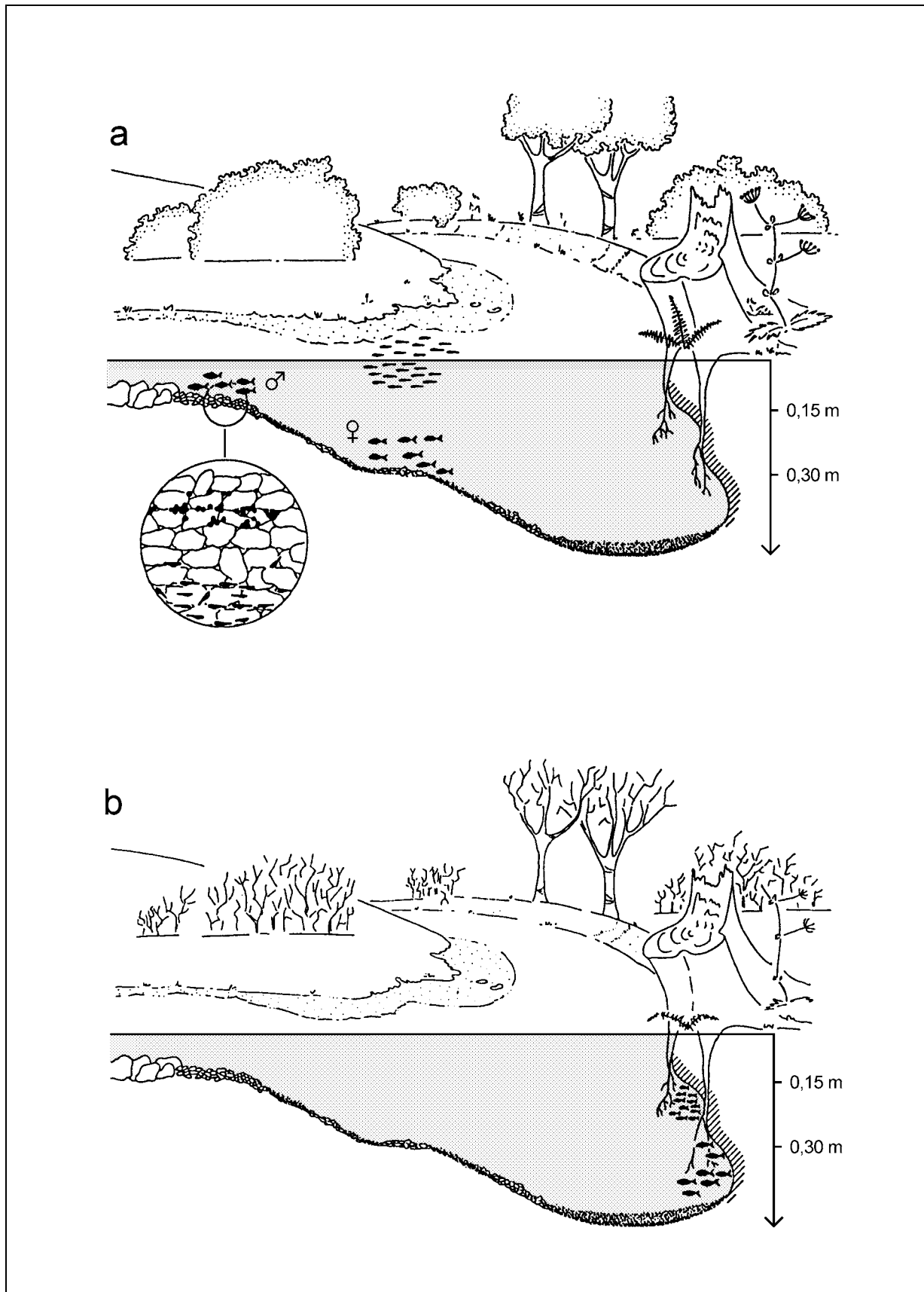


Abb. 20: Lebensraumnutzung unterschiedlicher Entwicklungsstadien sowie männlicher und weiblicher Elritzen im Sommer (a) und Winter (b) nach BLESS (1992).

Ein ganz wesentliches Strukturelement stellt das Lückenraumsystem im Substrat dar, welches nicht zuletzt auch für die Art und Menge der als Fischnahrung zur Verfügung stehenden Zoobenthosgemeinschaft verantwortlich ist. Wasserbauliche Eingriffe wie Sohlpflasterungen, Geschiebesperren, Schotterbaggerungen, Veränderung der Strömungs- und Sedimentationsverhältnisse etc. können auslösende Faktoren für das Verschwinden einzelner Fischarten darstellen, da das Lückenraumsystem (Interstitial) in der Embryonal- und Larvalphase vieler, vor allem lithophiler Arten, essentiell ist. Versuche mit Elritzen konnten zeigen, daß die Eier bis zu 5 cm im Kies eindringen, während die Dottersacklarven nach dem Schlüpfen aktiv bis zu 30 cm tief einwanderten. Erst nach dem Verbrauch des Dottermaterials gingen die Larven auf eine pelagische Lebensweise über (BLESS, 1992) (vgl. Abb. 21).

Aber nicht nur unsere Bäche und Flüsse werden strukturell verändert, sondern auch unsere Seen können dem verstärkten Nutzungsdruck durch Siedlungs-, Tourismus- und Verkehrseinrichtungen nicht standhalten. RITTERBUSCH-NAUWERCK (1991) analysierte die Beschaffenheit des Mondseeufers und stellte fest, daß nur mehr 7 km (27 %) im Naturzustand sind. Wesentliche Eingriffe waren die Verbauung des Ufers zum Zweck der Sicherung gegen Wellenerosion, der Bau der Bundesstraße rings um den See (1958-61), private Parzellierung sowie Deponierung des Abraumes vom Bau der Autobahn am Seeufer mit direkter Zerstörung des Makrophytengürtels. Die Auswirkungen sind vielfältig: So kann z. B. an blockwurfbefestigten künstlichen Steilufern die kinetische Energie der auflaufenden Welle nicht mehr von bewegtem Substrat bzw. durch die Pflanzenbestände gepuffert werden. Statt dessen schlägt die Welle zurück und vervielfacht dadurch die Turbulenz des Wassers im Ufersaum. Zusätzlich gehen durch die Uferbefestigungen fischereilich wertvollste Flachwasserzonen als Reproduktions- und Aufwuchsgebiete verloren.

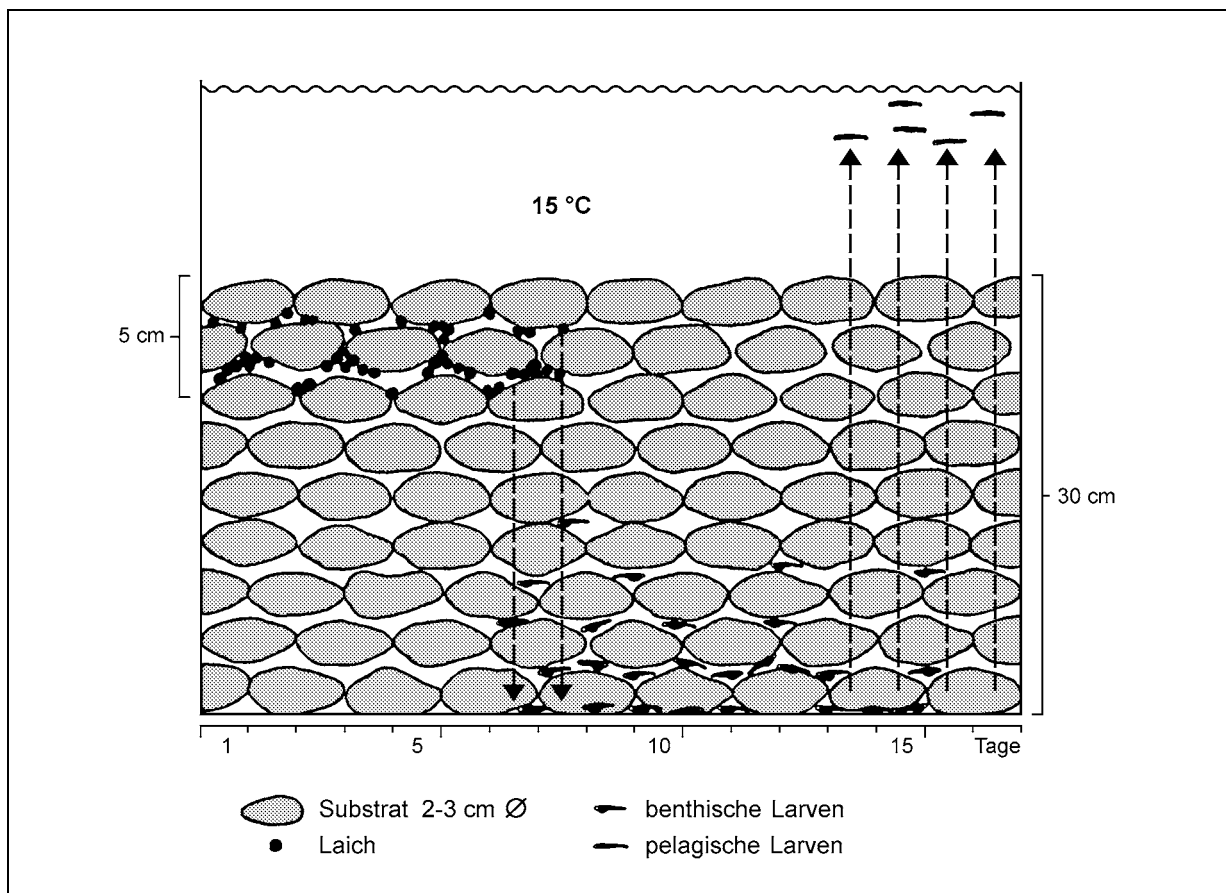


Abb. 21: Zeitliche Abfolge der Raumnutzung des Interstitials von Jugendstadien der Elritzen nach BLESS (1992).

Die Fehler, die bei Regulierungen und Uferbefestigungen in den letzten Jahrzehnten gemacht wurden, können nur teilweise und nur durch enorme Anstrengungen in Form von Rückbauten und Renaturierungsprogrammen korrigiert werden. Als eines der bekanntesten Beispiele sei hier die Revitalisierung eines kleinen Flußabschnittes der Melk genannt: Bereits wenige Jahre nach den Strukturierungsmaßnahmen, welche eine größere Heterogenität hinsichtlich Wasserbreiten, Flußtiefen, Strömungsgeschwindigkeiten und Substrat bewirkten, konnte eine signifikante Erhöhung des Fischbestandes hinsichtlich Artenzahlen, Individuendichten und Biomassen, ebenso wie eine drastische Erhöhung der Taxazahlen der Benthosorganismen verzeichnet werden (JUNGWIRTH et al., 1993). Letztendlich wird nur durch derartige, in großem Maßstab angelegte Rückbaumaßnahmen die Sicherung der gefährdeten Fischarten und eine maßgebliche Verbesserung des gesamten Wasserhaushaltes, vor allem der Tieflandregionen, zu erreichen sein.

4.2.2.2 Wildbach- und Lawinenverbauung

Harte Wildbachverbauungen mit hohen Sperrern, glatter Uferverbauung und verfugter Sohle schließen gute Fischbestände weitgehend aus, da sie Laichwanderungen und eine natürliche Reproduktion unterbinden und keine Aufenthaltsmöglichkeiten bieten. Bleiben Sohl- und Uferstrukturen weitgehend erhalten, können durch Sperrern abgetreppte Wildbäche nur dann annähernd natürliche Fischbestände aufweisen, wenn im Oberlauf eine selbstreproduzierende Population vorkommt, von der aus der untenliegende Bachlauf besiedelt werden kann (MERWALD et al., 1985). Der Geschieberückhalt in Seitengräben bewirkt im Hauptfluß ein Geschiebedefizit, das neben anderen nachteiligen Wirkungen (z. B. Sohleintiefung) auch zur Verringerung von Laichmöglichkeiten rheophiler Fische führt. Dies ist auch mit ein Grund für den Rückgang der Huchenbestände in der Drau (PRODINGER, 1991).

4.2.2.3 Wasserkraftnutzung

In den letzten Jahrzehnten gewann neben Uferbefestigungen und Gewässerregelungen die energetische Nutzung zunehmend an Bedeutung. Aus fischereilicher Sicht besonders schwerwiegend sind hier Laufstau, da sie die gesamte morpho- und hydrologische Charakteristik des Gewässers, an das die Fischfauna ganz spezifisch angepaßt ist, verändern.

In Österreich werden, je nach Wasserführung, zwischen 58 und 75 % der Jahresstromerzeugung durch Wasserkraftwerke gedeckt. Damit liegt Österreich mit seinem hohen Wasserkraftanteil europaweit hinter Norwegen und Island an dritter Stelle (Europa: etwa 19 %; "BRD": etwa 6 %). Das ausbauwürdige Wasserkraftpotential Österreichs von 53.700 GWh/a ist zu etwa 64 % bereits erschlossen, 2 % sind in Bau, für den Rest liegen Planungen oder konkrete Projekte vor. In Oberösterreich beispielsweise sind durch den Ausbau von Donau, Traun und Enns bereits etwa 90 % des vorhandenen Wasserkraftpotentials erschlossen. Der Anteil der Laufkraftwerke an der gesamten hydroelektrischen Produktion beträgt etwa 70 % (NACHTNEBEL, 1987; SCHILLER & DREXLER, 1992; SCHILLER, 1993). Die Notwendigkeit der Erhaltung der letzten ökologisch wertvollen Fließstrecken und damit ihre Befreiung vom Vollausbau unterstreicht auch KAUPA (1992): "Insgesamt fehlt in Österreich die Festlegung aus Naturschutzwägungen erforderlicher natürlicher oder naturnaher Strecken, die daher auch in Zukunft erhalten werden sollen." Erste Anstrengungen in dieser Richtung wurden bereits in Form einer Vorstudie zur Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österreich unternommen (MUHAR et al., 1993).

Das wahre Ausmaß z. T. karger Reste an freien Fließstrecken zeigt eine Bilanz von MUHAR (1992), die jene österreichischen Flußabschnitte untersuchte, deren Mittelwasserführung 30 m³/Sekunde beträgt oder überschreitet und die eine Länge von über 10 km aufweisen: An Inn, Enns, Saalach, Ziller, Ill und Rhein existieren nach dieser Zusammenstellung überhaupt keine freien Fließstrecken mehr (vgl. Abb. 22).

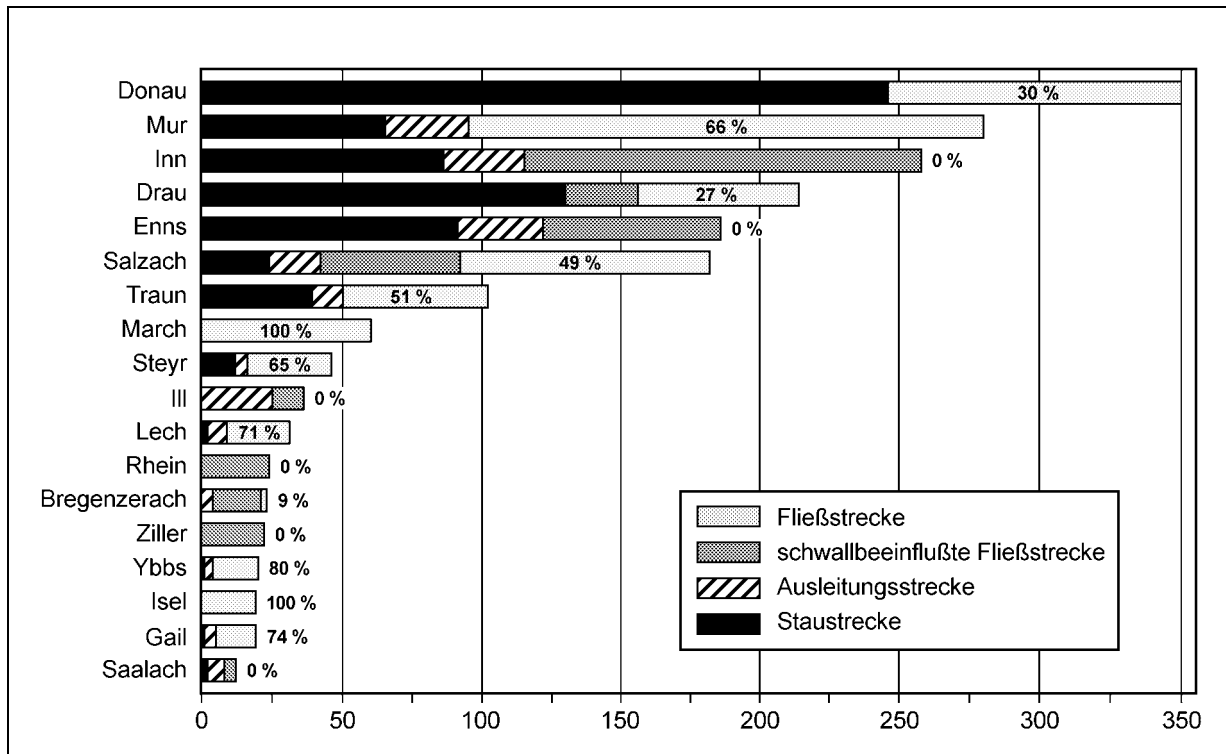


Abb. 22: Darstellung der durch Stau, Ausleitung oder Schwallbeeinflussung beeinträchtigten Fließgewässerabschnitte an 18 untersuchten Flüssen Österreichs nach MUHAR (1992), (Angaben in km).

Es ist darauf hinzuweisen, daß die Kategorie "freie Fließstrecke" Abschnitte enthält, die von Stau, Ausleitung und Schwall zwar verschont sind, durchaus aber durch Regulierungen bzw. Abwassereinleitungen beeinträchtigt sein können (z. B. March-Thaya-Gebiet: Wiesenflächen um 80 % reduziert, 17 Durchstiche der charakteristischen Flußschlingen, Reduktion der Lauflänge um mehr als 10 km, Erhöhung des Gefälles und der Fließgeschwindigkeit, Uferbefestigungen, Verlust von Wasserflächen und Überschwemmungsarealen, veränderte Abflußverhältnisse durch tschechische Thayastauseen, massive Abwasserbelastungen vor allem durch die Zucker- und Zitronensäureindustrie etc.).

Aber auch kleinere Flüsse und Bäche werden zur Energiegewinnung genutzt. So existierten allein in Tirol Ende der 80er Jahre bereits 295 Wasserkraftwerke, von denen 241 einen Leistungsbereich unter 1 MW aufwiesen (PIRCHER, 1988).

Die fischökologischen Auswirkungen solcher Wasserkraftnutzungen sind vielfältig: Durch die Errichtung von Staumauern, Wehranlagen und Uferdämmen wird das Gewässerkontinuum longitudinal und transversal unterbrochen, wodurch die Fische bei ihren (Laich)wanderungen behindert werden. Eventuell angebrachte Fischaufstiegshilfen stellen oft nur minimale Verbesserungen dar, da sie oft nur bei bestimmten Wasserführungen ausreichend durchgängig sind. Eine Untersuchung der Wanderungen unserer Flußfische von SCHEURING (1949) vor Errichtung der Donaukraftwerke hat ergeben, daß beispielsweise die Barben vom Ort der Markierung bis zu 318 km flußauf und bis 301 km flußab wanderten: von Straubing über Ingolstadt hinaus, nach Passau und den Inn aufwärts bis nach Salzburg; vom Kachlet bzw. von Passau bis in den Lech und bis Wien. Heute ist dieser großräumige Faunenaustausch nicht mehr möglich. Allein auf der Strecke von Wien nach Passau wären 9 Donaukraftwerke zu überwinden. Gerade an der Donau hat sich aber in jüngster Zeit die Situation weiter verschärft, da durch die Errichtung des slowakischen Kraftwerkes Gabčíkovo und der Wiener Staustufe Freudenau der Aktionsradius der Donaufische von rund 1.000 auf etwa 100 km reduziert wurde. Die Auswirkungen dieser Unterbrechung, die den Faunenaustausch zwischen der epipotamalen und der metapotamalen Donau verhindert, sind heute nur schwer abschätzbar. Der Fischaufstieg über

die Schiffschleusen ist zwar grundsätzlich in geringem Ausmaß möglich, wenngleich quantitative Aussagen nicht getroffen werden können (JANISCH, 1990). Wie weit sich die Isolierung der Faunenbestände auch auf die genetische Variabilität auswirkt, wird noch zu prüfen sein.

Die Unterbrechung der Flüsse durch Kraftwerke erschwert oder verhindert nicht nur den Aufstieg der Fische, sondern bewirkt eine gänzliche Veränderung des Fischbestandes in den staubeeinflussten Abschnitten. Bereits 1922 wurde unmittelbar nach dem Absperren des Inn bei Jettenbach (90 km flußab Kufstein) das völlige Verschwinden der Barben und ein massiver Rückgang der Nasen beobachtet. Die Barbenfänge der Nebenerwerbsfischer im Bereich von Langkampfen betragen 1922 noch 3.225 kg, drei Jahre später wurde keine Barbe mehr gefangen. Dieselbe Tendenz war auch bei den Nasen zu beobachten. Durch den Rückgang der Nasen nahm in der Folge auch der Huchenbestand stark ab (JUNGWIRTH et al., 1989b). Ähnliche Ergebnisse sind aus Untersuchungen der Veränderungen der Fischfauna in den potamalen Stauräumen der Donau bekannt (WAIDBACHER, 1989a, b). In der ursprünglich dominanten Gruppe der rheophilen Cypriniden sind deutliche Bestandsrückgänge zu verzeichnen (z. B. Nase, Barbe), während indifferente, euryöke Fischarten (Aitel, Rotaugen) besser mit den geänderten Rahmenbedingungen zurecht kommen. Entscheidender Faktor gegen die ursprüngliche Annahme, daß sich im Stauraum entsprechend der Substratverhältnisse und lokalem Makrophytenvorkommen stagnophile Faunenassoziationen einstellen würden, ist die niedrige Wassertemperatur im Stauraum, die den Ansprüchen hinsichtlich Reproduktion und Ernährung dieser Arten nicht gerecht wird.

Die verringerte Fließgeschwindigkeit, die geänderten Substratverhältnisse und die großen Tiefen im Stau bieten vielen Fischarten nur mehr unzureichende Voraussetzungen, um eigenständige Populationen zu erhalten. Laichmöglichkeiten für die klassischen rheophilen Flußfische sind im Stauraum nicht mehr gegeben. Aber auch die monotone Ausgestaltung der Ufer, die fehlenden Refugialbereiche und mangelnde Vernetzung mit Altwässern erschweren vielen Fischarten ein Aufkommen im Stau.

Die zur Erhöhung der Energieausbeute oftmals durchgeführte Unterwassereintiefung und die darauf folgende Spiegellagenabsenkung birgt zusätzlich die Gefahr einer Austrocknung der flußabgelegenen Aubereiche. Ebenso müssen die Zuflüsse mit fischfeindlichen Traversen auf ihrem Niveau gehalten werden, wodurch der Fischaufstieg in diese Gewässer unmöglich gemacht oder zumindest wesentlich erschwert wird.

In Hochwassersituationen verschärfen sich durch die Spiegelabsenkungen und die fehlenden Refugialräume die Lebensbedingungen dramatisch: hohe Strömungsgeschwindigkeiten, fehlende Einstandmöglichkeiten und die enorme Schwebstoffbelastung bedingen extreme Streßbelastungen. Viele Fische weichen in die Litoralbereiche aus, die jedoch bei extremen Absenkungen trocken fallen und zur tödlichen Falle werden (ZAUNER & SCHIEMER, 1992).

Eine besondere Form der Energiegewinnung stellt der Schwellbetrieb dar. Durch den Aufstau von Fließgewässern oder den Wasserrückhalt in Speichern wird zwischen den Arbeitsphasen zufließendes Wasser ganz oder teilweise rückgehalten und bei Spitzenstrombedarf abgearbeitet. Der Wechsel von Rückhalt und Abarbeitung steht dabei in Disharmonie zum natürlichen Abflußgeschehen und hat entsprechend negative Auswirkungen auf das jeweilige Fluß-Ökosystem – es wirkt somit weit über den eigentlichen Kraftwerksbereich hinaus (JUNGWIRTH et al., 1990a). Die Folgen sind eine drastische Reduktion der Bestandsdichten von Fisch- und Nährtiergemeinschaften und das Abwandern einzelner Populationen, die dem hydraulischen Streß nicht gewachsen sind. Zusätzlich können während der Sunkphasen, in denen nur geringe Restwassermengen abgegeben werden, große Teile des Substrates trocken fallen und zum Absterben der Benthostiere sowie der Fischeier und Larven führen. Der Fischbestand in schwallbeeinflussten Strecken kann oft nur mehr durch intensive Besatzmaßnahmen aufrecht erhalten werden.

Letztendlich wären noch Talsperren zu erwähnen, die sich einerseits durch den oben genannten Schwellbetrieb, andererseits aber auch durch das Abarbeiten des Tiefenwassers nach-

haltig auf das abführende Fließgewässer auswirken. Dieses Tiefenwasser weist Sommer und Winter eine fast konstante Temperatur von rund 4°C auf und benötigt lange Laufstrecken, um sich soweit zu erwärmen, wie es dem ursprünglichen Charakter des Flusses entspricht. Dies wirkt sich besonders negativ aus, wenn hyporhithrale oder epipotamale Flüsse betroffen sind, deren Fauna keinerlei Möglichkeiten hat, sich an derartig niedrige Temperaturen, vor allem während der Entwicklungsphase, anzupassen.

4.2.3 Geschiebebaggerungen und Gewässerpflegemaßnahmen

Geschiebebaggerungen für Schifffahrt und Schutzwasserwirtschaft sowie gewerbliche Schotterentnahmen bewirken Veränderungen des Geschiebehaushaltes, die eine Verminderung der Strukturvielfalt im Flußbett- und Uferbereich, die Veränderung von Mikrohabitaten und eine Gefährdung von Brücken und anderen Bauwerken durch Erosion auslösen (WIESBAUER et al., 1991). Durch die Anreicherung von Feinsedimenten im hyporheischen Interstitial (Lückensystem) verursachen Schotterentnahmen zusätzlich noch Schäden unter der wirbellose Bodenfauna und den Beständen kieslaichender Fischarten (JAGSCH, 1992).

Bezüglich der Schotterentnahme aus Fließgewässern muß auch auf die Erklärung einer österreichischen Expertenkommission hingewiesen werden, die anlässlich mehrerer Klausurtagungen zur Darstellung des derzeitigen Status der Donaufischfauna abgegeben wurde (SCHIEMER et al., 1994) (vgl. Abb. 23).

Zur Aufrechterhaltung der Abflußleistung und Sicherung des Hochwasserschutzes werden die meisten regulierten Flüsse regelmäßig ausgeräumt, die Ufer abgeholzt und vielfach auch gemäht. Dabei geht nicht nur das als wertvolle Struktur und Strukturbildner fungierende Schwemmh Holz verloren, sondern auch wichtige, im Hochwasserfall strömungsberuhigte Refugialräume für Fische (JAGSCH, 1992). Wie wertvoll diese Uferbereiche als Ökotope sind, wurde bereits an anderer Stelle erörtert. Für eine im Gewässer z. B. vorkommende Koppenpopulation bedeuten solche Maßnahmen immer den Verlust von Teillebensräumen. Durch die Beseitigung von natürlich entstandenen Bachaufweitungen mit Anlandungsbereichen oder größerer Kolke mittels Steinschüttungen werden die Kinderstuben und Winterruheplätze vernichtet. Bei permanenter Unterhaltungstätigkeit können Koppenpopulationen so stark beeinträchtigt werden, daß sie erlöschen (HOFFMANN, 1996).

4.2.4 Schifffahrt

Im Zuge einer Literaturstudie im Auftrag des Fischereivereinsverbandes I, Krems, wurde festgestellt, daß es äußerst wenig Arbeiten gibt, die sich mit den Auswirkungen des Wellenschlages durch die Schifffahrt – im besonderen durch Sportboote – auf die Fischfauna bzw. die Fischerei oder ganz allgemein, auf die Gewässerökologie befassen (SPINDLER, 1993a). Diese offensichtliche Wissenslücke wurde auch von anderen Autoren wie etwa HIESS & KORAB (1992) bzw. von ZAUNER & SCHIEMER (1992) beklagt. Die Problematik erlangt aber zusehends an Bedeutung, da in den nächsten Jahren mit einer wesentlichen Zunahme sowohl der Sportschifffahrt als auch der Berufsschifffahrt zu rechnen ist.

Gut dokumentiert sind bisher lediglich die mechanischen Auswirkungen des Wellenschlages auf das Gewässer. So bestätigten HUBER & WEISS (1986), daß die Uferschäden am Thurgauer Hochrhein zur Hauptsache dem Schiffsverkehr anzulasten sind, wobei rund 1/3 der Erosionswirkung auf die Wellenenergie von Sportbooten zurückzuführen ist. Wesentlich für die Schadenswirkung ist die Höhe der erzeugten Welle. Diese ist abhängig vom Bootstyp, von der Wasserverdrängung und der Fahrgeschwindigkeit sowie der Entfernung vom Boot zum Meßpunkt. Im Bereich der verdrängenden Fahrt und der kleineren Fahrgeschwindigkeiten nimmt die Wellenhöhe mit der Fahrgeschwindigkeit überproportional zu. Die höchsten Wellen erzeugt ein Boot, das mit Stauwellengeschwindigkeit fährt, also noch nicht

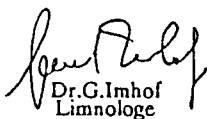
ERKLÄRUNG ZUR SCHOTTERENTNAHME AUS FLIESSGEWÄSSERN

Ein von der Nationalparkplanung Donauauen beauftragtes Expertenteam erarbeitete im Sommer 1990 in mehrtägigen Klausuren eine Darstellung des derzeitigen Status der Donaufischfauna.

Neben den unterschiedlichsten Lebensansprüchen wurden insbesondere auch negative Einflüsse auf die Fischfauna erörtert. Regulierungsmaßnahmen und Kraftwerksbauten sind ganz allgemein als die wesentlichsten Beeinträchtigungen der ursprünglichen aquatischen Fauna anzusehen. Im Fall der Donau sind aber auch die zum Teil umfangreichen Schotterentnahmen als schwere Störungen bzw. Beeinträchtigungen zu sehen.

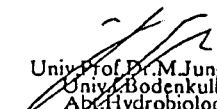
Aus dem Erfahrungsaustausch dieser Klausuren ergibt sich, daß

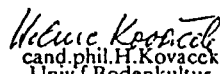
- der überströmte, nicht kolmatierte Schotterkörper als Lebensraum zahlreicher rheophiler Arten dient, die aufgrund des Mangels an entsprechenden Habitaten zum Großteil als stark gefährdet einzustufen sind;
- der Schotterkörper in Fließgewässern eine lebenswichtige Rolle hinsichtlich der Reproduktion und Larvalentwicklung einer Vielzahl von aquatischen Organismen einnimmt;
- Schotterentnahmen jeglicher Art schädigend auf Fließgewässerbiozöten wirken. Die Beurteilung des Schadensausmaßes ergibt sich jeweils aus den ökologischen Gegebenheiten und der Dimension der Maßnahmen;
- die gefährdete, rheophile Fauna von gestauten Flußabschnitten in die meist kurzen Stauwurzelbereiche zurückgedrängt wird und diese daher absolut schutzwürdige Refugialräume für die ursprüngliche Fauna darstellen;
- Schotterbaggerungen in Stauräumen aus mehrfacher Hinsicht negativ zu beurteilen sind. Die entnommenen Schottermengen werden aufgrund des fehlenden Geschiebetriebes nicht mehr ersetzt. Querschnittserweiterungen infolge von Schotterentnahmen reduzieren die Fließgeschwindigkeit und erhöhen somit Sedimentation von Schwebstoffen, wodurch aus ökologischer Sicht irreparable Schäden verursacht werden;
- modernen ökologischen Zielsetzungen entsprechend, Stauwurzelbereiche in Sanierungskonzepten (Strukturierung, Aufhöhung, Erhaltung und Unterschutzstellung) vorrangig zu behandeln sind;
- die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers im öffentlichem Interesse steht (WRG §105 Abs.1 lit.m) und entsprechend zu berücksichtigen ist.

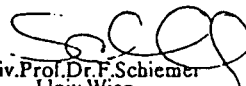

Dr. G. Imhof
Limnologie



Dir. Dr. A. Jagsch
Bundesanstalt f. Fischereiwirtschaft



Dipl. Ing. R. Janisch
Fischereisachverständiger

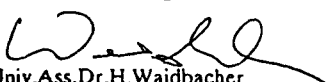

Univ. Prof. Dr. M. Jungwirth
Univ. f. Bodenkultur
Abt. Hydrobiologie

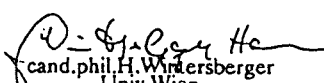

cand. phil. H. Kovacek
Univ. f. Bodenkultur
Abt. Hydrobiologie


Univ. Prof. Dr. F. Schiemer
Univ. Wien
Abt. Limnologie


cand. ing. S. Schmutz
Univ. f. Bodenkultur
Abt. Hydrobiologie


Dr. Thomas Spindler
Limnologie


Univ. Ass. Dr. H. Waidbacher
Univ. f. Bodenkultur
Abt. Hydrobiologie


cand. phil. H. Wintersberger
Univ. Wien
Abt. Limnologie


Dipl. Ing. H. Wösendorf
Wasserstraßendirektion

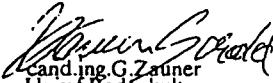

cand. ing. G. Zauner
Univ. f. Bodenkultur
Abt. Hydrobiologie

Abb. 23: Erklärung zur Schotterentnahme aus Fließgewässern nach SCHIEMER et al. (1991a).

gleitet. Diese ist abhängig von der Gewässerbreite und dem Gewässerquerschnitt. Bei weiterer Erhöhung der Geschwindigkeit kommt das Boot in die Gleitphase und die Wellen werden wieder niedriger. Wesentlich ist aber, daß bei jeder Beschleunigung zur und bei jedem Bremsmanöver aus der vollen Fahrt diese kritische Geschwindigkeit durchfahren wird.

Die Ermittlung von Wellenhöhen durch die Sportschiffahrt ist in der Arbeit von HARTL (1978) gut nachvollziehbar. Zur Erfassung der Schädigung der Uferböschungen durch den künstlichen Wellenschlag ist auch die natürliche Wellenbildung durch Wind zu untersuchen, da eine übermäßige Uferschädigung erst dann eintritt, wenn die künstlichen Wellen höher sind als die natürlichen, windinduzierten. Auch die natürliche Wellenbildung ist rechnerisch zu erfassen (HARTL, 1978). Wesentlich ist die Streichlänge des Windes, die wiederum von den örtlichen Gegebenheiten (Ufervegetation, Flußkrümmung etc.) abhängt. Es ist daher möglich, die Mindestentfernung eines Bootes vom Ufer zu bestimmen, bei der der Wellenschlag eine bestimmte (natürliche) Amplitude nicht übersteigt. Sollte die ermittelte Mindestentfernung größer sein, als die halbe Gewässerbreite, so müßte entweder die Schifffahrt eingestellt, die Geschwindigkeit unter der kritischen Fahrgeschwindigkeit (meist im Bereich von rund 20 km/h) gefordert, oder die Ufer befestigt werden.

Die Ufererosion durch Schiffswellen führt zu nachhaltigen Veränderungen im Gewässersystem. So werden besonders die natürlichen Sedimentationsprozesse gestört. EYRICH (1992) hat nachgewiesen, daß in Gewässern östlich von Berlin Sedimentationsablagerungen, die aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten ($< 0,3$ m/s) zu erwarten waren, durch die Schifffahrt nachhaltig unterbunden werden: die äußere Kolmation wird verhindert und dadurch eine Infiltration in den Grundwasserleiter ermöglicht. Beim Durchgang von Schiffswellen wird aber auch erodierbares Material umgelagert. RÖMISCH (1990) konnte in Modellversuchen beweisen, daß das Gewässerprofil nach maximal 100 Fahrten durch eine deutliche Erosion im Böschungsbereich in Höhe des Ruhewasserspiegels und einer Materialakkumulation im Bereich des Böschungsfußes charakterisiert wird. In der Praxis bedeutet das ein Ausspülen des Feinmaterials aus den Blocksteinen, Uferbestockungen, Schilfrhizomen etc. (HERZIG et al., 1989; HUBER & WEISS, 1986). Diese Uferauswaschungen können kurzfristig 12fache Schwebstoffkonzentrationen im unmittelbaren, makrophytenfreien Uferbereich hervorrufen. In dichten Makrophytenbeständen werden hingegen nur max. 4fache Schwebstoffgehalte erreicht. Die Auswirkungen des Wellenschlages in derartigen Beständen (z. B. Abspülen des epiphytischen Belags, Ausschwemmen von Organismen) sind nach HERZIG et al. (1989) gering: Die Befunde aus dem Stauraum Altenwörth belegen, daß trotz Schifffahrt ein z. T. dichter Bestand an Laichkräutern (vor allem *Potamogeton pectinatus*) ausgebildet werden kann, obwohl MAYSER (1992) im Main-Donau-Kanal als einzige Pflanzen, die dem Wellenschlag standhalten können, Schilfrohr und Schlanksegge anführt. Wesentliche Kriterien für das Vorhandensein oder Fehlen submerser Makrophyten in Schifffahrtsstraßen sind u. a. die Gewässerbreite und der Abflußquerschnitt, also jene Kriterien, die auch für die Stauwellengeschwindigkeit ausschlaggebend sind.

In schmalen Gewässern konnte von RÜTTEN (1994) ganz klar ein negativer Effekt der Schifffahrt auf die Benthosbiozöten dargestellt werden. Der größte Teil der Makrozoen, z. B. Libellen, viele Köcher- und Eintagsfliegenlarven sowie viele Bryozoen werden durch den Wellenschlag der Schiffe entweder in ihrer Existenz beeinträchtigt, oder aber die Schifffahrt verhindert gänzlich ihr Aufkommen. Leider werden quantitativ nur Individuendichten angegeben. TITZNER & SCHLEUTER (1989) geben an, daß die Besiedlungsdichte der Makrozoen (Fischnährtiere) in Abschnitten mit intensivem Schiffsverkehr auf rund die Hälfte absinken kann. Nach TOCKNER (pers. Mitt.) ist aber zu unterscheiden, ob es sich um ein stehendes bis langsam fließendes Gewässer (Stau, See), oder um ein rasch fließendes Gewässer (Fließstrecken, Kanäle etc.) handelt. In stagnierenden Wasserkörpern stellt sich eine limnophile Zoobenthosassoziation ein, die beim Durchgang einer Welle wesentlich größere Stabilitätsprobleme hat, als dies bei den strömungsangepaßten Fließwasserarten der Fall ist. So kann beispielsweise in den Stauräumen der Donau, die vom Wellenschlag beeinflusste oberste Zönose des Blockwurfes (bis 0,5 m Tiefe) deutlich von jener aus tieferen Zonen unterschieden

werden, während eine derartige Klassifizierung im stark durchströmten Blockwurf des Wiener Donaukanals nicht durchführbar ist (KATZMANN et al., 1992). Es handelt sich somit nicht nur um quantitative, sondern auch um qualitative Änderungen der Makrozoobenthosgesellschaften. In seichten Wasserstraßen dürfte der Ausfall an Fischnährtieren weit höher sein, da die Propellerturbulenzen eine Sedimentation organischer Partikel, die die Nahrungsgrundlage für viele Benthosorganismen darstellen, verhindern. EYRICH (1992) stellte an der Spree fest, daß die Gewässersohle auf durchschnittlich 85 m Breite frei von organogenen Ablagerungen ist. Dies kann ebenfalls als Folge des Schifffahrtsbetriebes interpretiert werden (Staubsaugereffekt). Erschwerend für die allgemeine Umlegung dieser Ergebnisse auf andere Gewässer ist die Tatsache, daß sämtliche Untersuchungen in Kanälen oder Wasserstraßen mit normalisierten Trapezprofilen durchgeführt wurden. Es ist aber bekannt, daß die Wellenwirkung auf flachen Naturufeln und Schotterbänken anders ist als auf steilen oder befestigten Uferbereichen, da die Energie über lange Strecken abgebaut und die mechanische Flächenbelastung dadurch relativ geringer wird (ZAUNER & SCHIEMER, 1992). Allerdings sind hier weit größere Flächenanteile betroffen, wobei zusätzlich das Problem des Wellenüberschlages (Gischtbildung) auftritt (HUBER & WEISS, 1986). Die Auswirkungen derartiger Wellen auf die Benthosfauna sind bis dato nicht untersucht. Es wird aber vermutet, daß die Fischnährtiere, aber auch besonders die Fischlarven davon betroffen sind (ZAUNER & SCHIEMER, 1992). Hinweise dafür finden sich bei den eigenen Jungfischuntersuchungen: In strömungs- und wellenschlagsgeschützten Buchten wurden durchschnittlich zweimal höhere Bestandsdichten an Larven und Jungfischen registriert als in den freien, dem Wellenschlag der Schiffe ausgesetzten, angeströmten Schotterbänken der Donau. Allerdings müssen spezifische Verhaltensmuster und Habitatpräferenzen der Fischbrut berücksichtigt werden, die die räumliche Verteilung der Jungfische noch zusätzlich beeinflussen (SPINDLER, 1988).

Immer wieder diskutiert wird die Frage der Auswirkungen des Wellenschlages auf den Fischlaich. HOFBAUER versuchte diese Frage bereits 1965 zu klären, indem er auf Pflanzen abgelegten Fischlaich dem Wellenschlag aussetzte und nach 2 bis 5 Tagen 100 % Eiverlust verzeichnen mußte. Die Annahme, daß der Wellengang die Laichabschwemmungen verursachte, ist sehr wahrscheinlich. Im Gegensatz dazu, beschreiben HERZIG et al. (1989) aus den, ebenfalls den Wellen ausgesetzten, Makrophytenbeständen im Stauraum Altenwörth bis über 8.000 Fischeier/m², vor allem im bodennahen Bereich bis 30 cm. Daß sich zumindest ein Teil der Eier auch tatsächlich entwickelt hatte, ist aus den später beobachteten Jungfischschwärmen zu schließen. Über die Auswirkungen des Wellenschlages auf die Eier der Kieslaicher können ebenfalls nur Vermutungen angestellt werden, da die Laichplätze zumeist nicht bekannt sind. ZAUNER & SCHIEMER (1992) diskutieren mögliche negative Folgen der Aufwirbelungs- und Sedimentationsprozesse, die zu Verpilzungen und Bakterienaufwüchsen führen können. Mit einer generellen Schädigung kann ab einer Schwebstoffmenge von 80 mg/l gerechnet werden.

Eine, durch die Schiffsturbulenzen hervorgerufene, Erhöhung der Schwebstoffgehalte des Wassers könnte, infolge der verringerten Lichtdurchlässigkeit, zu einer Verminderung der Primärproduktion und in weiterer Folge zu einer Reduzierung der fischereilichen Produktivität eines Gewässers führen. Es liegt jedoch keine Arbeit vor, die diesen spezifischen Aspekt quantitativ belegen könnte. Die Ergebnisse von NICHOLS et al. (1990) betreffend eine besonders starke Eintrübung des Wassers durch ein Baggerschiff deuten aber darauf hin, daß in Gewässern mit natürlicherweise hohem Schwebstoffgehalt nur geringe Auswirkungen auf die Benthosfauna zu erwarten sind.

Neben dem Wellenschlag und der Sogwirkung der Schraube verursachen Schiffe und Motorboote aber auch andere Störungen des Gewässers: Ein entscheidender Faktor dürfte die Scheuchwirkung sein, die in einer Untersuchung von BOBEK (1993) mit Echolotungen, trotz behutsamster Fahrweise, registriert werden mußte. Herkömmliche Vertikalortungen vom Boot aus sind daher zur Bestandsabschätzung von Fischpopulationen nicht geeignet. Man kann annehmen, daß bei häufiger Störung durch Motorboote ein gewisser Anteil des Fischbestandes – sofern möglich – abwandern wird. In diesem Zusammenhang ist vermutlich die Lärmbeeinträchtigung, aber auch die Schattenbildung des Bootes, von entscheidender Bedeutung.

Die ökologischen Probleme aus dem Ausbau der Flüsse zu Wasserstraßen, insbesondere durch Regulierung, Abtrennung von Altarmen, harte Uferbefestigung zum Schutz vor Ufererosion, Errichtung von Staustufen und Unterbrechung des Flußkontinuums wurden bereits ausführlich diskutiert.

4.2.5 Freizeitnutzung

Die Oberflächengewässer sind in zunehmendem Maß Ausübungsort von Freizeitaktivitäten verschiedenster Art. Der zu Beginn dieses Jahrhunderts rege Badebetrieb in unzähligen Bächen und Flüssen ist durch die Errichtung privater Swimming-Pools und öffentlicher Bäder zurückgegangen. In jüngster Zeit ist aber wieder eine leichte Zunahme des Badebetriebes in den letzten noch weitgehend naturbelassenen Bächen und Flüssen zu bemerken. Dies führt in frequentierten Abschnitten zur Beunruhigung und zur Abwanderung der Fische (JAGSCH, 1992).

Die Beunruhigung von Fischen durch Sportboote, die in Uferbereiche und Altwässer eindringen, wurde bereits oben erörtert. Eine Reihe neuer Modesportarten beeinträchtigt in zunehmendem Maß die Naturräume. Die Fließgewässer werden durch Extremsportarten wie Rafting, Hydrospeed (Skeletoning) und Canyoning gewissermaßen zum "Sportgerät" degradiert und konsumiert. Unter dem Vorwand die Natur zu erleben, werden die letzten unberührten, sehr empfindlichen Biotope gestört. Oft werden an einem Wochenende mehrere Hundert abenteuerlustige "Naturfreunde" von Unternehmern an die Einstiegstellen gebracht und von Bootsführern durch reißende Flußabschnitte geführt; eine Art "Achterbahnerlebnis" mit größerem Risiko für Mensch und Natur. Laichbereite Fische werden gestört, Laich und Brut durch Ruderschläge in das Schotterbett zerstört, Fische so stark beunruhigt, daß sie ihre Unterstände nicht mehr verlassen und die Nahrungsaufnahme reduzieren (JAGSCH, 1992).

Zunehmender Beliebtheit erfreut sich heute auch das Kanufahren in den Augewässern der Tieflandflüsse. Auch hier werden organisierte Touren beispielsweise an March und Donau angeboten, wobei sonst unzugängliche Ruhezone empfindlich gestört werden. Laichzeiten und Laichplätze der Fische, Brut und Mauserzeiten der Wasservögel etc. werden häufig ignoriert. Die unkoordinierte und unregelmäßige Nutzung sensibler Naturräume führt zu empfindlichen Beeinträchtigungen der Fauna in diesen letzten Auegebieten, die aber von internationaler Bedeutung sind.

Besonders schädigend für die Fischfauna können auch diverse Eissportarten wie z. B. Eislaufen, Eisstockschießen oder Motorsportarten am Eis sein. Durch die enorme Lärmbelastung in der winterlichen Ruhephase werden die Fische aus ihren Wintereinständen gescheucht und schwimmen panikartig, wild flüchtend umher. Energieverluste, Verletzungen am Eis und Unterwasserstrukturen sowie Anfrieren an der Eisdecke führen zu kaum schätzbaren Verlusten. Entsprechende Studien zur Quantifizierung der Schäden liegen bis dato nicht vor.

Auch die fischereiliche Nutzung der Gewässer stellt eine der, wenn auch im Vergleich zu den schwerwiegenden Habitatveränderungen meist geringe, Gefährdungsursachen der heimischen Fischfauna dar. In diesem Zusammenhang wären:

- die gezielte Entnahme unerwünschter Fischarten aus den Gewässern, wie z. B. den Hecht aus Salmonidengewässern,
- die Überfischung einzelner Arten (z. B. Bachforelle, Hecht, Zander),
- der Besatz mit genetisch nicht geeigneten Fischen (z. B. dänische Forellen, Speisekarpfen)
- der Besatz mit in Gewässern ursprünglich nicht vorhandenen Arten (z. B. Aal), oder
- der Besatz mit genmanipulierten Fischen (z. B. tetraploide Karpfen), bzw. die
- die Einbürgerung (Regenbogenforelle, Bachsaibling) oder
- die Einschleppung exotischer Fischarten (z. B. Blaubandbärbling) zu erwähnen.

Zum Einfluß der Fischerei auf die Fischbestände wird auf die Kapitel 6.2.3 und 6.2.4 verwiesen.

Allgemein wird in Zukunft der Freizeitnutzung unserer Gewässer und ihrer ökologischen Auswirkungen mehr Augenmerk zu schenken sein, um die vielfältigen Nutzungsformen umweltfreundlich zu gestalten und entsprechende Normen und Regelungen zu erarbeiten.

4.3 Entwicklungsziele

Die Komplexität der Gefährdungsursachen erfordert systemare Überlegungen und übergreifende Sanierungskonzepte der naturräumlichen Voraussetzungen auf Basis der Lebensraumansprüche der Fischfauna. Vordringlichstes Ziel ist die Erhaltung und Entwicklung von naturnahen Gewässerökosystemen, die die Eigendynamik eines Gewässers berücksichtigen und zulassen.

Renaturierungsplanungen bzw. -maßnahmen haben sich an den naturräumlichen Gegebenheiten und dem potentiell natürlichen Gewässerzustand zu orientieren. Die Einbindung von Gewässerökologen in die Planungsphase ist daher unumgänglich, da sonst Fehlentwicklungen unvermeidlich sind. Ein häufiges Beispiel für die Gestaltungsplanung eines Fließgewässers auf einer vom Naturraum unabhängigen Grundlage ist die Modellierung von großräumigen Schleifen oder Schlingen in der Quellregion von Mittelgebirgsbächen. Werden diese dann noch mittels zweischichtiger Steinpackung in der Sohle und im Uferbereich befestigt und die Erlen weit oberhalb der Befestigungen gepflanzt, so ist abzusehen, daß sich typische Strukturen, wie Auskolkungen oder ein heterogenes Strömungsmosaik schwer entwickeln können.

Im Fall von Unterhaltungsmaßnahmen muß nicht die Befriedigung des menschlichen Ordnungssinnes, sondern die Entfesselung des Gewässers ausschlaggebend dafür sein, ob eine Maßnahme sinnvoll ist oder nicht (FOSCHEPOTH, 1989). Die routinemäßige Beseitigung jeglicher Strukturen, die das Abflußregime eines Fließgewässers verändern könnten, muß durch einen situationsbezogenen Abwägungsprozeß ersetzt werden. Kleinräumige Uferabbrüche im Bereich eines bestockten Ufers sind Voraussetzung für die Entstehung bzw. Erhaltung eines abwechslungsreichen Strömungsmosaiks und bedürfen keiner Gewässerkorrektur (JENS, 1989)! Die rasche Erarbeitung und Umsetzung gewässerspezifischer Pflege- und Bewirtschaftungskonzepte ist daher unumgänglich.

5 ZUR VERWENDUNG VON FISCHEN ALS BIOINDIKATOREN IN ÖSTERREICH

(A. Chovanec, T. Spindler)

5.1 Zum Begriff der Bioindikation

Die Interpretation des Begriffes "Bioindikation" reicht von der Beschreibung natürlicher Standortverhältnisse anhand bestimmter Organismen oder Organismengemeinschaften bis zu der ausschließlichen Verwendung von Organismen als Indikatoren von Schadstoffbelastungen (ARNDT et al., 1987). Oft nur verschwommen ist die Trennung der Bioindikation vom "Bio-monitoring", einem Begriff, der im aquatischen Bereich vorwiegend standardisierte Verfahren zur kontinuierlichen Überwachung von Emissionen oder Immissionen bezeichnet. Begriffliche Unschärfen können sich hierbei auch bei dem im Rahmen der angewandten Umweltwissenschaften fast inflationär gebrauchten Begriff "Monitoring" ergeben; in der angewandten limnologischen bzw. wasserwirtschaftlichen Forschung setzt sich zunehmend die Auffassung durch, den Terminus "Monitoring" auf langfristige und standardisierte Verfahren zum Nachweis von – zumeist anthropogen herbeigeführten – Veränderungen in Ökosystemen anzuwenden und daher von Schwerpunktuntersuchungen bzw. Überwachungsprogrammen abzugrenzen (vgl. dazu z. B. CHAPMAN, 1992; CHOVANEC, 1994a). Außer Zweifel steht freilich, daß einzelne Indikationsprogramme durchaus Monitoringcharakter haben und daher auch entsprechend zu bezeichnen sind.

Aquatische Bioindikation wird im Rahmen des vorliegenden Kapitels als Methodenkomplex verstanden, der zwar dem Nachweis anthropogener Einflüsse auf aquatische Ökosysteme dient, neben schadstofforientierten Aspekten aber auch die Abschätzung gewässermorphologischer Gegebenheiten im Sinne von Habitat- oder Gebietsbewertungen umfaßt (vgl. dazu CHOVANEC, 1991, 1994b). Deskriptive Methoden zur Charakterisierung bzw. Typisierung natürlicher Standortverhältnisse (z. B. Erhebung von Leitfischarten zur Bestimmung von Gewässerregionen) werden im Rahmen dieser engeren Begriffsauffassung also nicht der Bioindikation zugerechnet. Der ARBEITSKREIS BIOINDIKATION/GDCH (1996) definiert Bioindikatoren als Organismen oder Organismengemeinschaften, die auf Umwelteinflüsse mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen und/oder ihrer chemischen Zusammensetzung reagieren bzw. deren Vorkommen oder Fehlen in einer Biozönose Umweltfaktoren charakterisieren.

Verschiedene Indikationskonzepte sind in diesem Zusammenhang anzuführen bzw. gegeneinander abzugrenzen: Im Rahmen der Indikation von Umweltschadstoffen sind Akkumulations- und Reaktionsindikatoren zu unterscheiden. Reaktionsindikatoren zeigen bereits nach der Aufnahme nur geringer Schadstoffmengen, frühzeitig und deutlich durch Veränderungen ihres Stoffwechsels, eine Wirkung und lassen durch ihre Schadbilder Rückschlüsse auf die Belastungssituation ziehen. Akkumulationsindikatoren dagegen reichern die Stoffe an, reagieren aber erst spät mit nachweisbaren Veränderungen. Hier erfolgt die Indikation im wesentlichen über die chemische Analyse von Schadstoffgehalten (ARNDT et al., 1987). Bioindikatoren, die in standardisierten Laborsituationen zum Einsatz kommen (z. B. Fischtest), heißen Testorganismen. Eine weitere Unterscheidung ergibt sich daraus, ob bereits im Ökosystem vorhandene Organismen für Indikationszwecke herangezogen werden ("passives Monitoring"), oder ob Organismen dafür in standardisierter Form eingebracht werden ("aktives Monitoring"; ARNDT et al., 1987; vgl. dazu auch obige Bemerkung zum Begriff "Monitoring").

Das Arbeitsgebiet der Ökotoxikologie, also die Feststellung von Schadwirkungen anthropogener Chemikalien auf biologische Systeme in all ihren Organisationsebenen (vom Molekül bis zur Biozönose), ist zweifellos engstens mit dem Komplex der stofforientierten Bioindikation verbunden.

Die Lebensraumsprüche von Zeigerorganismen (Arten, Gesellschaften) sind derart eng mit der Habitatausstattung verknüpft, daß sie durch ihr Vorkommen, ihre Abundanz und Dominanz sowie durch ihren Populationsaufbau bestimmte Standortfaktoren und Lebensraumqualitäten im Freiland qualitativ indizieren. Diese Organismen werden im Zuge der Bearbeitung der strukturökologischen Aspekte der Bioindikation eingesetzt, aber natürlich auch im Rahmen von Indikationsmethoden zur Bewertung der Auswirkungen stofflicher Einträge. Das Saprobiensystem ist hier exemplarisch als eines der bewährtesten und ältesten Indikationssysteme zu nennen (vgl. z. B. MOOG, 1991).

5.2 Fische als Bioindikatoren

- Die intensive Verwendung von Fischen als Bioindikatoren begründet sich auf eine Reihe von Faktoren (SCHMUTZ et al., 1993; HOFER, mündl. Mitt.):
- Ein großer Anteil der heimischen Fischarten besitzt durch stark strukturgebundene Lebensweise ein hohes Indikationspotential für die gewässermorphologische Ausstattung des jeweiligen Habitates.
- Als Primär- und Sekundärkonsumenten sind Fische Endglieder der Nahrungsnetze; sie spiegeln die trophischen Verhältnisse im Gewässer wider und reagieren oft sehr empfindlich auf Schadstoffe.
- Fische zählen zu den langlebigsten Organismen in aquatischen Ökosystemen, wodurch sie über einen längeren Zeitraum sowohl Indikatorwert für negative Einzelereignisse (plötzliches Einbringen von xenobiotischen Stoffen) als auch für kumulative Einflüsse (Abwasserbelastungen) besitzen.
- Fische sind mobile Organismen und dadurch gute Zeiger für die Kontinuumsverhältnisse von Fließgewässern; bestimmte Aspekte der Schadstoffindikation (z. B. Lokalisationen von Schadstoffquellen) werden dadurch allerdings erschwert.
- Aufgrund der Körpergröße der Fische steht eine höhere Zahl diagnostischer Methoden zur Verfügung als beispielsweise bei Wirbellosen.
- Fische stellen in der Regel die einzigen direkt genutzten Lebewesen limnischer Ökosysteme dar; damit kommt ihnen in der subjektiven Betrachtung des Menschen ein viel größerer Stellenwert zu als Kleinlebewesen.
- Anhand von Gesundheitsschäden von Fischen können durch andere Methoden gewonnene Befunde über Gewässerbelastungen nicht nur ergänzt, sondern auch für die breite Öffentlichkeit und Entscheidungsträger veranschaulicht werden.

Im folgenden soll anhand ausgewählter Beispiele ein Überblick über den aktuellen Einsatz von Fischen als Bioindikatoren in Österreich gegeben werden.

5.3 Fische als Schadstoffindikatoren

Im Rahmen von Schadstoffuntersuchungen in aquatischen Ökosystemen haben Schwermetalluntersuchungen eine lange Tradition, was sich auch in den Untersuchungen über die Akkumulation dieser Stoffgruppe in Fischen widerspiegelt (z. B. KROCZA et al., 1974; EBNER & GAMS, 1975a, b; TEHERANI et al., 1979a, b).

Im Gegensatz zu lipophilen Substanzen, also jenen Substanzen, die zu Fett eine hohe Affinität zeigen (z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe), ist bei Schwermetallen in der Regel keine suk-

zessive Anreicherung in der Nahrungskette (Biomagnifikation) bis hin zum räuberischen Fisch feststellbar; eine selektive Anreicherung einzelner Metalle in bestimmten Fischorganen ist allerdings nachweisbar: Während sich beispielsweise hohe Zinkkonzentrationen im Darmgewebe finden, wird Kupfer stark in der Leber angereichert bzw. Cadmium in der Niere (DALLINGER, 1986; DALLINGER et al., 1987). DALLINGER & KAUTZKY (1985) ermittelten Schwermetallkonzentrationen in verschiedenen Organen der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und verglichen sie mit jenen in Wasser, Sedimenten, Wassermoosen (*Fontinalis anti-pyretica*) und Wasserasseln (*Asellus aquaticus*).

FANTA et al. (1988) wiesen im Rahmen von Schwermetalluntersuchungen in Fischen mehrerer Kärntner Gewässer hin, daß erhöhte Konzentrationen in Leber und Niere Aufschluß über chronische Belastungen geben, entsprechende Konzentrationen in der Kieme allerdings eher auf akute Belastungssituationen schließen lassen. Im Muskelfleisch konnten generell niedrigere Konzentrationen nachgewiesen werden als in den Innereien.

EBNER & GAMS (1989) ermittelten die Quecksilbergehalte von Donaufischen: Konzentrationsschwankungen werden in erster Linie mit unterschiedlichen Ernährungsgewohnheiten der einzelnen Arten in Beziehung gesetzt. MESSNER (1991) untersuchte in Kärnten mehrere Fischarten (getrennte Analyse verschiedener Organe) auf Akkumulationen von Schwermetallen, wobei Standorte sowohl unbelasteter als auch durch industrielle Abwässer belasteter Gewässer ausgewählt wurden. MÜLLER et al. (1993) konnten bei Aiteln (*Leuciscus cephalus*) der Ager erhöhte Zink- (in der Niere) und Kupfergehalte (in der Leber) nachweisen.

Schwermetalluntersuchungen von GUNATILAKA (in Druck) in Organen von Aal (*Anguilla anguilla*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Zander (*Stizostedion lucioperca*) und Sichling (*Pelecus cultratus*) des Neusiedler Sees unterstreichen die wichtige Rolle von Leber und Niere als Akkumulationsorgane; Muskelfleisch spielt in diesem Zusammenhang nur eine untergeordnete Rolle. Durch die Analyse anderer Medien sowie durch entsprechende statistische Methoden konnten für Aal und Sichling die Hauptursachen für die Belastungen aufgezeichnet werden. Auffallend waren hier die hohen Zinkkonzentrationen.

Anlässlich der Bemühungen des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, im Rahmen der in Diskussion befindlichen Immissionsverordnung für Fließgewässer Schwermetallgrenzwerte für österreichische Gewässer festzulegen, wurden von KÖCK et al. (1991) die Auswirkungen von Zink, Blei, Kupfer, Cadmium, Quecksilber, Chrom und Nickel auf Fische anhand der verfügbaren Literatur (im Fall von Zink und Blei auch aufgrund eigener Untersuchungen) diskutiert und entsprechende Grenzwerte vorgeschlagen. Diese aus fischbiologischer Sicht erarbeiteten Werte sind größtenteils strenger als die im Entwurf der Immissionsverordnung (Juli 1993) vorgesehenen.

Die Akkumulation organischer Schadstoffe in Fischen wurde in Österreich nur vereinzelt bearbeitet (ZISLAVSKY, 1976; SCHEIDL et al., 1980; ZISLAVSKY et al., 1988). SCHEIDL (1991) analysierte polychlorierte Biphenyle in Fischen und Wasserproben von vier Karpfenteichen des nördlichen Waldviertels: nur in wenigen Proben waren PCB-Kongenere nachweisbar. DIMAI (1993) konnte in Organen von Fischen der Gurk im Einflußbereich einer Kalkdeponie der Donau Chemie AG beträchtliche Konzentrationen chlorierter Kohlenwasserstoffe nachweisen, wobei Trichlorethen, Tetrachlorethen und Hexachlorbutadien den größten Anteil ausmachten. Bei Fängen an einer anderen Probenahmestelle wurden noch weitere Verbindungen aufgespürt, für die eine andere Herkunft angenommen werden muß. GUTLEB (1994) untersuchte im Rahmen seiner Doktorarbeit eine Vielzahl organischer Substanzen (DDT, DDD, DDE, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexane, Heptachlorepoxyd und einige polychlorierte Biphenyle) in Fischen.

Die Arbeitsgruppe für Fischpathologie an der Universität Innsbruck wendet schwerpunktmäßig folgende Diagnosemethoden an (HOFER, schriftl. Mitt.):

Histopathologie: Es konnte festgestellt werden, daß sich verschiedene Organe des Fisches bei Belastungen sehr unterschiedlich verhalten: Obwohl die Kieme relativ ungeschützt mit

dem umgebenden Medium in Kontakt kommt, rufen meist nur akute, hohe Schadstoffkonzentrationen nennenswerte Schädigungen hervor. Andererseits erweist sie sich als ein hervorragender Indikator für Störungen des Gesamtstoffwechsels, wie etwa des Ionenhaushaltes. Die Leber, das wichtigste Stoffwechselorgan des Fisches, reagiert auf Belastungen mit einem rapiden Abbau ihrer Speicherstoffe, weil diese in energieaufwendigen Entgiftungsprozessen rasch mobilisiert und oft nicht schnell genug nachgeliefert werden können. Stoffwechselstörungen und Zellschäden machen sich bei subletalen Schadstoffkonzentrationen jedoch erst nach langen Expositionszeiten bemerkbar. Die Niere hingegen zeigt rasch und bereits bei geringen Belastungen strukturelle Änderungen, die zunächst nur Ausdruck von Stoffwechselstörungen, später aber auch von spezifischen Zellschädigungen sind. Dieses Organ ist daher auch gut geeignet, um rechtzeitig auf Umweltbelastungen verschiedenster Art aufmerksam zu machen.

Schwermetalluntersuchungen in den Organen von Fischen: Hohe Konzentrationen sind – wie bereits angesprochen – meistens in Leber und Niere besonders ausgeprägt; durch Messungen in Verdauungstrakt und Kiemen kann der Weg der Metalle in den Körper verfolgt werden (vgl. dazu z. B. KÖCK & BUCHER, 1997). Die fallweise starken Kontaminationen von Innereien erfordern den Hinweis, vor dem Verzehr von Fischen darauf zu achten, die Niere, die wegen ihrer Kleinheit und versteckten Lage oft übersehen wird, beim Ausnehmen nicht zu vergessen.

Hämatologische Untersuchungen: Ähnlich wie in der Humanmedizin, können auch beim Fisch Veränderungen der Zusammensetzung des Blutes Stoffwechselstörungen anzeigen. Schwierigkeiten ergeben sich oft bei der Zuordnung von Organschäden zu konkreten Verursachern.

Exemplarisch seien hier ausgedehnte Untersuchungen der Arbeitsgruppe an Koppen (*Cottus gobio*) der Traun erwähnt (BUCHER et al., 1990; BUCHER et al., 1992a,b; BUCHER & HOFER, 1993a,b). Mit Hilfe histologischer, physiologischer und parasitologischer Methoden wurden die Wirkungen vor allem verschiedener Abwassertypen, aber auch von Stauhaltungen untersucht. Als wenig mobiler Lückenraumbewohner eignet sich die Koppe gut als Indikator, die sich im Rahmen der Untersuchungen als überraschend robust gegenüber Abwasserbeeinflussungen zeigte. In den unbelasteten oder nur wenig belasteten Untersuchungsstrecken befanden sich die Koppen in einem guten Gesundheitszustand; in den verunreinigten Teilstrecken erwiesen sich deren Niere und Leber als geeignete Indikationsorgane. Kieme und Blut zeigten hingegen kaum standortspezifische Unterschiede. Gewässerverbauungen und fischereiliche Bewirtschaftungen scheinen sich auf Koppenbestände wesentlich gravierender auszuwirken als mäßige Abwasserbelastungen, falls diese nicht zur Verschlammung des Groblückenraumes führen (HOFER & BUCHER, in Druck).

Fischpathologische Untersuchungen an Fischen der Mur und Pöls (BUCHER & HOFER, 1991; HOFER et al., 1993) stellen wertvolle Ergänzungen zu Wassergüteuntersuchungen (z. B. VOGEL & CHOVANEC, 1989; CHOVANEC & WINKLER, 1994) dar, um differenzierte Aussagen über die Auswirkungen der Belastungen stark beeinträchtigter Gewässer treffen zu können.

Neuere Untersuchungen der Arbeitsgruppe für Fischpathologie haben u.a. das durch LAS hervorgerufene Auftreten chronischer Effekte bei *Oncorhynchus mykiss* (HOFER et al., 1995) zum Gegenstand. Metallakkumulationen bei Fischen aus Hochgebirgsseen sind Gegenstand der Arbeiten von KÖCK et al. (1996 a,b) und KÖCK et al. (1997).

5.4 Fische als Testorganismen

In Österreich werden im Rahmen standardisierter ökotoxikologischer Labortests Organismen aller trophischer Niveaus (Bakterien, Algen, Daphnien, Fische) zur Beurteilung bestimmter Wasserinhaltsstoffe bzw. Stoffgemische, Emissionen und Immissionen herangezogen (z. B. RODINGER et al., 1991); diese Untersuchungen werden in erster Linie von der Bundesanstalt für Wassergüte in Wien durchgeführt. Bei den Fischtests wird die Regenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) gemäß ÖNORM M 6263 (1987) in meist semistatistischen Tests verwendet, Testdauer: 48 Stunden, Wasserwechsel nach 24 Stunden, Testkriterium ist die Letalität. Vor dem Eintreten der letalen Wirkung werden verschiedene Verhaltensänderungen (z. B. Taumeln, Luftschnappen) zur Bewertung herangezogen, daneben auch anatomisch-histologische Befunde. Diese Art ist – im Gegensatz zum ISO-Testfisch Zebraäbrbling und zum DIN-Testfisch Goldorfe – praktisch in ganz Österreich verbreitet (RODINGER, 1989).

Über die grundsätzliche Problematik von Testverfahren: "Die Normung sollte die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse sicherstellen. Diese können weder auf andere Fischarten noch auf systematisch weiter entfernt stehende Organismen übertragen werden. Die tatsächliche Wirkung des Stoffes in der natürlichen Umwelt kann nur unter Berücksichtigung seiner Wechselwirkung mit veränderlichen chemisch-physikalischen und biologischen Umweltfaktoren abgeschätzt werden. Prinzipiell sollten derartige Toxizitätstests nur dann durchgeführt werden, wenn es unbedingt notwendig ist und keine inländischen oder ausländischen Testergebnisse oder Hinweise etwa des Erzeugers einer Substanz vorliegen. Es ist daher wünschenswert, Ergebnisse von Toxizitätstests möglichst rasch zu veröffentlichen und möglichst leicht zugänglich zu machen" (ÖNORM M 6263, 1987).

Wichtig für die Beurteilung der Giftwirkung von Substanzen ist die Erfassung der "effective concentration" (EC). Dies ist jener Konzentrationsbereich, bei dem die getesteten Organismen eine gegenüber der Kontrollgruppe bestimmte geänderte Reaktion zeigen. Ist das Testkriterium der Tod des Organismus, wird dieser Konzentrationsbereich als "lethal concentration" (LC) bezeichnet. EC₅₀ beispielsweise bedeutet jene Konzentration, bei der im Sinne des Testkriteriums 50 % der Organismen reagieren (LC₅₀: 50 Prozent der Testorganismen sind tot; KOLLER-KREIMEL & RODINGER, 1987).

Der Parameter Ökotoxizität ist auch im Entwurf zur Immissionsverordnung für Fließgewässer enthalten und bei begründetem Verdacht oder konkretem Hinweis toxischer Einflüsse von Schadstoffeinträgen auf die aquatischen Lebewesen oder Lebensgemeinschaften eines Fließgewässers zu untersuchen. Als erster Schritt ist ein einmaliger ökotoxikologischer Versuch mit Organismen der drei trophischen Niveaus (Destruenten, Produzenten, Konsumenten) durchzuführen. Lassen sich dabei ökotoxische Wirkungen feststellen, so ist mit dem am empfindlichsten reagierenden Testorganismus die Aufklärung der Ursachen weiterzuführen (Entwurf Juli 1993). Auch in den meisten auf Basis des § 33b Wasserrechtsgesetz erlassenen und noch zu erlassenden Emissionsverordnungen ist der Fischtest als ökotoxikologischer Parameter gefordert. Die hier gebräuchliche Angabe von Verdünnungsstufen bezeichnet die Mischung von Abwasser mit Verdünnungswasser in ganzzahligen Volumsverhältnissen. Wird also beispielsweise eine Abwasserprobe (einfaches Volumen) mit demselben Volumen an Verdünnungswasser auf das zweifache Volumen verdünnt, so ergibt dies die Verdünnungsstufe 2; die Angabe $G_F < 2$ bedeutet, daß selbst das konzentrierte Abwasser nicht toxisch wirken darf, d. h. alle Testfische überleben müssen.

Wesentliche gesetzliche Grundlagen für die Durchführung akuter Fischtests sind das Chemikaliengesetz (BGBl. 326/1987), das Pflanzenschutzmittelgesetz (BGBl. 476/1990) und die auf deren Basis erlassenen Verordnungen (ChemG.-Anmeldungs- und Prüfnachweiseverordnung, BGBl. 40/1989; Chemikalien-Prüfstellenverordnung, BGBl. 41/1989).

Da längerfristigen Schädwirkungen eine besondere Bedeutung zukommt, wird im BGBl. 40/1989 unter bestimmten Voraussetzungen auch die Durchführung chronischer Fischtests

gefordert, die auch Auskunft über Bioakkumulation, Auswirkungen auf die Fortpflanzung u. ä. geben sollen. Da die Mehrzahl der Prüfberichte aus entsprechenden, im Ausland angewendeten Verfahren übernommen wird, werden in Österreich die vom Chemikalien- oder Pflanzenschutzmittelgesetz geforderten Versuche nur selten durchgeführt (SATTELBERGER, mündl. Mitt.). Die in der Bundesanstalt für Wassergüte angewendeten Testverfahren sind in erster Linie von Firmen oder Vereinen in Auftrag gegeben (z. B. für Produktvergleiche) oder dienen der Bewertung von Immissionen oder von Emissionen (z. B. gemäß Abwasseremissionsverordnungen). So waren beispielsweise Proben von Straßenabwässern der A 23 im Bereich Knoten Kaisermühlen (Wien) Gegenstand ökotoxikologischer Untersuchungen (RODINGER & KAVKA, 1992). Ergebnisse ökotoxikologischer Analysen der Salzach wurden von RODINGER et al. (1990) veröffentlicht.

Mit der Verordnung über die Unzulässigkeit des "LC-50-Tests" nach dem Tierversuchsgesetz (BGBl. 792/1992), die auch auf LC-50-Fischtests anzuwenden ist, wurde zwar die Durchführung dieser Tests untersagt, Tierversuche, die neben der Ermittlung der LC-50 auch noch weitere Tierbeobachtungen oder Tieruntersuchungen beinhalten oder Tierversuche, die aufgrund der geltenden Gesetze erforderlich sind, werden von diesem Verbot allerdings nicht erfaßt.

Die Übertragung von Ergebnissen aus akuten Tests auf natürliche Verhältnisse ist nur in sehr beschränktem Maß möglich. Auch im Lichte der immer weiter steigenden Menge von *Xenobiotica*, die allerdings in zunehmend geringeren Schadstoffkonzentrationen in Gewässern vorliegen und damit nur begrenzt durch chemisch-analytische Verfahren aufgespürt werden können, scheint die verstärkte Förderung von Testmethoden, die auf die Bewertung subletaler Wirkungen beruhen, für den Gewässerschutz von größter Bedeutung.

Besonders in Deutschland wird – wesentlich initiiert durch den Chemieunfall der Firma Sandoz im Jahr 1986 und die daraus resultierenden Bemühungen einer ständigen Rheinüberwachung – die Entwicklung und Erprobung entsprechender Biotestverfahren gefördert (vgl. dazu z. B. KNIE & PLUTA, 1993). Eines der bewährtesten Testverfahren stellt in diesem Zusammenhang das sogenannte "BehavioQuant" dar.

Das bildverarbeitende System "BehavioQuant" wurde für die Anwendungsbereiche "kontinuierliche Wassergüte-Überwachung" und "Chemikalienprüfung" entwickelt (SPIESER & YEDILER, 1986). Das System ist in der Lage, die Positionen, Größen und Bewegungen einer Vielzahl von unmarkierten Objekten im selben Beobachtungsraum quantitativ zu erfassen und die in den gewonnenen Daten enthaltenen komplexen Informationen zu verarbeiten und zu bewerten (SPIESER et al., 1994). Es besteht aus einer bildverarbeitenden Computer-Steckkarte, einem Multiplexer und dem Software-Paket. In Kombination mit einem PC kann das System bis zu 16 Videokameras sequentiell ansteuern und deren Signale verarbeiten. Jeder Kamera ist ein Prüfraum (Aquarium) zugeordnet, in dem für bis zu 30 unmarkierte Prüforganismen (z. B. Fische) mehrere Verhaltensparameter ableitbar sind. Folgende Meßgrößen stehen zur Verfügung: relative Bewegungsgeschwindigkeit und Bewegungsrichtung (Motilität, Anzahl der Richtungsänderungen), vertikaler und horizontaler Aufenthaltsort (Schwimmhöhe, Wahlverhalten bei horizontalem Reizgradienten), Individuenabstand (Schwarmintegrität, Abstandsverhalten), Tagesrhythmik der o. a. Meßgrößen.

Am Institut für Versuchstierkunde der Veterinärmedizinischen Universität Wien wird dieses computergestützte "Videomonitoring" auf seine Anwendbarkeit als "Verhaltens-Meßsystem" in standardisierten Laborprüfverfahren auf Ökotoxizität von Umweltchemikalien an Fischen überprüft (GRILLITSCH, schriftl. Mitt.): Abweichungen vom Normalverhalten gelten allgemein als sensible und insgesamt unspezifische toxikologische Indikationskriterien, da sie häufig bereits unter kurz- bis mittelfristiger Einwirkung vergleichsweise geringer Konzentrationen auftreten. Dementsprechend beabsichtigt dieses Forschungsvorhaben zum Ersatz nicht relevanter Letaltests durch subletale verhaltenstoxikologische Verfahren beizutragen.

5.5 Fische als Indikatoren von Gewässerstrukturen

Etwa seit Mitte der 80er Jahre werden die Ausprägungen gewässermorphologischer Parameter verstärkt mit fischökologischen Aspekten in Beziehung gesetzt (z. B. JUNGWIRTH & WINKLER, 1983). Dabei stehen vor allem die Lebensraumbeziehungen rheophiler Fischarten im Mittelpunkt der Forschung, deren Gefährdung aufgrund der wasserbaulichen Eingriffe besonders manifest geworden ist.

Die Zielrichtungen der Arbeiten sind unterschiedlich und können folgendermaßen grob eingeteilt werden, wobei es natürlich in den meisten Arbeiten zu Überschneidungen von Bereichen kommt:

1. Status-Erhebungen, Bewertung bestehender Eingriffe, Aufzeigen von Defiziten und ihren Ursachen sowie Forderung und Vorschläge von Verbesserungen;
2. Fischereiliches Management im Sinne der Nachhaltigkeit;
3. Fischbiologische Bearbeitungen als Element von Gewässerbetreuungskonzepten und Leitbildanalysen;
4. Erfolgskontrolle von Restrukturierungsbauten, Fischaufstiegshilfen und ähnlichen wasserbaulichen Maßnahmen;
5. Untersuchungen hinsichtlich der Feststellung der Umweltverträglichkeit wasserbaulicher Projekte.

ad 1: Gegenstand ausgedehnter Untersuchungen war besonders die Donau unterhalb von Wien, deren Ergebnisse z. T. bereits im Kapitel 3 dargestellt sind. Veröffentlichungen von SCHIEMER (1986, 1988) unterstreichen die enge Beziehung verschiedener Gewässerstrukturen im Strom sowie seiner begleitenden Augewässer für die Zusammensetzung der Fischfauna unter besonderer Berücksichtigung der Habitatansprüche der im Strom selbst reproduzierenden Arten. Gegen Ende der 80er Jahre rückten vermehrt die ökologischen Bedürfnisse rheophiler Fischbrutgemeinschaften in eine prominente Position innerhalb der heimischen Fließgewässerforschung; dadurch konnten Lebensraumbeschreibungen und Verbesserungsvorschläge hinsichtlich möglicher Strukturierungsmaßnahmen auf eine breite, populationsorientierte Basis gestellt werden (SCHIEMER & SPINDLER, 1989; SCHIEMER et al., 1989; SCHIEMER et al., 1991b). Die Erkenntnis, daß Fischarten in einem Gebiet nur überleben, wenn entsprechend vielfältige Habitatstrukturen für alle Entwicklungsstadien (und deren Habitatansprüche) vorhanden und zugänglich sind, ist freilich auch für die Arten- und Naturschutzpraxis von hoher Relevanz. SCHIEMER et al. (1991a) erstellten einen umfassenden Statusbericht der Fischfauna der österreichischen Donau, der den Lebensraum Donau beschreibt, die Veränderungen bzw. Zerstörungen bestimmter Elemente der Flußlandschaft durch Regulierungen und die Errichtung von Staustufen aufzeigt, den Gefährdungsstatus der Fischzönose der Donau analysiert sowie Vorschläge für flußbauliche Verbesserungsmöglichkeiten und fischereiliches Management skizziert. Ähnliche Anliegen werden z. B. auch in SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) verfolgt.

Arbeiten von JAGSCH, JUNGWIRTH bzw. KAINZ (alle 1984) unterstreichen die negativen Folgen von Laufkraftwerken für die Fischzönose durch das Abschneiden der Augewässer vom Hauptstrom, den Wegfall von Überflutungsflächen, die Vergleichmäßigung des Abflusses, den Strukturverlust, die Unterbindung der Wandermöglichkeit sowie durch die Ausbildung sauerstoffzehrender Prozesse. Anhand des Stauraumes Altenwörth hebt WAIDBACHER (1989a, b) die negativen Implikationen des Laufstaus für die rheophile Fischfauna hervor: Strukturierungsmaßnahmen von Sohle und Uferbereichen begünstigen nur die indifferent-stagnophilen Arten. Auch der Donau-Stauraum Aschach ist Gegenstand einer Studie von WAIDBACHER et al. (1991), die den fischökologischen Ist-Zustand dokumentiert und die Auswirkungen von Strukturierungsmaßnahmen diskutiert.

JUNGWIRTH et al. (1990a) beschreiben die Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die Fischfauna und diskutieren mögliche Kompensationsmaßnahmen; bereits 1957 faßt EINSELE die Effekte wie folgt zusammen: Fischlaich ist höchst gefährdet, da die Gefahr des Trockenfallens besteht; regelmäßige Spiegelschwankungen bewirken das Abwandern von Fischen; Jungfische werden bei plötzlich fallendem Wasserstand vom Hauptstrom abgeschnitten, ersticken in Lacken oder werden Beute von Vögeln; die Nahrungsgrundlage für Fischpopulationen (Benthosorganismen) wird durch den Schwellbetrieb stark eingeschränkt.

ZAUNER et al. (1993) beschreiben die Auswirkungen wasserbaulicher Eingriffe an der Thaya (Uferbefestigungen, Flußlaufverkürzung, Abtrennung von Mäanderschlingen, gestörte Abflußverhältnisse usw.): So konnten beispielsweise die Rhithralisierungseffekte bei Durchstichen durch ein verstärktes Auftreten rheophiler Arten deutlich nachgewiesen werden; durchflossene Altarme bieten attraktivere ökologische Verhältnisse für die Fischfauna als nur einseitig offene; die natürlichen, standorttypischen Ufer in Form holziger Strukturen (ins Wasser gestürzte Bäume, ins Wasser ragendes Geäst) liegen in zu geringem Ausmaß vor. Auf Basis dieser Untersuchungen wird ein Maßnahmenkatalog zur Verbesserung der ökologischen Situation vorgeschlagen.

ad 2: Zu diesem Punkt sind exemplarisch jene fischbiologischen Untersuchungen zu nennen, die die Grundlagen für das fischereiliche Management im geplanten Nationalpark Donau-Auen liefern. Anhand fischereilicher Bestandserhebungen und populationsdynamischer Untersuchungen können Empfehlungen hinsichtlich der Schonung einzelner Arten, Entnahmebeschränkungen, Stärkung einzelner unterrepräsentierter Arten durch Besatz u. a. m. klar gegeben werden. Anhand dieser Aufnahmen sind auch Forderungen zur Verbesserung der fischereilichen Situation durch wasserbauliche Maßnahmen möglich, wie es z. B. durch Uferstrukturierungen im Strom, die stärkere Vernetzung von Fluß und Nebengewässern, Erhöhung der hydrologischen Dynamik und die Schaffung von Zonen, die im Hochwasserfall den Fischpopulationen als Refugialräume dienen, erreicht werden könnte (SPINDLER, 1991a, 1993b).

ad 3: Als Beispiel ist hier etwa das Pilotprojekt Dornbirnerach (GRABHERR et al., 1993) zu nennen. Ziel dieser umfangreichen Studie war die Erstellung ökologischer Leitbilder als Basis für Gewässerbetreuung und Renaturierungskonzepte, wobei aufgrund der fischökologischen Aufnahmen auch Forderungen hinsichtlich der fischereilichen Bewirtschaftung erhoben werden konnten.

ad 4: Die Hebung struktureller Diversität degradierter Gewässer durch wasserbauliche Maßnahmen schafft durch ausgeprägte Strömungs- und Sedimentationsgradienten ein vermehrtes Angebot von Mikrohabitaten und damit ökologischen Nischen. Diese Eingriffe, die man unter dem Begriff "Restrukturierung" zusammenfaßt, nehmen seit Mitte der 80er Jahre einen wichtigen Platz in der wasserwirtschaftlichen Planung und im Gewässerschutz ein (z. B. FRAUENDORFER & JUNGWIRTH, 1985; FANTA et al., 1988; JUNGWIRTH et al., 1989a).

Eine der bekanntesten Studien in diesem Zusammenhang stellt das Restrukturierungsprojekt Melk dar, in dem KAUFMANN et al. (1991b) die fischökologischen Aspekte der Untersuchung beschreiben. Vergleiche der Fischbestände im restrukturierten und regulierten Abschnitt der Melk zeigen, daß im Restrukturierungsabschnitt aufgrund des vielfältigen Habitatangebotes bereits innerhalb von etwas mehr als drei Jahren positive Auswirkungen belegbar sind: Die Gesamtartenzahl stieg von 10 auf 19, wobei insbesondere anspruchsvolle, gefährdete Arten an der Wiederbesiedlung beteiligt waren. Die Werte für die Dichte und Biomasse verdreifachten sich und nähern sich jenen der ursprünglichen Melk an. Analysen der einzelnen Strukturierungselemente zeigen die besten Effekte für die Kategorien Bucht und Kolk, die den qualitativ und quantitativ vielfältigsten Fischbestand bzw. die höchsten Fischdichten aufweisen. Entsprechende Strukturierungsmaßnahmen führen auch zur Ausbildung geeigneter Laichplatzareale für rheophile Arten. Die Entwicklung eines Mosaiks von Mikrohabitaten durch Strukturierungsmaßnahmen fördert auch die Entwicklung der Jung- und Kleinfische; im restrukturierten Abschnitt konnte die Reproduktion von 12 Arten (im Gegensatz von 7 im regulier-

ten) nachgewiesen werden. Als wesentlicher Effekt der Restrukturierung kann auch die Schaffung entsprechender Refugialräume für den Hochwasserfall angesprochen werden (vgl. dazu auch JUNGWIRTH et al., 1993).

Erfolge durch Restrukturierungsmaßnahmen werden auch von KATZMANN et al. (1992) anschaulich dokumentiert: In einem kleinräumigen, restrukturierten Abschnitt des Wiener Donaukanals konnte das größte Artenspektrum (21 Arten) von allen untersuchten Kanalabschnitten nachgewiesen werden; besondere Bedeutung hat die Strecke allerdings durch das erhöhte Habitatangebot für Jungfische, die im gesamten Donaukanal keine vergleichbaren Strukturen (wie z. B. Schotterbänke oder Buchten) vorfinden.

In diesem Zusammenhang sind in erster Linie die strömungsberuhigten, flach überfluteten Kies- und Schotterchoriotope von Bedeutung. Negative Folgen auf diese Lebensräume haben allerdings das Trockenfallen in Niederwasserperioden und der Wellenschlag durch Schiffe. Die Ausweitung derartiger Restrukturierungsmaßnahmen auf den gesamten Donaukanal wird dringend empfohlen.

KECKEIS et al. (1994) beschreiben deutlich die positiven Auswirkungen einer Restrukturierungsstrecke im Wienfluß auf die Fischfauna und unterstreichen die Bedeutung, die eine umfangreiche Restrukturierung des Wienflusses bis zur Mündung in den Wiener Donaukanal für die typische Donaufischfauna hätte. Den durch die Donau-Kraftwerkerrichtung in Wien eintretenden Lebensraumverlusten könnte durch einen strukturell intakten Wienfluß, der neue Refugialräume schaffen würde, in gewissem Maß entgegengewirkt werden.

Fischaufstiegshilfen können – entsprechend geplant und ausgeführt – bei unterbrochenen Kontinuumsverhältnissen die Passierbarkeit des Gewässers für Fische wiederherstellen. JUNGWIRTH & SCHMUTZ (1988) beispielsweise überprüften die Funktionstüchtigkeit der Fischaufstiegshilfen im unteren Teil des Gießganges Greifenstein. JUNGWIRTH & PELIKAN (1989) beschreiben fischökologische Randbedingungen (Fischwanderungen, Schwimmleistungen verschiedener Arten bzw. Entwicklungsstadien) und diskutieren die daraus ableitbaren baulichen Konzepte derartiger Anlagen.

ad 5: Als Beispiele seien hier genannt: der von der Universität für Bodenkultur erstellte Umweltverträglichkeitsbericht Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein (BAUER et al., 1990), die Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau (JUNGWIRTH et al., 1990b), die Prüfung der Umweltverträglichkeit des KW Freudenu nach §§ 104 und 105 WRG (WAIDBACHER & JUNGWIRTH, 1991) sowie die Untersuchung des Konfliktpotentials des Salzachkraftwerksprojektes Gries (SPINDLER, 1995b).

5.6 Fischfauna als Bewertungskriterium zur ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern

Die Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit (ÖF) von Fließgewässern ist in der ÖNORM M 6232 festgelegt. Der Bewertungsmodus geht auf die Arbeit von CHOVANEC et al. (1994) zurück (vgl. dazu auch CHOVANEC et al., 1997 a,b; MOOG & CHOVANEC, in Druck)

Eine Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich demnach in quantitativen und qualitativen Veränderungen der Biozöosen. Dies kann bis zum Ausfall autochthoner Arten, oder zum Auftreten gänzlich neuer Arten führen. Derartige Änderungen auf der Organismenebene hängen ursächlich mit Änderungen der Milieufaktoren zusammen. Es werden daher mehrere auf die Natur der Eingriffe abgestimmte Untersuchungs- und Beurteilungssätze angewendet. Dabei finden die Hydrologie, Gewässermorphologie und Sedimenttypologie, Stoffhaushalt und Belastung, Vitalität und Ökotoxizität, Makrophyten und Algen, Makrozoobenthos, Fischfauna sowie Pflanzen- und Tierwelt des gewässerbezogenen Umlands Berücksichtigung.

Als Bewertungsschema für die, in der fischökologischen Beurteilung repräsentierten Aspekte der ökologischen Funktionsfähigkeit, werden die Kriterien Artenspektrum, Abundanz, Dominanz und Populationsstruktur herangezogen. Als Bewertungsmaßstab dient der Grad der Abweichung vom gewässerspezifischen Naturzustand der Fischpopulationen. Demnach ist ein Gewässer unter diesem Aspekt ökologisch uneingeschränkt funktionsfähig, wenn die nachgewiesene Arten-, Abundanz-, Dominanz- und Populationsstruktur den natürlich zu erwartenden Verhältnissen entspricht.

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

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

Für die Einstufung als ökologisch funktionsfähiges Gewässer ist der Nachweis intakter Populationen entscheidend. Eine Fischart kann sich in einem Gewässer nur dann langfristig erhalten, wenn für alle Entwicklungsstadien geeignete Lebensräume zur Verfügung stehen. Zur Beurteilung der gewässerspezifischen Natürlichkeit sind daher Analysen der Populationsstrukturen der vorhandenen Habitate vorzunehmen. Dabei ist der jahreszeitliche Aspekt zu berücksichtigen. Jungfischbesatz kann intakte Reproduktionsverhältnisse vortäuschen und ist daher bei der Bewertung zu beachten.

SCHMUTZ & WAIDBACHER (1994) haben dieses Bewertungsschema weiter differenziert und die einzelnen Bewertungsstufen folgendermaßen definiert:

Klasse 1: unbeeinträchtigt

Die ÖF ist vollständig erhalten. Arteninventar, Dominanzstruktur, Abundanzen und Populationsaufbau entsprechen der ursprünglichen Situation. Das Kontinuum ist nicht unterbrochen. Es erfolgt keine Befischung und keinerlei Besatz. (*Anmerkung: Es sollte besser heißen „Fischartliche Bewirtschaftungsmaßnahmen sind nicht erkennbar.“*)

Klasse 1-2: geringfügig beeinträchtigt

Das Arteninventar ist entweder vollständig vorhanden, oder die wenigen fehlenden Arten könnten potentiell vorkommen. Änderungen der Dominanz, Abundanz und des Populationsaufbaues sind feststellbar. Die Abweichungen gehen jedoch nicht wesentlich über den natürlichen Schwankungsbereich hinaus. Das Kontinuum ist überwiegend vorhanden bzw. Unterbrechungen durch geeignete Maßnahmen (Fischaufstiegshilfen, etc.) kompensiert, sodaß Fischwanderungen sowohl qualitativ als auch quantitativ gewährleistet sind. Der Fischbestand beruht überwiegend auf natürlicher Reproduktion, Besatz erfolgt nur in geringem Umfang mit standorttypischen Fischen. Durch Befischung wird nur der natürliche Ertrag abgeschöpft.

Klasse 2: mäßig beeinträchtigt

Einzelne Arten des ursprünglichen Spektrums fehlen. Standortuntypische Arten oder Fische fremder Herkunft sind vorhanden, führen jedoch zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des autochthonen Bestandes. Änderungen der Dominanz, Abundanz und des Populationsaufbaues sind festzustellen. Die Abweichungen gehen deutlich erkennbar über den natürlichen Schwankungsbereich hinaus. Das Kontinuum ist überwiegend aufrecht. Unterbrechungen sind durch geeignete Maßnahmen kompensiert, Fischwanderungen für fast alle Arten gewährleistet. Der Fischbestand beruht überwiegend auf natürlicher Reproduktion, der Besatz wirkt sich nicht negativ aus. Es erfolgt regelmäßige Befischung.

Klasse 2-3: wesentlich beeinträchtigt

Ein wesentlicher Teil der Arten oder eine Artengruppe fehlt. Standortuntypische Arten oder Fische fremder Herkunft (Besatz) sind vorhanden und führen bereits zu einer Beeinträchtigung des autochthonen Bestandes. Änderungen der Dominanz, Abundanz und des Populationsaufbaues sind festzustellen. Die Abweichungen gehen wesentlich über den natürlichen Schwankungsbereich hinaus. Der Bestand mehrerer Arten basiert nicht auf natürlicher Reproduktion. Das Kontinuum ist vielfach unterbrochen und/oder nur für einzelne Arten qualitativ kompensiert. Es erfolgt intensiver Besatz mit standortfremdem Material oder Material fremder Herkunft. Durch intensive Befischung wird Einfluß auf Dominanzstruktur, Abundanz und/oder Populationsstruktur genommen.

Klasse 3: stark beeinträchtigt

Mehrere Artengruppen fehlen, standortuntypische Arten oder Fische fremder Herkunft dominieren den Bestand. Änderungen der Dominanz, Abundanz und des Populationsaufbaues gehen wesentlich über den natürlichen Schwankungsbereich hinaus. Der Bestand mehrerer Arten basiert nicht auf natürlicher Reproduktion. Das Kontinuum ist vielfach unterbrochen und nicht durch geeignete Maßnahmen kompensiert. Es erfolgt intensiver Besatz mit standortfremden Arten oder Fischen fremder Herkunft. Durch intensive Befischung wird starker Einfluß auf Dominanzstruktur, Abundanz und/oder Populationsstruktur genommen.

Klasse 3-4: sehr stark beeinträchtigt

Mehrere Artengruppen fehlen. Die Artenzahl ist drastisch reduziert, Es kommen nur wenige ursprüngliche Arten vor. Standortuntypische Arten oder Fische fremder Herkunft dominieren den Bestand. Änderungen der Dominanz, Abundanz und des Populationsaufbaues sind festzustellen. Die Abweichungen gehen gravierend über den natürlichen Schwankungsbereich hinaus. Der überwiegende Anteil der Arten weist keine natürliche Reproduktion auf. Das Kontinuum ist vielfach unterbrochen und nicht durch geeignete Maßnahmen kompensiert. Es erfolgt intensiver Besatz mit standortfremden Arten oder Fischen fremder Herkunft. Die Bewirtschaftung wird in Form einer „put and take“-Fischerei betrieben.

Klasse 4: ÖF nicht gegeben

Es kommen keine ursprünglichen Arten mehr vor. Der Bestand ist sehr gering und/oder basiert nicht auf natürlicher Reproduktion. Einzelne Altersklassen fehlen gänzlich. Das Kontinuum ist vielfach unterbrochen und nicht kompensiert. Es erfolgt intensiver Besatz mit standortfremden Arten oder Fischen fremder Herkunft. Die Bewirtschaftung wird in Form einer „put and take“-Fischerei betrieben.

Die erste praktische Anwendung der Bewertung der ÖF erfolgte im Rahmen der Erarbeitung eines wasserwirtschaftlichen Gesamtkonzeptes für den ILL-Frutz Schwemmfächer und demonstrierte die Praktikabilität des Verfahrens, nicht nur zur Bewertung, sondern auch zur Abschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher wasserbaulicher Szenarien (SPINDLER, 1996). Weitere Arbeiten an Teilabschnitten der Salzach und Donau folgten bereits (SPINDLER, 1995a,b; SPINDLER & WINTERSBERGER, 1997).

6 FISCHEREI IN ÖSTERREICH

6.1 Entwicklung der Fischerei

6.1.1 Allgemein

Die Geschichte des Fischfanges ist so alt wie die Geschichte der Menschheit selbst. Dies beweisen fossile Fischreste, die immer wieder zusammen mit den Gebeinen der Vorzeitmenschen gefunden wurden. Man kann davon ausgehen, daß die ersten Menschen die Fische mit der bloßen Hand fingen, wenn diese bei ihren Laichzügen in Scharen auf Migrationshindernisse stießen oder beim Abblähen im flachen Wasser leicht erbeutet werden konnten. Manche Fischer beherrschen auch heute noch die Technik, Fische aus Uferhöhlen oder unter Steinen nur mit der Hand zu greifen. Ebenso ist anzunehmen, daß vor allem größere Fische von den Urmenschen mittels Steinen und Stöcken erschlagen oder aufgespießt wurden. Vor rund 30.000 Jahren dürfte der Fang von Großfischen bereits mit Speißen und Speeren erfolgt sein. Letztere, sowohl als Stoß-, als auch als Wurfwanne einsetzbare Geräte, ermöglichten nun den Fang von Fischen aus weiterer Entfernung bzw. aus tieferem Wasser. Bereits im Mesolithikum (6.000-9.000 v.Chr.) begann der Mensch auch Angel, Netze und Boote zum Fischfang zu verwenden. Ebenso wurde die Harpune entwickelt, die durch den sich ablösenden und aufschwimmenden Schaft viel besser zur Fischjagd geeignet ist als der Speer, der oft mit der Beute unauffindbar in der Tiefe des Wassers verschwindet. Solche Knochenharpunen sind aus der Jungsteinzeit auch aus dem Donauroaum bekannt, wie Funde aus Bulgarien und dem ehemaligen Jugoslawien beweisen.

Eine der ältesten Fangmethoden dürfte aber auch das Aufwirbeln des Uferschlammes sein, wodurch die Fische an der Atmung gehindert werden und an die Oberfläche kommen, um Luft zu schnappen, wo sie leicht erbeutet werden können.

Aus den jungsteinzeitlichen Pfahlbausiedlungen am Bodensee ist bereits die Verwendung von tonnenförmigen Fischreusen und Fischkörben bekannt. Diese wurden aus Schilf oder Weidenästen geflochten. Solche einfachen Fischreusen wurden fast unverändert bis in die heutige Zeit überliefert. Ebenfalls steinzeitlichen Ursprunges dürften die verschiedenartigsten Konstruktionen von Fangzäunen sein, die labyrinthartig am Ufer der Seen, aber auch in Flüssen und Altarmen aufgestellt werden und meist in einer oder mehreren Fangkammern enden.

Besonders interessant ist die Entwicklung der Angel, die von SCHREMSEK (1983) nachvollzogen wurde: Der frühe Jäger und Fischer beobachtete, daß ins Wasser geworfene Nahrungsreste als Köder wirken und damit Fische angelockt werden können. Dies wäre besonders leicht mit einem an einer Leine befestigten Köder zu bewerkstelligen. Von dieser Entdeckung zum Fischknebel oder Schluckköder war es nur mehr ein kurzer Weg. Der Schluckköder war kein Haken, sondern ein schmales Stück Stein, Knochen, Holz oder Muschelschale, ca. 2-3 cm lang und an beiden Seiten zugespitzt. Um die Mitte des Steins wurde eine Kerbe angebracht und die Schnur darin befestigt. Dieser Schluckstein wurde in ein Stück Fleisch oder Fisch gesteckt und im Wasser ausgelegt. Wurde der Köder angenommen, wartete der Angler bis der Fisch alles verschluckt hatte. Dann zog er an der Leine, wodurch der Schluckstein aus dem Köder herausgerissen wurde und sich im Schlund quer legte. Den ältesten bekannten Schluckstein fand man an der Somme in Frankreich. Sein Alter wird auf 7.000 bis 30.000 Jahre geschätzt. Wahrscheinlich eher parallel denn als Nachfolgeentwicklung zum Fischknebel, kam in der jüngeren Altsteinzeit der Bogenhaken zum Einsatz. Haken aus Stein, Knochen oder Perlmutter werden zu den ältesten gerechnet. Es wäre aber denkbar, daß Haken aus Holz, vielleicht in natürlicher Form eines Aststückes mit Dorn, viel früher in Verwendung waren. Alle frühen bogenförmigen Angelhaken waren ohne Widerhaken; dieser wurde bei Bogenhaken erst zum Ausgang der Jungsteinzeit verwendet. Die Nachfahren der jungsteinzeitlichen Pfahlbauer waren es auch, die begannen, Angelhaken zunächst aus Kupfer und Bronze,

später auch aus Eisen zu fertigen. Nun war es möglich auch Doppel-, Drilling- und Vierlinghaken herzustellen. Auch das Drahtvorfach, das ein Abbeißen des Angelhakens von der Leine durch scharfzahnige Fische verhindern sollte, stammt aus dieser Zeitepoche.

In der Theißmündung wurden Überreste von Netzen aus der Eisenzeit gefunden. Das Knüpfen und der Gebrauch von Netzen dürfte aber bereits weiter zurückliegen und mit der Errungenschaft, Leinen und Schnüre herzustellen, zusammenfallen.

Während die Fischerei am Beginn ihrer Entwicklung in erster Linie zur Beschaffung des Nahrungsmittels Fisch und damit zum Überleben der damaligen Menschen ausgeübt wurde, konnten durch Weiterentwicklung der Fischereitechniken genügend Fische gefangen werden, um damit Handel zu betreiben. BALON (1968a) sieht sogar in der Entwicklung der Fischerei und der Nutzung des Fischreichtums der Donau einen der Hauptgründe für die Kolonisation des gesamten Donauroumes. Dies ist vor allem auf den Laichfischfang der großen Störe zurückzuführen, deren Rücken beim Schwimmen häufig aus dem Wasser ragten und somit leicht zu harpunieren waren.

Wegen der großen Bedeutung der Donaufischerei, die die Entwicklung der Fischerei im gesamten Kulturraum auch am deutlichsten dokumentiert, soll im folgenden darauf näher eingegangen werden.

6.1.2 Donaufischerei

Die Entwicklung der Donaufischerei haben im wesentlichen BALON (1968a, b) und WEBER (1989) nachvollzogen: Die Anfänge eines verhältnismäßig intensiven Hausen- und Störfanges liegen etwa um 3.500 v. Chr. Später haben die keltischen Kolonialisten die Hausenzäune und andere Netz-, Reusen- und Angelfischereitechniken verbessert, sodaß die Römer bereits hoch entwickelte Fischereitechniken angetroffen haben, die auch in den erhaltenen Schriften der römischen Geschichtsschreiber beschrieben wurden. Die im 1. Jhdt. nach Chr. an der Donau stationierten Römer lebten ebenfalls größtenteils vom Fischfang, namentlich dem Hausenfang. Der Hausen (Beluga) war durch seine Größe und besondere Schmackhaftigkeit des Fleisches und Kaviars besonders attraktiv. Nach den Römern zogen die Heere der Goten, Avaren, Markomannen, Hunnen und Franken durch den Donauroum, wobei all diese Heere genug Nahrung bei den Fischern fanden. So soll der deutsche Kaiser Heinrich III., als er mit seiner Armee im Jahre 1053 entlang der Donau zog, durch 50 übergroße Hausen vor dem Hungertod bewahrt worden sein. Es waren offensichtlich solche bis über 500 kg schweren Fische, die zu jener Zeit noch reichlich gefangen wurden.

Die damaligen Herrscher wußten um die große Bedeutung des Fischfanges an der Donau Bescheid und begannen diesen zu regeln. Schon im 5. Jahrhundert wurde ein Gesetz erlassen, nach welchem die Fangzäune einen Flußstrom nur bis zur Hälfte abtrennen durften. Es war also offensichtlich notwendig, den Bau von Fangzäunen zu begrenzen, um eine völlige Unterbrechung der Fischwanderungen und dadurch eine Herabsetzung der Fangerträge an den stromauf liegenden Fangzäunen zu unterbinden.

Im 11. Jahrhundert begannen die Donaufischer eine wichtige Berufssparte zu bilden, die sich, wie die Handwerker, in Zünften (Zechen) zusammenschlossen. Nach WEBER (1989) bestand das Gewerbe der Fischer aus Fischmeister, Lehrlingen, Gesellen (Fänger), Fischkäufer (Händler) und Fischschroter (Fischzerteiler). Bei den Fischfängern unterschied man nach der Ausübung des Fischfanges verschiedene Gruppen (Segner, Reuscher, Leiner, Scherrer, Streitperler etc.). Um Fischmeister zu werden, war es notwendig, schon im Alter von 10 bis 12 Jahren als Lehrling anzufangen. Nach drei bis vier Jahren wurde man Geselle und nach weiteren drei bis sechs Jahren Meister. Dazwischen gingen sie auf Wanderschaft. Für den Erwerb des Meistertitels war aber auch Kapital notwendig, um die Pachten und Gerätschaften zu bezahlen. Häufig wurde dieses Kapital durch Heirat einer Fischerstochter oder Fischerwitwe erstanden, weshalb die Mitglieder einer Fischerzunft häufig auch miteinander verwandt waren.

Für die Fischkäufel (Händler) wurde im Jahre 1323 von König Karl I. eine eigene Verkaufsordnung erlassen, wonach der Mißbrauch des Fürkaufes (Zwischenhandels) untersagt wurde. Zur schnelleren Abwicklung der Geschäfte (und wohl auch, um die Geruchsbelastigung zu minimieren) durften die Fischkäufel während des Feilbietens der Fische weder Mantel noch Kopfbedeckung tragen, welches Wetter auch immer herrschte. Mit der am 29. Februar 1412 von Herzog Albrecht erlassenen Verordnung wurde den Wiener Fischhändlern das Privileg mautfreier Zufuhr von Fischen in die Stadt erteilt. Diese Gebote und Privilegien galten auch für die damaligen Krewßer und Krewßerinnen (Krebshändler).

Die Fischschroter entschuppten und zerteilten die Fische. Besonders spezialisierte Fischschroter waren die Hausenhacker, welche die sehr beliebten und bis in das 15. Jahrhundert massenhaft auf den Wiener Markt gelieferten Hausen in entsprechende Stücke zerteilten.

Dieses eben skizzierte Körperschaftsleben hatte auch Äußerlichkeiten wie z. B. die Fischertrachten. Das Symbol der Zunft war die Zunftlade, die neben dem praktischen Sinn der Verwahrung von Geld und Schriftstücken beinahe kultische Bedeutung erlangte. So war ein Beschluß nur dann gültig, wenn er vor der offenen Zunftlade gefaßt wurde. Die Lade war natürlich mit dem Zunftwappen versehen.

Den Höhepunkt erreichte die Donaufischerei im 15. und 16. Jahrhundert, wo der Hausenfang besonders im ungarischen Donauabschnitt ein einträgliches Geschäft einbrachte. Zwischen Budapest und Waitzen befand sich ein Fangzaun mit Reuse, der die Donau zur Gänze versperrte. Die Hausen waren dadurch am weiteren Zug gehindert, wodurch ein starker Fangrückgang an den obenliegenden Fangzäunen verzeichnet wurde. Die mächtigen Feudalherren und der Erzbischof von Esztergom als Inhaber der anderen Fangzäune protestierten stürmisch bei König Vladislav II., der daraufhin diesen Fangzaun vernichten ließ. Im Jahre 1528 wurde der Zaun von den Hofbeamten abermals errichtet, die ihn aber wiederum auf dringliche Intervention des Erzbischofs abreißen mußten.

Der Hausenfang war damals eine solche Attraktion, daß sogar die Kaiser mit ihren Höfen aus Wien mehrmals zur Besichtigung der berühmten Fangzäune von Komarno, Esztergom und Aszod-Pusztta kamen. Einen solchen Fang beschreibt Erzbischof Olah in seinem Tagebuch, wonach im Jahre 1537 rund 1.000 Hausen und Störe gefangen wurden. 1560 nahm Kaiser Maximilian an einem solchen Fischfang teil, bei dem die Hausen sogar mit Kanonen gescheucht wurden.

Die wohlschmeckenden Hausen wurden eingesalzen, um sie unbeschadet bis nach Wien, Prag, München, Krakau und sogar Paris zu transportieren. Nicht zuletzt wegen der strengen Fastenverordnungen waren diese Fische über viele Jahrhunderte eine bedeutsame Nahrungsquelle und ein einträgliches Geschäft. Im Jahre 1528 erreichten die Erträge des größten Fangzäunes bei Komarno 1.000 Golddukaten und die ganze Stadt soll vom Fischfang gelebt haben.

Gegen Ende des 16. Jahrhunderts gingen die Hausenfänge jedoch stark zurück. Dies fällt in die Zeit der Türkenkriege, wo die Hausen schonungslos befishet wurden, bis nur mehr ärmliche Überreste der einst so mächtigen Population die Donau hinaufzogen. Im 17. und 18. Jahrhundert wurde dann dem Wiener Fischergewerbe eine Reihe von Privilegien zuerkannt. Dennoch wurde die Ausübung der Fischerei immer schwerer und unrentabler. Der beliebte Hausen, von dem früher an manchen Markttagen bis zu 450 Stück mit einem Gesamtgewicht von 900 Zentnern (1 Zentner früher = 56 kg), also 50.400 kg (!) verkauft wurden, war an der oberen Donau bereits ausgerottet. Um die bisherigen Mengen an Fischen auch weiterhin anzuliefern, wurden immer raffiniertere Fangmethoden angewendet, die den Fischbestand zunehmend stärker angriffen.

Im 19. Jahrhundert kam die Donaufischerei als Gewerbe fast völlig zum Erliegen. Dazu kam die starke Konkurrenz der Meeresfischerei, die ihre Produkte durch die verbesserten Verkehrsverhältnisse und auf Eis gekühlt bis nach Wien auf die diversen Fischmärkte bringen konnte. Weiters erwuchs in der sich stark entwickelnden Teichwirtschaft, die bisher den Klöstern für den Eigenbedarf während der Fasttage vorbehalten war, der Donaufischerei eine empfindliche

Konkurrenz. Schließlich muß noch darauf hingewiesen werden, daß sich auch die Eßgewohnheiten der Bevölkerung änderten. Die Fasttage wurden nicht mehr so streng eingehalten, so daß größerer Fischkonsum nur mehr zu Weihnachten und Ostern anfiel, wobei die in Teichen gezogenen Karpfen und die preiswerteren Seefische bevorzugt wurden.

Im Jahre 1872 wurde das Zunftwesen per Gesetz aufgelöst, wobei die Fischer trotzdem noch vielerorts an ihren traditionellen Gewohnheiten festhielten. Das Fischereigesetz von 1885 regelte dann die Art der Fischerei und veränderte auch die Rechtsverhältnisse: Das Recht im Wasser zu fischen gehörte dem Besitzer des Ufers, der es nun an jedermann verpachten durfte. Die Fischer konnten bei den Lizitationen der Unternehmer und Gastwirte oft nicht mithalten. Viele Fischer wechselten daher ins Schiffahrtsgewerbe oder mußten eine andere Arbeit annehmen. Die Fischergesellschaft verlor dadurch immer mehr an Ansehen und Bedeutung. Der Niedergang der Berufsfischerei war vorprogrammiert. Im Gegenzug gewann die Freizeitfischerei zunehmend an Bedeutung.

6.1.3 Angelfischerei

Die Anfänge der modernen Angelfischerei dürften im Mittelalter anzusiedeln sein, wenngleich ihre Wurzeln bereits durch erste Bilder von Rutenfischern aus ägyptischen Wandbildern bis um die 2000 Jahre vor Chr. zurückreichen. Die Neuzeit der Fischereigeschichte beginnt aber in England 1496 mit der Veröffentlichung des Buches "A Treatyse of Fisshynge Wyth an Angle", das von Wynkyn de Worde (richtig Jan van Wankin, aus dem Elsaß gebürtig) herausgegeben wurde. Obwohl das Buch keinen Autor aufweist, wird es Juliane Berners, Priorin des Benediktinerklosters von Sopwell bei St. Alban, zugeschrieben; es beschäftigt sich eingehend mit der Form und Herstellung der Angelrute und der Fliegenfischerei. Außerdem entdeckte Berners, daß der beste Fliegenköder jener ist, der die größte Ähnlichkeit mit dem jahreszeitlich am häufigsten vorkommenden Insekt hat. Folglich entwickelte sie bereits einen Satz nachgebildeter Insekten mit zwölf Mustern – eines für jeden Monat des Jahres. Die Beschreibung der Herstellung ist so genau, daß sie heute noch ausgeführt werden könnte (SCHREMSEK, 1983).

Erst 150 Jahre später kommen grundlegend neue Ideen der Angelpirsch und Angelmethoden, als 1653 Izaak WALTON's "The Compleat Angler of the Contemplative Man's Recreation" (Der vollkommene Angler oder des beschaulichen Mannes Erholung) veröffentlicht wird. Walton gilt damit als Begründer des Anglerwissens von heute und sein Verdienst liegt darin, aus der Angelfischerei eine nach fairen Regeln ablaufende Auseinandersetzung zwischen Mensch und Tier entwickelt zu haben.

Im 18. Jahrhundert wurde die Rolle entwickelt; die bisher üblichen Roßhaarschnüre wurden zunehmend von Seidenschnüren verdrängt.

Das 19. Jahrhundert bringt die große Blüte der Fischerei, was auf die damalige Gesetzeslage zurückzuführen ist. Das Allgemeine Bürgerliche Gesetzbuch hat einerseits auf die, zum Zeitpunkt seiner Entstehung gegebenen Feudalstrukturen Bedacht genommen, andererseits aber die Begründung des Fischereirechtes auf privatrechtlicher Basis anerkannt und das Fischen zu den Feldservituten gezählt. Daraus folgte, daß das Fischereirecht auch als Ausfluß des Eigentums an Grund und Boden entstehen konnte. Vor allem in der Zeit des Liberalismus nach dem Jahre 1867 bestanden chaotische Auffassungsunterschiede: Das Recht zum Fischfang stand nach dem Anhören der Grundherrschaft dort, wo spezielle Privatrechtstitel nicht nachweisbar waren, jedermann im Rahmen der fischereipolizeilichen Bestimmungen zu. Diese völlige Freiheit des Fischfanges wirkte sich auf die Fischfauna in den betroffenen Gewässern entsprechend negativ aus, da niemand Interesse an einer nachhaltigen Fischereibewirtschaftung hatte. Dieser Zustand wurde erst durch das Reichsfischereigesetz vom 25. April 1885 beendet, in dem die Befugnis zum freien Fischfang aufgehoben und die Fischereirechte zu privaten Rechten erklärt wurden. Dies erschien insofern notwendig, da durch übermäßigen Fischfang die Fischbestände mancher Gewässer vollständig vernichtet waren.

Da Einzelpersonen kaum in der Lage waren diese triste fischereiliche Bestandssituation zu verbessern, wurden Fischereivereine gegründet. Die ersten Fischereivereine konstituierten sich am 13. Oktober 1865 mit dem OÖ Landes-Fischereiverein bzw. am 16. Februar 1880 mit dem "Österreichischen Fischereiverein" unter dem Protektorat von Kronprinz Rudolf. Als erster Präsident fungierte Ernst Graf HOYOS-SPRINZENSTEIN. Es war auch dieser Österreichische Fischereiverein, der als erste Aufgabe den Entwurf und die Verfügung eines Fischereigesetzes forderte. Auf dem Gebiet des Grund- und Bodenbesitzes, zu dem auch die Fischerei als unabhängiges Privatrecht gehört, wurde versucht, durch Revierbildungen eine zweckmäßige Bewirtschaftung der Fischereigewässer zu erreichen.

Im Laufe der Zeit traten auch andere Fischereivereine dem Österreichischen Fischereiverein bei, sodaß dieser 20 Jahre nach der Gründung bereits an der Spitze von 58 Vereinen stand. Unter seiner Patronanz wurden auch die ersten Fischereirevierausschüsse gegründet. Diese Einrichtungen sind bis heute z. T. als Körperschaften öffentlichen Rechts existent.

Im Jahr 1903 wurde in Österreich die erste Fischereizeitung gegründet, die damals 14tägig erschien. Um einen großen Interessentenkreis anzusprechen, wurden neben der Angelfischerei auch Themen der Fischproduktion, Teichwirtschaft und des Handels beleuchtet. Die Österreichische Fischereizeitung war auch das offizielle Organ der Fischereirevierausschüsse. Die Fischereizeitung ist bis heute als "Österreichs Fischerei" existent. Sie wird vom Österreichischen Fischereiverband unter Mitwirkung der Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft herausgegeben und genießt als Fachzeitschrift internationale Anerkennung.

6.2 Fischerei heute

6.2.1 Spektrum der Fischerei

Da dem Fischer – im Gegensatz zum Jäger – von der Gesellschaft allgemein kein sehr hoher Stellenwert eingeräumt wird, was zumeist auf der Unkenntnis der fachlichen Fähigkeiten dieser Menschengruppe basiert und sich daher auch in unqualifizierten, abwertenden Ausdrücken wie z. B. "Wurbader" artikuliert, soll auf die einzelnen Typen der Fischerei näher eingegangen werden. Besonders dem nichtfischenden Leser soll dadurch der Eindruck vermittelt werden, daß die Erfordernisse für eine fachgerechte und erfolgreiche Ausübung der Fischerei jenen der Jagd in keinem Fall nachstehen.

Ähnlich vielfältig wie die Fischfauna, Gewässertypen, Flußlebensräume, Seen und Teiche sind auch die Fangmethoden und Facetten der Fischerei in Österreich.

Die Berufs- oder Wirtschaftsfischerei wird in Österreich nur mehr in geringem Maße betrieben und ist fast ausschließlich auf Seen beschränkt. Hier sind vor allem die Berufsfischer des Neusiedler Sees, der Salzkammergut-Seen und des Bodensees zu erwähnen. Der Fischfang erfolgt, neben Angeln und Reusen, traditionellerweise vorwiegend mit Netzen. Das einfache Setz-, Stell-, oder Kiemennetz besteht aus einer Netzwand, in der sich die dagegen schwimmenden Fische mit den Kiemen, Flossen oder Schuppen verfangen. Die Maschenweite der Netze bestimmt im wesentlichen die Größe der zu fangenden Fische. Die richtige Position des Netzes im Gewässer (Ufer, Freiwasser, Grund, Oberfläche etc.) ist für den Fang bestimmter Fischarten genau festzulegen und benötigt gute Kenntnisse des Gewässers und langjährige Erfahrung des Fischers. Wesentlich fängiger als Kiemennetze sind sogenannte Spiegelnetze, die vor allem den sicheren Fang großer Fische ermöglichen bzw. die Kiemerverletzungen minimieren können. Dieses Spiegelnetz besteht aus einem lose eingestellten, engmaschigen Netz, das zwischen zwei sehr weitmaschigen Netzen eingenäht ist. Versucht nun ein Fisch durch dieses Netz zu schwimmen, so zieht er das Maschengewebe des Innengarnes durch die große Masche der Umhüllung und verfängt sich in der dadurch entstehenden Netzta-sche.

Die früher häufig hinter einem oder zwei Booten nachgezogenen Zugnetze finden heute kaum mehr Verwendung. Hingegen beginnt sich der Fischfang mit elektrischem Strom als Methode der Wirtschaftsfischerei langsam zu etablieren. Vor allem im Neusiedler See werden die Aalbestände auf diese Weise bewirtschaftet. Die Methode beruht auf der sogenannten Galvanotaxie (gerichtete Bewegung im elektrischen Feld) der Fische. Mittels Elektroaggregat wird eine Gleichspannung (200-600 Volt) erzeugt, die im Wasser ein begrenztes elektrisches Feld aufbaut, innerhalb welchem sich die Fische dem sogenannten Fangpol (Anode) nähern. Der Fisch kann anschließend schonend mittels Kescher entnommen werden.

Die berufsmäßige Flußfischerei ist heute praktisch zum Erliegen gekommen. Lediglich in der oberösterreichischen Donau ist sie zumeist als Nebenerwerbszweig von geringer Bedeutung. Es gibt nur mehr wenige Menschen in Österreich, die es beherrschen, einen Treibnetzfang in der fließenden Donau, einen Zug mit der "Segn" auf der Schotterbank, oder einen sogenannten "Eisbruch" fachgerecht durchzuführen. Mit den Berufsfischern stirbt daher auch das Wissen um die hochentwickelten Fischereitechniken der Flußfischer endgültig aus. Die Fischereigeräte werden bald nur mehr in Museen zu bewundern sein.

Im Gegensatz zur Berufsfischerei, deren Fänge meist grob die Zusammensetzung des Fischbestandes des jeweiligen Gewässers widerspiegeln, ist die Angelfischerei selektiv auf bestimmte Fischarten ausgerichtet. Dementsprechend wurden eine Vielzahl von Fischereitechniken entwickelt, die allgemein in

- Grundangelei
 - Fliegenfischerei
 - Spinnfischerei
 - Daubelfischerei
 - Schleppfischerei
- unterteilt werden können.

Aus diesen verschiedenartigen Angelmethode kristallisierten sich auch unterschiedliche Typen von Fischern heraus:

- der Friedfischer oder Ruchfischer
- der Fliegenfischer
- der Raubfischfischer und Huchenfischer
- der Daubelfischer.

6.2.1.1 Der Friedfischer

Der Friedfischer wird gerne auch als Ruchfischer bezeichnet, wobei der Ausdruck Ruchfischerei aus dem schweizerischen (alemannischen) Sprachraum kommt und die Angelei auf Nichtsalmoniden, besonders aber die Angelei auf Cypriniden umfaßt. Sie wird stationär, also ortsgebunden, stehend, meist aber sitzend vom Ufer und vom Boot aus ausgeübt. Die Ausrüstung ist sehr unterschiedlich wonach folgende Typen unterschieden werden:

a. Stippfischerei oder Posenfischen:

Diese Art der Fischerei wird mit der Stippangel (beringt oder unberingt) meist mit feiner Schnur und feinem (zartem) Schwimmer (auch "Pose" oder "Floß" genannt) durchgeführt. Der Schwimmer zeigt den Biß an und hält Köder und Bleibescherung in der gewünschten Wassertiefe. Nimmt ein Fisch den Köder, bewegt sich die Pose in irgendeiner Form: sie wackelt, hüpf, geht unter, kommt hoch, kippt um etc. Der erfahrene Angler erkennt, was der Fisch mit seinem Köder macht, ja sogar, um welche Fischart es sich handelt und wann er den Anhieb setzen muß.

Der Aufbau des Gerätes läßt zwei Möglichkeiten zu: die beringte Rute mit Rolle, oder die sehr lange "Wettkampfrute" an der die Angelschnur mit Schwimmer und Haken direkt befestigt ist. Diese ist im allgemeinen nicht länger als die Rute selbst. Die Wettkampfrute, die bis zu einer Länge von 10 m eingesetzt wird, erlaubt feinstes Fischen. Diese Ruten haben bis fast auf Drahtstärke auslaufende Spitzen, mit denen kaum ein Anhieb daneben geht. Aber ihr Aktionsradius ist begrenzt und man kann, hat einmal ein großer Fisch abgebissen, keine Schnur auslaufen lassen, da sie möglicherweise nach wenigen Sekunden

reißt. Mit der beringten Rute und einer Rolle beugt man diesem Mißgeschick vor, kann aber nicht mehr so fein fischen; dafür ist ihr Aktionsradius weit größer.

Der zweckmäßige Aufbau einer Angel richtet sich nach der Gewässerart und dem Fisch, dem man nachstellt. So wird der Köder in verschiedenen Wassertiefen angeboten. Die Beschwerung aus Blei hält die Pose im Gleichgewicht. Diese muß so austariert sein, daß sie einen möglichst geringen Widerstand für den anbeißenden Fisch bietet, um ihn zu überlisten.

Bei Wassertiefen, welche die Länge der Rute übersteigen, verwendet man Laufschwimmer und Stopper. Die Bleikugel liegt am Boden und die Pose ist bei genau auf die Wassertiefe eingestelltem System an der Oberfläche noch sichtbar. Der Köder liegt auf dem Grund. Durch den Druck der Strömung rollt die kleine Bleikugel langsam mit dem Strom und zieht den Köder nach und nach über eine größere Strecke. Beißt nun ein Fisch, so kann er die Schnur leicht durch die Bohrung der Bleikugel ziehen; die Pose taucht ab und der Angler setzt seinen Anhieb.

Die findigen Angler haben eine Unzahl von Variationen dieser Grundtechniken entwickelt, die sich vor allem in den vielfältigen Formen der Posen und Haken ausdrücken.

b. Grundangelei:

Bei dieser Form des Fischens präsentiert man den Köder immer auf dem Grund des Gewässers oder ganz kurz darüber. In der Regel werden keine Schwimmer, sondern sogenannte "Bißanzeiger" verwendet.

Zum Grundangeln verwendet man meist kürzere Rutentypen von etwa 2,50 bis 3,20 Metern Länge, welche mit einer Rolle versehen sind. Gebräuchlich sind vor allem die sehr einfach zu handhabenden "Stationärrollen". Spezialisten verwenden aber auch besonders bei höheren Wurfgewichten die "Multirollen". Mit ihnen ist das Werfen ungleich schwieriger, weil es genauere Bewegungsabläufe verlangt. Dreht sich nämlich beim Wurf die Spule schneller als die Schnur vom Wurfgewicht abgezogen wird, entsteht ein kaum entwirrbares Schnurknäuel, das scherzhaft "Perücke" genannt wird.

Charakteristisch für das Grundangeln sind schwere Bleigewichte, die einerseits weite Würfe ermöglichen, andererseits aber den Köder am Grund festhalten. Ab und zu wird auch eine kräftige Hechtpose auf die Schnur gefädelt, ohne einen Stoppknoten zu verwenden. Die Pose bleibt dort, wo die Schnur aus dem Wasser taucht, flach liegen. Kleine Kippbewegungen der Pose verraten den Biß und ersetzen somit die optischen Anzeigen, von denen noch die Rede sein wird. Es handelt sich aber trotzdem um ein Grundangel-System. Grundsätzlich unterscheidet man zwei große Kategorien von Grundangel-Systemen, die vielfältig variiert werden: "Laufbleiangel" und den "Paternoster".

Bei der Laufbleiangel wird ein Blei, das mit Bohrung oder Öse versehen ist, auf die Schnur aufgezogen. Ans Ende der Hauptschnur, auf der nun das Blei "laufen" kann, wird ein Karabiner geknüpft, der das Hakenvorfach aufnimmt. Dieses System kann sowohl im fließenden, als auch im stehenden Wasser eingesetzt werden.

Auch das Paternoster-System wird in stehendem und fließendem Wasser angewendet. Das Bleigewicht muß so gewählt werden, daß es den Köder an einem Platz fixiert, also nicht wie beim Laufblei, von der Strömung fortgetragen werden kann. Die Hauptschnur trägt am Ende das Bleigewicht, während in einem Abstand von 50 bis 100 Zentimetern ein Dreiwege-Wirbel oder eine Vorfachschleife geknüpft wird. In dieser Schleife hängt das Hakenvorfach. Nach dem Auswerfen wird die Rute in den Rutenhalter gelegt und die Schnur gespannt. Beißt ein Fisch an, so bewegt sich die Rutenspitze und wirkt so als Bißanzeiger. Häufig werden auch statt des "Grundbleies" (oder des "Laufbleies") sogenannte "Futterkörbchen" oder "Futterspiralen" verwendet, die mit Lockfutter oder Maden beködert sind und die Fische in die Nähe des Hakenköders locken sollen.

Zur besseren Wahrnehmung des Bisses wurden eine Reihe sogenannter Bißanzeiger entwickelt: sie reichen von einfachen schwimmerähnlichen Gebilden, die zwischen der Rolle und dem ersten Ring auf die Schnur gehängt werden, über Schwingspitzen, Glöckchen an der Rutenspitze bis hin zu elektronischen Bißanzeigern, die ein akustisches Signal abgeben, sobald die Schnur zu laufen beginnt.

6.2.1.2 Der Raubfischfischer

Unter Raubfischen versteht man die Sammelbezeichnung für alle Fische, die sich vorwiegend von anderen Fischen ernähren (z. B. Hecht, Zander, Forelle, Wels etc.), manchmal aber auch Frösche, Mäuse oder Wasservögel erbeuten.

Die Fischerausrüstung ist ähnlich jener des Friedfischers, jedoch im allgemeinen stärker dimensioniert, da immerhin mit dem Fang von Fischen mit bis zu über 20 kg (Wels, Huchen) gerechnet werden muß. Als Köder dienen entweder Köderfische oder künstliche Köder.

Mancherorts wird auch heute noch mit lebendem Köderfisch geangelt, wobei das lebende Fischchen mit einem oder mehreren Haken im Fleisch in Todesangst im Kreis um den großen Schwimmer umherschwänzelt.

Beim Angeln mit totem Köderfisch wird ein Fischchen, meist Laube, Rotauge oder Koppe, mit komplizierten Zwillings- oder Drillingshakensystemen versehen, oder einfach ein großer Angelhaken durch den Fischkörper gestochen. Der Köder wird ständig in Bewegung gehalten. Zum Unterschied von künstlichen Ködern, kommt hier für den Raubfisch der Anreiz des Geruchs hinzu. Diese Angelmethode gilt daher als sehr erfolgreich. Manchmal wird auch der tote Köderfisch am Grund ausgelegt, wobei besonders Zander oder große Aale, aber auch Hechte gefangen werden können.

Unter der Fülle von künstlichen Ködern sind vor allem drei Kategorien hervorzuheben: "Spinner", "Wobbler" und "Blinker". Als Spinner bezeichnet man ein Metallblättchen ("Löffel"), das über eine Art Wirbel mit einem Drillingshaken drehbar verbunden ist. Die Löffel drehen sich im Wasser und blitzen durch Metalleffekte, wodurch die Bewegung eines krankhaften Fisches vorgetäuscht werden soll. Zusätzlich sollen die vom rotierenden Löffel ausgehenden Druckwellen die Seitenlinienorgane der Raubfische ansprechen. Spinner werden mit großem Erfolg zum Fang von Barschen und Forellen verwendet. Beim Spinnfischen wird das Gewässer gezielt nach möglichen Einstandsplätzen abgesucht. Es handelt sich um eine aktive, auch "Pirschfischerei" bezeichnete Angelart.

Wobbler werden vorwiegend zum Hechtfang verwendet. Es sind dies Kunstköder, die einem Fischchen in Form und Farbe nachgebildet und zumeist mit zwei Drillingshaken versehen sind. Wobbler sind selbstschwimmend oder halbsinkend und bestehen oft aus mehreren Teilen, was ihnen eine optisch reizvolle Bewegung verleiht. Sie haben vor dem Kopf eine Tiefenschaufel, mit deren Einstellung man die Fangtiefe regeln kann. Wird die Schnur eingezogen, gleitet der Wobbler in die Tiefe; während einer Pause, steigt er wieder auf. Er imitiert daher einen kranken oder sterbenden Fisch, der eine leichte Beute darstellt.

Verschiedenartig geformte Metallblechköder, die einen Drilling tragen, nennt man Blinker. Sie winden sich beim Einholen durch ihre asymmetrische Löffelform blitzend durchs Wasser, wodurch der Fisch zum Anbiß gereizt wird.

Neben diesen Hauptgruppen gibt es für einzelne Fischarten besondere Entwicklungen und jedes Jahr werden eine Vielzahl neuer Kunstköder entwickelt. Es seien hier exemplarisch der Huchenzopf (imitiert Neunaugen-Knäuel), der Wurm-Jig (Gummwürmer), Silikonfischchen, Silikonfrösche, künstliche Mäuse, Laichimitate etc. erwähnt.

6.2.1.3 Der Fliegenfischer

Die Fliegenfischerei wird oft als "die hohe Schule des Angelns auf Salmoniden" bezeichnet. Tatsächlich unterscheidet sie sich grundsätzlich von allen bisher beschriebenen Angelmethoden: es gibt weder Pose, noch Grundblei; auch die Angelrute selbst muß andere Konstruktionsmerkmale aufweisen und selbst die Schnur ist als "high tech"-Entwicklung anzusehen und nicht mit anderen zu vergleichen.

Die Rute ist zwischen 2 und 3 Meter lang und sehr leicht gebaut. Das geringe Gewicht ist schon deshalb erforderlich, weil die Rute während der Zeit des Fischens ständig in Bewegung gehalten werden muß. Die normale Flugschnur besteht aus fein geklöppelten Kunststoffäden und ist an der Oberfläche mit einem Kunststoff versiegelt. Da sie sich beim Werfen selbst tragen müssen, sind die ersten Meter etwas dicker geformt, als der Rest der Schnur. Der vordere Teil ist dadurch schwerer und kann deshalb ohne Blei geworfen werden. Eine derartige Schnur wird als WF (weight forward) bezeichnet. Es gibt aber auch Schnüre, die sich von der Mitte (bezogen auf ihre gesamte Länge) aus nach beiden Seiten gleichmäßig verjüngen. Sie tragen die Bezeichnung DT (double taper). Je nach ihren Schwimm-Eigenschaften unterscheidet man zusätzlich Schnüre die schwimmen bzw. solche, die langsam oder schnell absinken.

Das besondere an der Fliegenfischerei ist jedoch der Köder. Mit Hilfe von Wollfäden, Kunstfasern, Federn oder Tierhaaren werden Kunstköder gebunden, die wasserlebenden Insekten und Larven nachempfunden sind. Es gibt tausende verschiedener Fliegenmuster, die hauptsächlich in Nymphen (aufsteigende Larven), Naßfliegen (Subimago), Trockenfliegen (Imago) und Streamer (Nachbildung eines großen Wasserinsektes oder Beutefisches) unterteilt werden können. Die einzelnen Kategorien der Fliegenmuster haben also mit den verschiedenen Lebensstadien der am Wasser lebenden Insekten zu tun. Entsprechend wichtig ist daher, daß der Fliegenfischer über ein gewisses Grundwissen der Biologie der Beutetiere verfügen muß. Bietet man die falsche Fliege zur falschen Zeit am falschen Ort, wird kaum ein Fisch anbeißen.

Der Fliegenfischer fischt entweder vom Ufer aus oder im Wasser stehend, wobei es einer besonderen Kunstfertigkeit bedarf, die Schnur zu werfen und den Fischen die Kunstfliege entsprechend schmackhaft zu servieren.

6.2.1.4 Der Daubelfischer

Die Daubelfischerei hat in Österreich besondere Tradition. Sie wird vorwiegend an der Grenzstrecke von Thaya und March sowie im Wiener Bereich der Donau ausgeübt. Allein an der Grenzstrecke der Thaya und March gibt es 570 Daubelhütten (SPINDLER, 1994).

Das Hebenetz oder die Daubel ist ein quadratisches Netz, das auf elastische Stäbe gespannt wird. Diese Stäbe oder Bögen sind länger als die Diagonalen des Netzes und einerseits an den vier Netzecken befestigt, andererseits stecken sie in den vier Hülsen des sogenannten Kreuzes. Je nach der Größe des Gerätes unterscheidet man Köderfischdaubel, Handdaubel, Landkran oder Zillenkran. Die größten Daubeln haben eine Netzseitenlänge von 4x4 Metern. In Niederösterreich ist eine Maschenweite von mindestens 40 mm vorgeschrieben.

Zum Fang der Fische wird das Netz einfach auf den Flußgrund abgeseht und nach einiger Zeit wieder aufgehoben, wobei die gerade über dem Netz befindlichen Fische im Netzsack gefangen werden. Das Aufheben des Netzes geschieht üblicherweise über eine Seilwinde und eine Umlenkrolle, die an der Spitze eines einfachen Kranes montiert ist. Um den Fangenerfolg zu erhöhen, werden oft oberhalb des Daubelplatzes kurze Bretterzäune senkrecht zum Flußufer in die Strömung geheftet, wodurch ein künstlicher Fischeinstand entsteht, wo sich die Fische sammeln.

Der erfahrene Daubelfischer muß sein Gewässer ganz genau kennen, da der Wasserstand des Flusses für den Fangerfolg eine wesentliche Bedeutung hat. Diesbezüglich ist der Zillenkran dem Landkran oder Uferkran(ich) überlegen, da er beweglich ist und sich an die jeweiligen Wasserstandsverhältnisse besser anpassen kann. Andererseits hat der Landkran den Vorteil, daß er zumeist mit einer kleinen Daubelhütte versehen ist, die den Fischer vor den Unbillen des Wetters schützt.

6.2.2 Fischer in Österreich

Heute ist der Großteil der Angelfischer in verschiedenen Fischereivereinen organisiert oder bei einem der überregional tätigen Vereine, dem "Verband der Österreichischen Arbeiter-Fischereivereine" (VÖAFV), dem "Österreichischen Sportfischereiverein" (ÖSFV), der "Österreichischen Fischereigesellschaft, gegründet 1880" oder dem "Zentralverband der Sportfischer Österreichs" (ZVSÖ), um nur einige der größten zu nennen, Mitglied.

Als Dachverband agiert bundesweit der "Österreichische Fischereiverband (ÖFV)", der satzungsgemäß seine Aufgabe darin sieht, die Fischerei in all ihren Zweigen und Belangen zu fördern, ihre Stellung in der Rechtsordnung zu sichern und zu verbessern sowie – auch im Interesse der Allgemeinheit – nachhaltig die Reinhaltung und den Schutz der Gewässer zu betreiben. Der ÖFV wurde 1956 gegründet und entwickelte sich aus der "Arbeitsgemeinschaft der Landesfischereiorganisationen Österreichs", einem freiwilligen Arbeitskreis der Landesfischereivereine, Fischereivierausschüsse, wissenschaftlicher Institute, Wirtschaftsfischer, Angelfischereivereine etc..

Seit 1991 besteht das "Österreichische Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz" (ÖKF), das auf Vereinsbasis für alle österreichischen Angelfischereivereine gemeinnützig tätig ist. Derzeit betreut das ÖKF rund 500 Fischereivereine, wovon 30 in Wien, 113 in NÖ, 32 im Bgld, 102 in OÖ, 24 in Salzburg, 92 in der Stmk., 63 in Kärnten, 19 in Tirol und 25 in Vorarlberg ihren Sitz haben, mit seiner 4mal jährlich erscheinenden Zeitung „Fisch & Gewässer“, seinem Pressepiegel und Rundschreiben. Das ÖKF ist auch Vertreter und Delegierter Österreichs bei der Europäischen Angler-Allianz (E.A.A.), des europaweiten Dachverbandes der Angelfischerei für 18 Nationen, die ca. 5 Mio. Angler umfaßt. Als wesentliche Ziele sieht das ÖKF die:

- Vertretung der übergeordneten Interessen der Angelfischerei für alle Mitgliedsvereine;
- Schulung und Ausbildung von Vereinsfunktionären und Aufsichtsorganen;
- Heranbildung von Fischzüchtern für eine natürliche Fischproduktion;
- gemeinsame Vorgangsweise gegen potentielle Gewässerverschmutzer;
- Führung einer Fachbibliothek.

Nach den Schätzungen des ÖKF fischen in den 100.000 km Fließgewässern und rund 9.000 Stillgewässern Österreichs regelmäßig rund 200.000 bis 250.000 Fischer.

Im Zuge der Recherchen für diese Studie wurde versucht, anhand der behördlich ausgegebenen Fischerkarten und Fischergastkarten die Anzahl der gemeldeten Fischer Österreichs möglichst genau zu erheben. Zu diesem Zweck wurden alle Bezirkshauptmannschaften und Magistrate kontaktiert, mit der Bitte, die entsprechenden Zahlen zu melden. Mit wenigen Ausnahmen wurde diesem Wunsch auch entsprochen. Allerdings waren die Informationen recht unterschiedlicher Qualität. Die Anzahl der ausgegebenen Fischerkarten alleine spiegelt aber nicht direkt die Anzahl der Fischer wider, besonders dann nicht, wenn in einigen Bundesländern die Fischerkarten mehrjährige Gültigkeit haben, bzw. wenn ein Fischer mehrere Karten besitzt.

Die Anzahl der gültigen Jahresfischerkarten (Stand 1993) wurde mit 121.032 ermittelt. Aufgrund der Schwierigkeiten bei der Auswertung der Daten und der Tatsache, daß zum Fischen in privaten Teichen und Baggerseen keine amtliche Fischerkarte notwendig ist, schießen die Ergebnisse nicht repräsentativ. Es wurde daher der Österreichische Fischereiverband kontaktiert um Klarheit zu verschaffen. Dieser verfügt allerdings selbst österreichweit über keine exakten Zahlen. Es wurden jedoch freundlicherweise fundierte Schätzungen über die Zahl der Fischer aus den jeweiligen Bundesländern bekanntgegeben.

Tab. 5: Anzahl der Angler in den Bundesländern, die die Fischerei regelmäßig ausüben (gerundet).

Wien	NÖ	OÖ	Slzbg.	Tirol	Vrlbg.	Ktn.	Stmk.	Bgld.	gesamt
15.000	55.000	50.000	9.000	9.000	12.000	12.000	25.000	5.000	192.000

Nach diesen Daten gibt es in Österreich derzeit rund 192.000 aktive Fischer. Die höchsten Werte wurden für Nieder- und Oberösterreich ermittelt. Am wenigsten Fischer gibt es demnach im Burgenland und in Tirol.

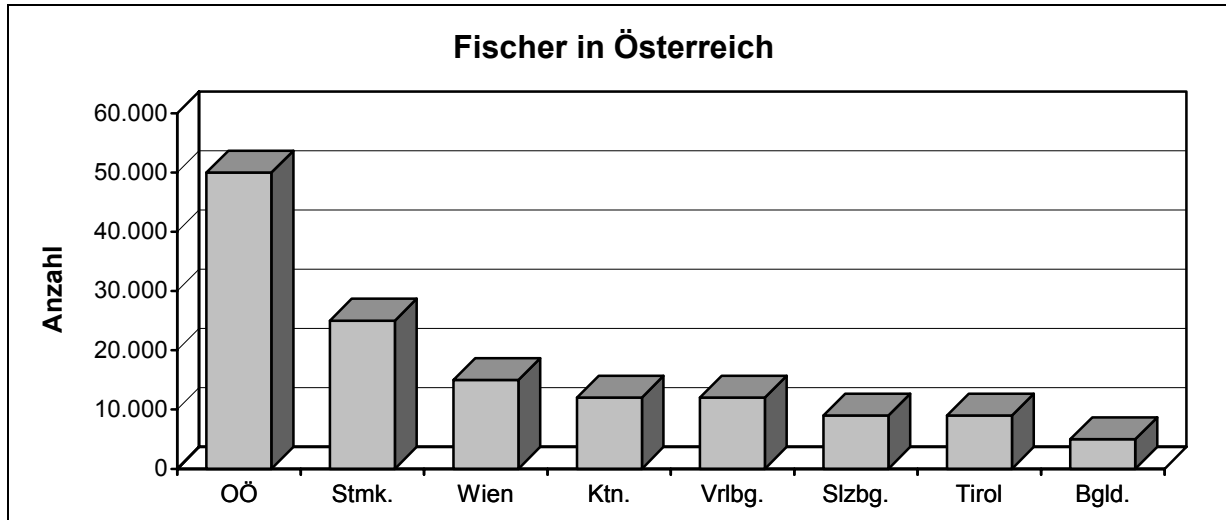


Abb. 24: Anzahl der Fischer in den österreichischen Bundesländern.

Die Frage der Anzahl der Fischer in Österreich wurde auch in einer repräsentativen Bevölkerungsbefragung durch das IMAS (1992) behandelt. Dabei gaben 2 % der Befragten, entsprechend 120.000 Personen an, selbst häufig fischen zu gehen, weitere 8 %, entsprechend 480.000 Personen, gaben an ab und zu fischen zu gehen. In der zweiten Gruppe sind offensichtlich auch all jene zu finden, die zumindest einmal im Leben bereits gefischt haben.

Man kann also davon ausgehen, daß die oben genannten Schätzungen von rund 200.000 aktiven Fischern in Österreich durchaus realistisch sind. Weitere 300 bis 400.000 Österreicher sind als potentielle Fischer anzusehen.

Die rasante Entwicklung der Angelfischerei, läßt sich gut am Beispiel Niederösterreichs demonstrieren (vgl. Abb. 25). Nach JUNGWIRTH (1975) wurden 1948 nur 2.782 Fischerkarten ausgegeben. 1973 waren es 10.983, nach vorliegender Erhebung beläuft sich die Zahl der gültigen Fischerkarten 1983 bereits auf 24.801 um bis 1995 weiter auf 49.356 anzusteigen.

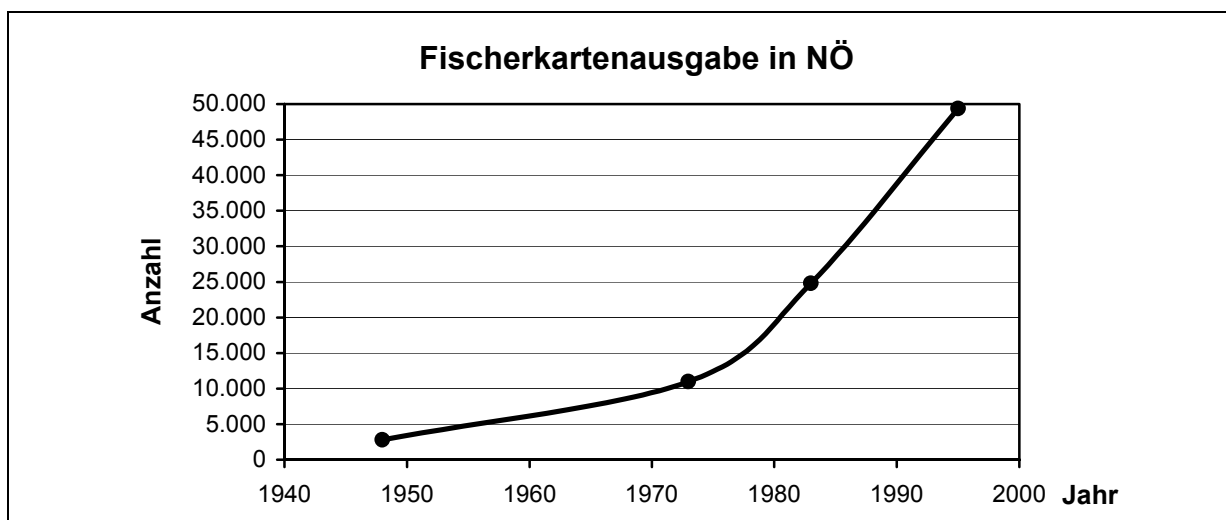


Abb. 25: Entwicklung der Angelfischerei in Niederösterreich seit dem 2. Weltkrieg.

In diesen Zahlen sind die Fischergastkarten, welche von ausländischen Touristen in Österreich gelöst werden noch nicht berücksichtigt. Da bei der Ausgabe von Fischergastkarten zwischen österreichischen und ausländischen Touristen nicht unterschieden wird, können dazu keine Angaben gemacht werden. Allerdings geht klar daraus hervor, daß die Angelfischerei ihren Minderheitscharakter bereits verloren hat und auch ein nicht zu unterschätzender, vor allem wachsender, Wirtschaftsfaktor geworden ist. Inoffiziellen Schätzungen zufolge werden pro Jahr rund 1 Milliarde Schilling allein in Form von Pachtschilling (300,000.000,-), Besatzkosten (100,000.000,-), Lizenzerlös (200,000.000,-) und Gerätehandel (400,000.000,-) umgesetzt. Dazu kommen noch im Wege der Umwegrentabilität Umsätze aus Tourismus, Verpflegung, Fahrtspesen etc., die schwer abzuschätzen sind.

6.2.3 Einfluß der Fischerei auf die Fischbestände

Der gesamte Ausfang (Anlandung) von Fischen aus österreichischen Gewässern betrug im Jahre 1993 insgesamt 5.656 Tonnen. Davon entfallen nach einer Statistik der Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft in Scharfling, basierend auf Daten der Fischereiverbände der Bundesländer und des Verbandes der Forellenzüchter und der Teichwirteverbände (BUTZ, 1993), auf die

Angelfischerei	1.002 t
Wirtschaftsfischerei.....	479 t
Karpfenproduktion.....	1.215 t
Forellenproduktion	2.960 t
<hr/>	
Gesamt.....	5.656 t

Dem jährlichen Ausfang von Fischen steht ein massiver Besatz der Fischereigewässer mit gewerblich produzierten Fischen gegenüber, der teilweise bereits größer ist als der Fang. Im gesamten Bundesland Salzburg wurden z. B. 42.078 kg Besatzfische in die Fließgewässer eingebracht und nur 37.200 kg Ausfang gemeldet (LV SALZBURG, 1992).

Die Produktion an Besatzfischen in Österreich betrug nach BUTZ (1993) im Jahre 1992

Karpfenproduktion.....	185 t
Forellenproduktion	850 t
<hr/>	
Gesamt.....	1.035 t

Der Bedarf an Besatzfischen steigt. So wurden im Jahre 1994 insgesamt 1.147 t Besatzfische benötigt. Diese wurden zu 91 % durch die Inlandsproduktion gedeckt (BUTZ, 1996).

Der Import an Besatzfischen geht aus den Daten des Österreichischen Statistischen Zentralamtes nicht hervor, da zwischen Speise- und Besatzfischen nicht unterschieden wird. Er dürfte aber in einer Größenordnung von rund 20-30 Tonnen liegen (Tab. 6).

Aus den angeführten Statistiken ist klar zu erkennen, daß die Fischerei ganz wesentliche Einflüsse auf den Fischbestand der natürlichen Gewässer ausübt. Dazu kommt, daß in einigen Gewässern eine sogenannte "put and take"-Fischerei betrieben wird. Das heißt, daß der zu fangende Fisch vorher besetzt und das natürliche Gewässer zu einer "Fischbadewanne" degradiert wird. Der Besatz erfolgt in solchen Fällen oft mit fangfähigen, also sehr großen Fischen – ohne Rücksicht auf den natürlichen Fischbestand. In den meisten Revieren beginnt sich aber eine naturnähere Form der Bewirtschaftung durchzusetzen, bei der versucht wird, den natürlichen Ertrag des Gewässers abzuschöpfen und den Bestand zu schonen sowie die natürliche Vermehrung der Fische zu fördern.

Tab. 6: Nettoimport von Fischen und anderen Wassertieren sowie deren Produkte im Jahr 1992. Angegeben sind die jeweiligen Mengen an frischem bzw. konserviertem Material in Tonnen und deren Warenwerte in Mio. öS (Datenbasis: Öst. Stat. Zentralamt; nach BUTZ, 1993).

Ware	Nettoimporte – Gewicht		Nettoimporte – Warenwert	
	lebend, gekühlt, gefroren und Filets, davon paniert *	geräuchert, gesalzen, getrocknet, konserviert	lebend, gekühlt, gefroren und Filets, davon paniert *	geräuchert, gesalzen, getrocknet konserviert
	t	t	Mio. öS	Mio. öS
Weichtiere	1.309,5		56,956	
Krustentiere (Krebse)	1.125,0		141,564	
Meeresfische	18.291,6 *5.982,3	14.103,2	707,750 *226,466	433,780
Süßwasserfische	3.053,5 *6,4	662,3	169,275 *0,228	122,894
Karpfen	529,3		11,796	
Aale	-52,1	2,1	-3,074	0,399
Forellen	1.218,4	8,2	37,548	1,120
Lachse	470,1	649,6	37,428	120,776
Lachsfische	177,1		20,043	
Andere Lachsfische	88,2		5,144	
Andere Süßwasserfische	622,5	2,4	60,390	0,599
Zierfische	20,5		16,581	
Fischprodukte	4,7	215,6	2,234	30,447
Kaviar und Kaviarersatz		204,7		28,324
Leber und Roggen	2,4	10,9	0,251	2,123
Eier für Zuchtzwecke	2,3		1,983	
Andere Waren von Fischen (Extrakte und Solubles Säfte)		165,8		81,330
Fischmehle		24.139,0		153,634
Fette und Öle von Fischen davon ungenießbar, techn.		1.077,7 412,5		9,072 2,321
Abfälle von Fischen u. a. Wassertieren		422,1		2,328
Summe	64.590,5 t		1.927,845 Mio. öS	

In manchen Fällen ist aber ein Fließgewässer durch Verbauung, Stauhaltung und Schwellbetrieb der Kraftwerke dermaßen geschädigt, daß sich die Fischbestände nicht mehr selbst erhalten können. Ohne Fischbesatz durch die Fischerei wären heute so manche Flußabschnitte annähernd fischleer.

Durch den künstlichen Besatz mit Fischen ergeben sich aber eine Reihe von Problemen:

- Die Besatzfische werden in Fischzuchtanstalten produziert, wobei das Erbgut von wenigen Mutterfischen enorm vermehrt wird. Die genetische Heterogenität der Fischbestände wird dadurch wesentlich verringert. Dazu kommt, daß besonders in der Forellenzucht Fischeier importiert werden. Allein im Jahr 1992 wurden 2,3 t Eier aus Deutschland, Italien, Tschechien, Slowakei und zu 12,6 % sogar aus Südafrika (!) eingeführt (BUTZ, 1993). Durch daraus gezogene Besatzfische werden die autochthonen Fischpopulationen, die an jedes Gewässer in jahrtausendelanger Evolution spezifisch angepaßt sind, verdrängt. Dies betrifft vor allem die Bachforelle, aber auch Karpfen, Hecht, Wels, Zander und die Coregonen.

- Eine der folgenschwersten Faunenveränderungen durch Besatzmaßnahmen, die auch die Problematik des Einsatzes nicht heimischer Arten deutlich zeigt (HERZIG et al., 1993), konnte am Neusiedler See beobachtet werden: Der Besatz mit den als spezialisierte Makrophytenfresser bekannten Graskarpfen hat Mitte der 70er Jahre die submersen Wasserpflanzenbestände drastisch reduziert. Dies bedeutet einen Lebensraumverlust für viele Fische des Sees (Hecht, Rotaugen, Rotfeder, Hundsfisch etc.), denen dieses Habitat als Laichplatz, Kinderstube und Weidegrund diente. Weiters wurden aus wirtschaftlichen Gründen massive Aalbesatzmaßnahmen durchgeführt, die sich vor allem in der Erhöhung des interspezifischen Räuberdrucks (Laich und Kleinfischarten) negativ bemerkbar machen. Der Aalbesatz in vielen Flüssen dürfte auch teilweise am Rückgang der decapoden Krebsfauna in heimischen Gewässern mitgewirkt haben.
- Beim Karpfenbesatz kommt es immer wieder vor, daß andere Fischarten versehentlich mitbesetzt werden. Auf diesen Umstand ist die rasche Verbreitung von Blaubandbärbling und Giebel in Österreich zurückzuführen. Diese ausgesprochen konkurrenzfähigen Arten haben vielerorts bereits die heimische Kleinfischfauna verdrängt. Oft werden exotische Fischarten auch durch Verwendung als Köderfische in die verschiedensten Gewässersysteme eingebracht.
- Als zusätzliches Problem des Fischbesatzes sei der Überbesatz erwähnt, der in weiterer Folge erhebliche Veränderungen des Gewässerchemismus und der Nährstoffbilanz nach sich zieht. Eutrophierungserscheinungen sind z. B. in Baggerseen häufig (aber nicht ausschließlich) auf Überbesatz zurückzuführen.
- Durch Besatz kann aber auch die Populationsstruktur und die Individuendichte dieser Art im Gewässer durch die erhöhte interspezifische Konkurrenz, Kannibalismus etc. derart verschoben werden, daß sogar der gegenteilige Effekt – also letztendlich eine Ausdünnung der Fischart – erreicht wird. Der Sinn von Besatzmaßnahmen wird daher von Fischereibiologen zunehmend in Frage gestellt (PLEYER, 1980, MELLIN, 1987).
- In Salmonidengewässern kommt es oft durch Forellen- und Aalbesatz zum drastischen Populationsrückgang der Begleitfische (Koppe, Elritze etc.) (HOFER & BUCHER, 1991).
- Nicht zuletzt können durch Besatzmaßnahmen Krankheiten in das Gewässer eingeschleppt werden. Zu nennen sind hier im wesentlichen VHS = Virale Haemorrhagische Septikämie, UDN = Ulcerative Dermalnekrose und IPN = Infektiöse Pankreasnekrose. Ebenso scheint das Einschleppen von Parasiten, wie z. B. des Fischegels häufig vorzukommen. Die Parasiten ihrerseits können Krankheiten übertragen und Fischsterben auslösen, deren eigentliche Ursachen dann oft unbemerkt bleiben (HARTMANN, 1982).

Gute Fischbesatzpolitik kann aber auch wesentlich zum Erhalt der Fischbestände, bzw. sogar zum Überleben einzelner Fischarten beitragen. So ist es den Fischern zu verdanken, daß z. B. der Huchen in der Donau wieder häufiger zu finden ist. Zudem wird zurzeit die Möglichkeit geprüft, ob verschiedene Störarten in Österreich wieder eingebürgert werden können (ZAUNER, pers. Mitt.). Weiters werden Anstrengungen unternommen, durch Besatzmaßnahmen die Populationen der autochthonen Wildkarpfen in Donau und March zu stärken. Weitere Besatzprogramme beziehen sich auf Nasen der Salzach bzw. der Förderung der Aalruttenaufzucht (Landesfischereiverband Salzburg, schriftl. Mitt.).

Neben der Besatzwirtschaft greift die Fischerei in vielen Fällen ganz gezielt direkt in das Artengefüge eines Fischwassers ein. In Salmonidengewässern wurde und wird z. B. versucht, unerwünschte Fischarten zu entfernen. Es handelt sich hierbei besonders um den Hecht, die Koppe, die Aalrutte und zum Teil auch um das Aitel, die als Räuber oder Laichräuber angesehen werden. Fischereibiologische Untersuchungen zeigten aber, daß sich ein starker Koppenbestand keineswegs ungünstig auf die Salmonidenpopulationen auswirkt, da sich diese Fischart in erster Linie von Kleintieren ernährt und gar nicht der gefürchtete Laichräuber ist. Die Dezimierung der Koppen zur vermeintlichen Anhebung des Salmonidenbestandes ist daher absolut nicht gerechtfertigt (ADAMICKA, 1984, KAINZ & GOLLMANN, 1989a). In Friedfischrevieren wird ein Überbestand an Raubfischen durch sogenanntes Hegefischen reguliert.

6.2.4 Fischerei und Umweltschutz

Die Fischer bezeichnen sich selbst gerne als "Naturschützer der ersten Stunde". Tatsächlich ist der Fischer, wenn auch in Ausübung seiner Passion, seit Jahrzehnten um die Erhaltung und Pflege der Gewässer bemüht. Vielfach waren es allein die Fischer, die Gewässerverschmutzungen und sonstige Beeinträchtigungen zu bekämpfen versuchten. Nachdem erkannt wurde, daß wirksame Maßnahmen nur aufgrund genauer biologischer und ökologischer Erkenntnisse zu setzen sind, war es auch die damalige "Deutschösterreichische Fischerei-Gesellschaft", die 1920 die Errichtung einer eigenen Lehrkanzel für Hydrobiologie und Fischereiwirtschaftslehre an der Hochschule für Bodenkultur in Wien durchgesetzt hatte.

Heute, da sich die Wasserqualität in den meisten österreichischen Gewässern nicht zuletzt auf Betreiben der Interessensvertreter der Fischerei wieder gebessert hat, gilt es, die strukturelle Verarmung der Flüsse und Bäche durch Rückbau- und Gestaltungsmaßnahmen aufzuhalten. Hauptaugenmerk wird auf die Gestaltung von Stauräumen, die Errichtung von Fischtreppen und eine stärkere Vernetzung von Fluß und Nebengewässern gelegt, wodurch eine Verbesserung der natürlichen Reproduktionsbedingungen aller Fischarten erreicht werden soll. Die Fischereiausschüsse wie auch sämtliche öffentliche Stellen, die fischereiliche Belange vertreten, sind hier maßgeblich am Schutz und der Verbesserung der Gewässerökosysteme – nicht nur ideell, sondern zum Teil auch finanziell – beteiligt.

Die Mitglieder der Fischereivereine selbst veranstalten oft gemeinsame Säuberungsaktionen, wobei erhebliche Mengen von Müll und Unrat aus den Gewässern und dem Umland entfernt werden.

Die wasserbaulichen Veränderungen unserer Fließgewässer in den letzten Jahrzehnten haben viele Fischarten an den Rand des Aussterbens gebracht. Die Fischerei versucht nun durch die gezielte Nachzucht von autochthonem Besatzfischmaterial zumindest die fischereilich interessanten Fischarten wieder zu stärken. Hier laufen derzeit Versuche mit Huchen, Seeforellen, Coregonen, Sterlet, Aalrutte und Wildkarpfen. Für den Wiederaufbau autochthoner Bachforellenbestände müssen vorerst jedoch geeignete Stämme genetisch identifiziert werden. Auch hierzu sind Vorgespräche und Versuche im Gange.

Trotz dieser vielen positiven Aktivitäten kommt die Angelfischerei immer wieder ins Kreuzfeuer der Naturschützer. Die Gründe und Argumente sind sehr vielschichtig.

Die Gewässersanierungsmaßnahmen der letzten Jahre bedingten vielfach eine wesentliche Verbesserung der Wassergüte. Diese Erfolge werden aber von manchen Fischern nur bedingt gewürdigt, da sich in der Folge wieder gewässertypische Fischdichten einstellen, die oft geringer sein können als jene zu Zeiten stärkerer organischer Belastung.

Einer der Hauptkonfliktpunkte betrifft die Ornithologie, insbesondere den Wasservogelschutz. In den letzten Jahren ist nicht nur in Österreich, sondern auch z. B. in Bayern ein regelrechter Gutachterstreit zwischen Fischern und Vogelkundlern ausgebrochen. Es wird in einigen wissenschaftlichen Publikationen (REICHHOLF, 1976, EICHELMANN, 1993) der Vorwurf erhoben, daß durch die bloße Anwesenheit der Fischer die Biotopnutzung durch Wasservogel wesentlich beeinträchtigt werden kann. Die Ornithologen fordern daher die Außer-Nutzung-Stellung möglichst großer Wasserflächen durch die Fischerei. Die Fischerei reagiert darauf mit umfangreichen Argumentsammlungen und Entkräftungen, wonach die ornithologischen Gutachten in sich selbst oft widersprüchlich sind und weisen jeden Vorwurf zurück (KUNZ, 1990). Tatsache ist, daß durch die stetig steigende Anglerzahl der Druck auf die Gewässer immer stärker wird. Betroffen sind vor allem jene Gebiete, die eine hohe Naturnähe aufweisen (z. B. Donau-Auen) und dadurch entsprechend schöne Angel- und Naturerlebnisse bieten. Gerade diese Bereiche stellen aber die Rückzugsareale der gefährdeten Wasservogelfauna dar, die sich hier konzentriert und bei entsprechend dichtem Auftreten enorme Schädigungen der Fischfauna sowie Eutrophierungen der Gewässer, die wiederum die Verlandungstendenz fördern, hervorrufen können. Um die fischereilichen Schäden geringer zu halten, fordert die Fi-

scherei daher die Bestandskontrolle jener Vogelarten, die sich in den letzten Jahren explosionsartig vermehrten. Diese Forderung betrifft in erster Linie Kormorane, die als Wintergäste, vor allem im Raum Salzburg/Oberösterreich/Niederösterreich, aber auch schon in Vorarlberg, Kärnten und der Steiermark massiert auftreten. Der europaweite Totalschutz dieser Vogelart hat zu einer explosionsartigen Massenvermehrung geführt. 1970 gab es im westlichen Europa knapp 30.000 Kormorane. Seither haben sich diese Vögel auf 730.000 Stück vermehrt (HARSZANYI, 1995). Im Winter finden sie in ihren dänischen, holländischen und polnischen Brutgebieten nicht genügend Nahrung und ziehen nach Süden. Derzeit überwintern an die 4000 Kormorane in Österreich. Dies entspricht mehr als dem Doppelten der ursprünglichen, heimischen Kormoranpopulationen, die in Österreich nach wie vor als Brutvogel als ausgestorben geführt werden. Den Ärger der Fischer erregt dieser Vogel durch seinen außergewöhnlichen Hunger: Er benötigt durchschnittlich rund 0,4 kg Fische pro Tag und verursacht damit erhebliche Schäden an den Fischbeständen (JUNGWIRTH et al., 1995, ÖKF, 1996)! Zur sachlichen Lösung des Problems haben sich mittlerweile nationale und internationale Arbeitsgruppen gebildet, wobei erste Einigungen, in Form der Genehmigung von Einzelabschüssen bzw. gezielten Vertreibungen aus besonders sensiblen Gewässern, erzielt werden konnten.

Ein weiterer Konfliktpunkt ergibt sich durch die Art und Weise der Ausübung der Angelfischerei selbst. In einigen Gewässern ist es auch heute noch üblich, sogenannte Wettfischen oder Preisfischen zu veranstalten, die häufig von Angelgerätefirmen und -handlungen gesponsert werden. Diese Art der Fischerei wird in den Anglerkreisen selbst heftig diskutiert, da der Fisch zum reinen Sportobjekt degradiert wird. Es geht lediglich darum, in kurzer Zeit möglichst viele Fische zu fangen. Nicht selten werden dabei von einem Fischer mehrere hundert Stück Kleinfische erbeutet, von denen ein Großteil beim Zurücksetzen verendet.

Tierschützer bekämpfen die in Österreich häufig noch immer erlaubte Verwendung des lebenden Köderfisches auf das heftigste. Viele Vereine haben jedoch inzwischen den lebenden Köderfisch für ihre Gewässer verboten. In jüngster Zeit wird auch die Problematik der Setzkescherhaltung von Fischen zunehmend diskutiert. In einer Studie mußte festgestellt werden, daß für die Fische während der Zeit der Hälterung im Setzkescher eine permanente Stresssituation besteht, die insbesondere dadurch verursacht wird, daß laufend frisch gefangene Fische zugesetzt werden. Durch die panikartigen Fluchtversuche erleiden die Fische Schuppenverluste und Hautverletzungen, es werden sog. Schreckstoffe freigesetzt, die wiederum die Panik anheizen. Bereits nach zweistündigem Aufenthalt im Setzkescher waren schwere Flossenschäden zu verzeichnen. Etwa 10 % der geangelten Fische verendeten in dieser Zeit. Ebenso konnten pathogene Veränderungen belegt werden (SCHULZ, 1992). Die Qualität des Fisches als Nahrungsmittel wird durch die Lebendhaltung im Setzkescher nicht gesteigert. Optimale Ergebnisse konnten hingegen durch sofortige Tötung und Einlagerung der Fische in eine gekühlte Thermotasche oder im klassischen Weidenkorb (HEISTINGER, 1996) erzielt werden. Der bundesdeutsche Oberstaatsanwalt Hermann DROSSE (1992) kommt sogar zu dem Schluß: "Die Lebendhaltung gefangener Fische im Setzkescher stellt daher für den einzelnen Angler grundsätzlich eine tatbestandsmäßige und rechtswidrige, insgesamt strafbare Tierquälerei im Sinne von §17 Nr.2 b TierSchG dar".

In letzter Zeit gibt es immer größere Probleme mit der fischereilichen Bewirtschaftung von Baggerseen, besonders dann, wenn diese auch als Badegewässer genutzt werden sollen. Hier wird vielfach die Fischerei zugunsten der Badenden beschnitten mit dem Argument, daß die Wasserqualität durch den Fischbestand beeinträchtigt würde. Eingehenden Untersuchungen zufolge kann aber eine optimale fischereiliche Nutzung derartige Gewässer durchaus positiv beeinflussen (WISSMATH et al., 1988). In Zukunft wird diese Problematik daher sicherlich differenzierter zu sehen sein. Deshalb hat sich bereits eine interdisziplinäre „Arbeitsgruppe Baggerseen“ konstituiert, die eine gezielte und fachlich kompetente fischereiliche Bewirtschaftung von Baggerseen, auch für jene die als Badegewässer genutzt werden, für notwendig erachtet. Schließlich sind künstliche Baggerseen als Kompensationsgewässer in der Lage, den Befischungsdruck von sensiblen natürlichen Gewässern zu reduzieren.

6.2.5 Zukünftige Tendenzen und Aufgaben in der Angelfischerei

Anläßlich einer Fachtagung der Bayerischen Landesanstalt für Fischerei faßte der Leiter Dr. Mathias LUKOWICZ diese Thematik sehr klar zusammen. Seine Aussagen sind direkt auf Österreich übertragbar:

»In den letzten Jahrzehnten ist im Naturverständnis und Umweltbewußtsein der Bevölkerung ein Wandel eingetreten. Wegen ihrer naturverbundenen Tätigkeit ist auch die Fischerei von dieser Entwicklung stark berührt und muß sich in vielerlei Beziehung auf geänderte Bedingungen einstellen. Viele gewohnte Anschauungen und Verhaltensweisen sind überholt und müssen geändert werden.

Dazu gehört vor allem der Wunsch, den Fang nach Art und Größe bzw. Menge der Fische in den Mittelpunkt der Fischereiausübung und auch der Gewässerbewirtschaftung zu stellen, deren wichtigste Maßnahme häufig der Besatz im Hinblick auf den größtmöglichen Nutzen ist. Eine übertriebene, den ökologischen Gegebenheiten nicht angemessene Besatzwirtschaft bis hin zur völlig unnatürlichen "Setz und Fang"-Fischerei gab und gibt es nicht nur in Angelteichen, sondern sogar in mit fangreifen Fischen überbesetzten Bächen.

Andererseits darf nicht verkannt werden, daß es oft gerade die Fischer waren, die schon sehr früh auf ökologische Mißstände aufmerksam machten und sich aktiv und sehr engagiert für deren Beseitigung sowie für die Pflege der Gewässer und die Hege der Fischbestände einsetzten. Insofern nehmen sie zurecht für sich in Anspruch, die ersten Naturschützer an den Gewässern gewesen zu sein.

Im Zuge der steigenden zivilisationsbedingten Belastung der Natur und ihrer Bewußtwerdung in der Bevölkerung wurde auch die Angelfischerei zunehmend kritischer betrachtet. Fischerei beinhaltet Naturgenuß. Sie beruht daneben auch auf Jagdinstinkt und Beutetrieb. Beides ist an sich nicht verwerflich und band den Menschen früher eng an die Natur als seine Lebensgrundlage. Diese zu erhalten und nicht zum eigenen Schaden zu überfordern, war ein natürliches Bestreben des Nutzen ziehenden Menschen.

Mit der zivilisatorischen Entwicklung stellte sich eine gewisse Naturferne ein. Die Gesamtschau wich eingeengten Betrachtungsweisen. Das Resultat sind starke Gegensätze zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen, die die Natur aus jeweils anderem Blickwinkel sehen. Unseliger- und unberechtigterweise werden Naturnutzung und Naturschutz, die früher eine Einheit bildeten, als Alternativen einander gegenübergestellt. Mit Schlagworten wie "Angler sind Tierquäler", "Fisch ist Sportobjekt" oder "Fischer stören die Natur", wird den Fischern die Berechtigung abgesprochen, sich als Naturschützer zu fühlen. Das berührt natürlich schmerzhaft deren Selbstverständnis.

Viele der Fischerei gemachten Vorwürfe sind haltlos und lassen ein mangelndes Verständnis für natürliche Zusammenhänge erkennen. Es läßt sich jedoch nicht übersehen, daß Angler hierzu durch ihr Verhalten und ihre Ansprüche einen nicht unerheblichen Beitrag leisten.

Es muß klarer verstanden werden, daß Fischerei gleich Fischartenschutz und somit Naturschutz zu sein hat. Als Folge daraus kann der Fisch nicht mehr allein als Fangobjekt gesehen werden und der Wert eines Gewässers oder einer fischereilichen Maßnahme ist nicht nur am Ertrag zu messen. Vorrangig ist die Erhaltung der Gewässer und ihrer Lebensgemeinschaften. Dem dient die fischereiliche Bewirtschaftung, innerhalb derer der Fischfang ein wichtiges Instrument ist. Nur so ist er im Rahmen eines Naturschutzdenkens begründbar.

Die geänderte Zielsetzung der Fischerei kommt in der einschlägigen Gesetzgebung zum Ausdruck. Die Novellierung des Fischereigesetzes für Bayern basiert auf der Anpassung des Landesrechts nach Aufnahme des Umweltschutzes als Staatsziel in die bayerische Verfassung. Art. 1 Abs. 2 Fischereigesetz gibt mit seiner Verpflichtung zur Hege die zukünftige Richtung unmißverständlich vor (Anmerkung: ebenso die österreichischen Landesfischereigesetze).

Die fischereiliche Gesetzgebung deckt den Fischartenschutz lückenlos ab. Dies stärkt die Fischerei, indem ihr eine definitive Zuständigkeit für den Fischartenschutz zugewiesen wird. Zugleich ist die Fischerei gefordert, diese Zuständigkeit unter Berücksichtigung ökologischer Belange auch vollständig wahrzunehmen.

Einschneidend wirkt auch das Tierschutzgesetz, das einen vernünftigen Grund postuliert, um Tieren Schmerzen, Leiden oder Schaden zufügen zu dürfen. Danach sind Wettfischen mit weiterführender Qualifikation oder "Setz- und Fang"-Fischerei nicht mehr zu rechtfertigen. Über andere Maßnahmen, wie die Verwendung des Setzkeschers oder des lebenden Köderfisches, muß der Angler bezüglich des vernünftigen Grundes selbst verantwortlich entscheiden.

Angesichts des geänderten Umweltbewußtseins der Bevölkerung und der neuen Gesetzeslage sind die gesellschaftspolitischen Aufgaben der Angelfischerei zu überdenken und Konsequenzen für die Praxis zu ziehen. Zunächst ist es wichtig, eine wirkliche Gesamtsicht von Naturverbundenheit wieder herzustellen und diese auch in praktischen Maßnahmen zu berücksichtigen. Das erfordert Einsatz und Verzicht zugleich. Die Zuständigkeit der Angelfischerei im Fischartenschutz wird aber nur akzeptiert, wenn sie nicht einfach aus Rechten abgeleitet wird, sondern sich bei anderen die Einsicht durchsetzt, daß die Fischerei im Naturschutz gebraucht wird. Daraus folgt die Notwendigkeit, beispielhaft zu handeln.

Einen Schwerpunkt bildet die fischereiliche Bewirtschaftung der Gewässer. Mehr und mehr setzt sich die Auffassung durch, daß zuerst biotopverbessernde Maßnahmen zur Erhaltung von Fischbeständen ins Auge zu fassen sind. Erst wenn diese nicht möglich sind oder nicht ausreichen, ist ein Besatz als Ausgleich für mangelnde Fortpflanzung erforderlich. Besatz ist Hege, sofern er dazu dient, standortgerechte Fischbestände zu schaffen oder zu erhalten. Darüber hinaus erlaubt er, den fischereilichen Nutzen zu erhöhen. Dies kann durchaus sinnvoll sein, wenn dadurch die natürliche Produktionskraft über die Nahrungskette besser genutzt wird. Beide Besatzziele sind also zu befürworten. Entscheidend ist jedoch ein ökologisch richtiges Vorgehen. Hier können nur einige wesentliche Gesichtspunkte erwähnt werden:

Ausgesetzte Fische müssen einheimischen und standorttypischen Arten angehören. Es gibt keine Begründung für einen Besatz mit Fremdlingen oder etwa genetisch manipulierten Fischen (z. B. Arthybriden, Polyploide). Insbesondere sollen bedrohte Fischarten möglichst aus dem Einzugsgebiet eines zu besetzenden Gewässers stammen, damit genetische Überfremdung verhindert wird. Das gilt vor allem auch für wirtschaftlich nicht genutzte Arten, die sogenannten Kleinfische. Diese sollen überhaupt nur nach sorgfältiger Beurteilung aller Umstände durch einen Biologen ausgesetzt werden, um ökologische Fehler auszuschließen.

Zur besseren Anpassung an das Gewässer, Ausnutzung der Nahrungskette und Selbstregulierung des Bestandes sind Fische so jung einzusetzen, wie es ihr zu erwartendes Aufkommen gestattet.

Viele Gewässer sind im Verhältnis zu ihrer Produktionskraft überbesetzt. In Pachtverträgen ist oft eher ein Höchstbesatz als ein Mindestbesatz vorzuschreiben.

Im Rahmen einer ökologischen fischereilichen Gewässerbewirtschaftung bedeutet Fischfang Abschöpfung der natürlichen Produktion mit tierschutzgerechten Methoden. Es läßt sich nicht mehr "ernten", als ein Gewässer hervorbringt. Die Fangansprüche müssen sich nach den Gegebenheiten eines Gewässers und erst in zweiter Linie nach den Wünschen der Fischer richten.

Andererseits ist der nachhaltig erzielbare Ertrag abzuschöpfen, allerdings nicht nur in Form der attraktiven Arten. Die oft wenig beliebten Weißfische müssen ebenso gefangen werden, da Bestandsverbüttung zu sehr negativen Folgen für die aquatischen Lebensgemeinschaften führt. Fischfang ist hier somit als notwendige Bewirtschaftungs- und Hegemaßnahme zu verstehen.

Schließlich soll betont werden, daß die Verwertung der Fische ein letzter, aber bedeutender Schritt im Zuge fischereilicher Bewirtschaftung ist. Sie vor allem stellt den vernünftigen Grund im Sinne des Tierschutzgesetzes dar.

Die Fischerei unterliegt der ständigen Beobachtung durch die Öffentlichkeit, die ihre Aufmerksamkeit auf fischereiliche Aktivitäten im allgemeinen und auf das Verhalten der Fischer am Gewässer richtet. Jeder einzelne Angler muß sich darüber im klaren sein, daß sein persönliches Auftreten zum Gesamteindruck beiträgt, den Außenstehende von der Fischerei bekommen. Ein Verhaltenskodex ist z. B. in verschiedenen Richtlinien des Verbandes der Deutschen Sportfischer (VDSF) und seiner Landesfischereiverbände niedergelegt.

Hier beginnt auch die Öffentlichkeitsarbeit in der Fischerei. Diese kann sich nicht im Aufzählen der eigenen Leistungen, der Reklamation angestammter Rechte oder der Auseinandersetzung mit wirklichen und vermeintlichen Gegnern der Fischerei erschöpfen. Letztlich wird die Fischerei an ihrem Beitrag zum Naturschutz gemessen. Hierfür ist auch die Zusammenarbeit mit anderen Gruppierungen unerlässlich. Es mutet etwas grotesk an, wenn die verschiedenen im Naturschutz engagierten Organisationen meinen, die Natur gegen die jeweils anderen verteidigen zu müssen.

Beispielhaftes Handeln am Gewässer und ökologisch richtige Bewirtschaftung der Fischbestände setzen Sachverstand auf breiter Ebene voraus. Dieser ist nur durch gründliche Ausbildung zu erreichen, die frühzeitig zu beginnen hat. Die Unterweisung und Unterrichtung der Jugendlichen in der Fischerei müssen daher als eine zentrale Aufgabe der Organisationen angesehen und ständig weiterentwickelt werden. Auch die Fischerprüfung dient dem Ziel, einen hohen Ausbildungsstand der Fischereiausübenden sicherzustellen.«

Der Österreichische Fischereiverband (ÖFV) sieht ebenfalls die künftige Bedeutung und Aufgaben der Angelfischerei vor allem darin, größtes Augenmerk auf all jene Maßnahmen zu richten, die der Erhaltung, Verbesserung und Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer zuwiderlaufen und auch von sich aus die ökologische Orientierung der Fischerei stärker zu betonen. Im folgenden werden auszugsweise die Schwerpunkte der Politik des ÖFV wiedergegeben (HADWIGER, 1997):

»Energetische Nutzung:

- *Erhaltung der letzten freien Fließstrecken in den größeren Flüssen wie Donau, Traun, Drau, Lech, etc.;*
- *Bau- und Planungsstopp zusätzlicher Großwasserkraftwerke;*
- *Kritische Prüfung neuer Klein- und Kleinstkraftwerke hinsichtlich eines negativen Einflusses auf den regionalen Wasserhaushalt;*
- *Anpassung bestehender Kraftwerke gemäß dem Stand der Technik, v.a. hinsichtlich ausreichender Restwassermengen, funktionstüchtiger Fischaufstiegshilfen, Einschränkung des Schwallbetriebes, etc.;*
- *Durchführung und Finanzierung von Sohlestabilisierungs- und Uferstrukturierungsmaßnahmen von den Anlagebetreibern;*
- *Maßnahmen zur Minimierung des Einflusses von Speicherhaltungen auf den Sedimenttransport nach ökologischen Gesichtspunkten.*

Kies- und Schotternutzung:

- *Verbot von Baggerungen in Fließgewässern und Stauräumen, ausgenommen zur Erhaltung der Schifffahrtsrinne, wobei das Material wieder für Strukturverbesserungen im Gewässer selbst zu verwenden ist;*
- *Folgenutzung von Baggerseen u. a. in Form angelfischerlicher Bewirtschaftung entsprechend den tatsächlich herrschenden Rahmenbedingungen;*

Schutzwasserbau und Gewässerbetreuung:

- *Schutz der natürlichen Fließgewässerstrecken;*
- *Rückbau regulierter Bäche und Flüsse unter Berücksichtigung der natürlichen Überschwemmungsgebiete und Hochwasserflußbereiche;*
- *Wiederherstellung des Fließgewässerkontinuums;*
- *gesamtosterreichische Fließgewässer- und Fischartenkartierung in Hinblick auf die ökologische Funktionsfähigkeit.*

Seennutzung:

- *Schutz und Wiederherstellung natürlicher Seeuferzonen;*
- *Erhaltung und Wiederherstellung der Vernetzung von Zu- und Abflüssen;*
- *restriktive Behandlung diverser Wassersportarten (s. Tourismus).*

Tourismus:

- *restriktive Aufzählung der Fließgewässerstrecken, auf denen Wassersportarten unter Einhaltung von Auflagen (Pegelstand, saisonale und tageszeitliche Beschränkung, Bootanzahl, Ein- und Ausstiegsstellen, etc.) ausgeübt werden können;*
- *keine Ausübung von Wassersportarten während der Laichzeiten;*
- *keine weiteren Bewilligungen für Beschneigungsanlagen und strenge Kontrolle der Restwassermengen.*

Schifffahrt:

- *Überprüfung der Emissionen im Schiffsverkehr;*
- *Überprüfung der fischökologischen Schäden durch Wellenschlag.*

Landwirtschaft:

- *Einhaltung strenger Normen für Dünge- und Spritzmitteleinsatz;*
- *restriktive Regelung und Limitierung von Wasserentnahmen aus Grundwasser und Fließgewässern zu Bewässerungs- und Beregnungszwecken;*
- *restriktive Regelung und Limitierung von Entwässerungsmaßnahmen.*

Fischerei:

- *ökologische Orientierung der Fischereiwirtschaft und ihrer gesetzlichen Grundlagen;*
- *qualitative und quantitative Erhebung der Fischbestände und Erstellung von Leitbildern und Maßnahmen zur nachhaltigen fischereilichen Nutzung und ökologischen Bewirtschaftung von Fließgewässern;*
- *Erhaltung bzw. Wiederherstellung natürlich funktionierender Gewässerökosysteme mit ihren Lebensgemeinschaften, insbesondere einer standortgerechten Fischfauna;*
- *Erhaltung der natürlichen Artenvielfalt und genetischen Variabilität der Fischfauna;*
- *Förderung der natürlichen Reproduktion durch Verbesserung der Strukturausstattung der Gewässer und eine Erhöhung der Laichfischbestände;*
- *Möglichkeit der Einrichtung von Hegeverbänden als Zusammenschluß mehrerer Reviere entsprechend der Gewässercharakteristik;*
- *Einführung einer österreichweit gleichwertigen „echten“ Fischerprüfung in allen Bundesländern;*
- *zeitgemäße ökologische und fischgesundheitliche Orientierung der Fischzucht und -produktion insbesondere hinsichtlich der Produktion von Besatzfischen;*
- *bundesweite Abstimmung rechtlicher, fischereilicher und ökologischer Mindeststandards mit Hilfe von § 15a Staatsverträgen;*
- *Schaffung gleichwertiger gesetzlicher Regelungen und Organisationsstrukturen in allen Bundesländern (Landesfischereiverbände als Körperschaften öffentlichen Rechts) zur Ausarbeitung, Umsetzung und Kontrolle der Fischereibelände;*
- *Ausbau der mit Anfang 1997 neu strukturierten Zentralstelle dieser Landesvertretungen (Österreichischer Fischereiverband), um die Interessen der Fischerei einheitlich auf nationaler und internationaler Ebene zu vertreten;*
- *Fischfressermanagement auf EU- und nationaler Bundesländer-Ebene zur Konfliktlösung der Fischfresserproblematik (v. a. Kormoran) durch konstruktive Zusammenarbeit von Fischerei, Naturschutz, Jagdwirtschaft und zuständigen Behörden.*

Vieles wurde schon in Angriff genommen:

- *Die Struktur des Österr. Fischereiverbandes wurde durch eine Statutenänderung den Ansprüchen einer Zentralstelle der österr. Landesfischereiverbände angepaßt, die Herstellung gleichwertiger Länderorganisationen wird betrieben.*
- *In regelmäßigen Treffen der Rechts- und Fachreferenten der Landesregierungen und Erntretern des BMLF, der Wissenschaft und der Fischerei werden bundesweit aktuelle fischereiliche Fragen und Lösungsansätze diskutiert.*

- *Der ökologische Aspekt wird verstärkt bei Fischereigesetznovellierungen berücksichtigt, wie in NÖ, wo z. B. der Lebendköder und Wettfischen verbote und Hegeverbände und angemessene Besatzmaßnahmen durch eine Rahmenbesatzregelung ermöglicht werden sollen.*
- *Die Vorarbeiten zur Einführung einer Fischerprüfung sind z. T. schon weit gediehen, in NÖ und der Steiermark ist sie fixer Bestandteil der vorliegenden Novellierungsentwürfe; der österr. Fischereiverband veranstaltet schon seit einigen Jahren gemeinsam mit dem Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling Kurse für Ausbildner zur Fischerprüfung.*
- *In den hauptbetroffenen Bundesländern OÖ und NÖ wurden und werden Modelle eines Kormoranmanagements verhandelt, in NÖ erfreulicherweise in konstruktiver Zusammenarbeit mit dem Vogelschutz und der Jagd und auch auf Bundesebene hat eine gemischte Arbeitsgruppe im Auftrag von Minister Molterer diesbezüglich Vorschläge zur Umsetzung auf europäischer Ebene erarbeitet.*
- *Bewirtschaftungsrichtlinien für Fließgewässer werden diskutiert und ein österreichweiter Arbeitskreis, der sich mit der Problematik Baggerseen und Fischerei auseinandergesetzt hat, wird demnächst seine Ergebnisse vorstellen können.*
- *Regional wurden Fischartenkartierungsprojekte begonnen, bzw. sind in Vorbereitung; u.a.m.*

Vieles muß aber, sowohl auf europäischer, wie auf nationaler Ebene, noch getan werden und zwar im Bewußtsein der Stellung und Verantwortung der Fischerei gegenüber der Natur, insbesondere der Gewässer und deren Lebensgemeinschaften, sowie gegenüber den Erwartungen weiter Kreise der Bevölkerung und insbesondere für die nächsten Generationen.«

7 FISCHEREIRECHT IN ÖSTERREICH

7.1 Geschichtliche Entwicklung

Von Beginn unserer Zeitrechnung bis zum Mittelalter gab es nur wenige gesetzliche Regelungen die Fischerei betreffend. Jedermann durfte sich Fische fangen und aneignen. Allerdings geht aus den Recherchen BALONs (1968a) hervor, daß der Wirtschaftsfischfang an der Donau schon sehr früh von den Herrschern und Häuptlingen reguliert wurde. BALON berichtet, daß schon im 5. Jhdt. ein Gesetz bestand, nach welchem die Fangzäune für die Störfischerei einen Flußstrom nur bis in die Mitte der Flußbreite verschalen durften und ein Gesetz aus dem Jahre 1214 verordnete, in einem solchen Fangzaun einen so großen Durchgang anzulegen, daß sich ein dreijähriges Schwein umzudrehen vermöge. Es war damals offensichtlich notwendig geworden, das Bauen der Zäune herrschaftlich zu begrenzen, sollte es nicht zu einer völligen Unterbrechung der Fischwanderungen und dadurch auch zu einer Herabsetzung der Fangerträge an den stromauf liegenden Fangzäunen kommen.

In den meisten Gewässern lag die Regelung der Fischerei in den Händen der örtlichen Gemeinden, Genossenschaften und kleineren Herrschaftskreise (GATTERBAUER, 1989). In den Dorf- und Herrschaftsrechten finden sich daher auch zahlreiche Bestimmungen über das Fischereirecht und die Art und Ausübung der Fischerei. Das Fischereirecht stand in Privatgewässern dessen Eigentümern, in öffentlichen Gewässern jedem Gemeindegänger zu.

Ab dem 11. Jahrhundert wurde das Fischereirecht zu einem Herrscherprivileg ("Regal"). Der König konnte es daher nach seinem Gutdünken verleihen bzw. es zusammen mit Grundstücken unter verschiedenen Vorbehalten an seine Untertanen vergeben. Häufig wurde das Fischereirecht auch an kirchliche Institutionen abgetreten.

Im Laufe der Zeit erhielten aber alle jene "Herren und Landleute", d. h. die zu den Landständen gehörigen Adeligen, die keine Herrschaft besaßen, das Recht in den größeren Flüssen zu fischen, jedoch nur in eigener Person. WUTTE (1912) berichtet, daß dieses Recht seit dem 16. Jahrhundert nachweisbar ist. Es gab aber viele Streitigkeiten, da sich einerseits derlei Adelige das "Vergnügen und den Nutzen" des Fischens nicht entgehen lassen wollten, die Herrschaften andererseits sich ihre Fischereirechte und somit die wirtschaftliche Nutzung durch Pachteinnahmen nicht einschränken lassen wollten. So wird bei WAGNER (1949) ein Streit um die Fischereirechte in Gewässern bei Friesach (Kärnten) beschrieben, wobei es um die Einräumung des Rechtes für den Adel und die Landleute ging, "*mit der Schnurr und von Lustwegen mit eigener Handt*" auch in Gewässern zu fischen, in denen sie sonst nicht fischereiberechtigt waren.

Die weitere Entwicklung des Fischereirechtes in Österreich läßt sich gut am Beispiel Kärntens, das von HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ (1989) bearbeitet wurde, demonstrieren:

- Die Fischereirechte wurden vielfach gegen erhebliche Summen verpachtet, sodaß die Fischpreise oft höher als die Fleischpreise waren. So mußten etwa Fischereipächter an der Drau im Mündungsgebiet der Mieß und des Feistritzbaches neben dem Pachtzins in Geld, der verhältnismäßig klein war, jährlich der Herrschaft im Schloß Bleiburg auch drei Essen Fisch, das sind etwa 70 Stück, abliefern. Auch die ständig bezahlten Fischer am Mießbach mußten dem Herrschaftspfleger wöchentlich ein Essen Fisch, das aus mindestens 24 Forellen oder Äschen bestand, ausfolgen.
- Im Jahre 1577 erließ Erzherzog Karl von Innerösterreich für das Herzogtum Kärnten eine Landesgerichtsordnung, in der auch der Fischfang geregelt werden sollte. Diese Fischereiordnung wurde verfaßt, "*da mit Ausödung der großen und kleinen Fische nicht wenig Schaden geschieht*". Schonzeiten wurden auch bereits festgelegt: für die Äsche: vom 15. Februar bis sechs Wochen danach (bis 29. März); für die Forelle (Bachforelle, da die Regenbogenforelle erst vor ca. 100 Jahren aus Nordamerika bei uns eingebürgert wurde): 17 Tage vor und nach

"Michäli" (29. September, d. i. vom 15. September bis 13. Oktober). Weiters durften Äschen, Forellen und Huchen nur mehr mit der Schnur gefangen werden. Das Stechen der Fische bei Nacht und das Eisbrechen zum Zwecke des Fischfanges wurden untersagt. Weitere Verbote galten dem "Reischenlegen" (Fischfang mittels Reusen), dem Fischen mit zu kleinmaschigen Netzen, "*damit Huchen und Äschen nicht zu jung gefischt werden*" (die Netzfischerei galt nur für Berufsfischer). Die Fischer mußten sich laut dieser Fischereiordnung durch Tragen des Wappens des jeweiligen Herren kenntlich machen. Also gab es schon damals eine Art Fischerkarte. Die Wasserräder, die man gebaut hatte, um Fische beim Aufsteigen fangen zu können, wurden verboten. Außerdem mußten Fischkästen ("Kalter") so gebaut werden, daß kleine Fische durchschwimmen konnten. Bei Mühlen sollten Rinnen gemacht werden, sodaß die Fische aufsteigen könnten. Das Fangen von Krebsen war dem "gemeinen Manne" verboten.

- In der 1645 erlassenen Jagd- und Fischereiordnung wurde die Regelung getroffen, daß das Fischen für jedermann nur mehr in den größeren Flüssen erlaubt sei, und dies nur für den Eigenbedarf und nur mit der Schnur als Fangmethode.
- 1732 wurde wiederum eine Fischereiordnung für ganz Kärnten vom Landtag beschlossen, wobei der Landeshauptmann als überwachendes Behördenorgan eingesetzt wurde.
- Wesentliche Neuerungen hinsichtlich des Fischereirechtes brachte dann das Allgemeine Bürgerliche Gesetzbuch. Dieses hat einerseits auf die zum Zeitpunkt seiner Entstehung (1811) gegebenen Feudalstrukturen Bedacht genommen, andererseits aber die Begründung des Fischereirechtes auf privatrechtlicher Basis anerkannt und das Fischen zu den Feldservituten gezählt, woraus folgt, daß das Fischereirecht auch als "Ausfluß des Eigentums an Grund und Boden" entstehen konnte.
- Vor allem in der Zeit des Liberalismus nach dem Jahre 1867 bestanden große Auffassungsunterschiede in bezug auf die Rechtsnatur des Fischereirechtes. Das Recht zum Fischfang stand, dort wo spezielle Privatrechtstitel nicht nachweisbar waren, jedermann im Rahmen der fischereipolizeilichen Bestimmungen zu. Diese völlige Freiheit des Fischfanges wirkte sich auf den Fischbestand in den betroffenen Gewässern negativ aus, hatte doch niemand Interesse an einer nachhaltigen Bewirtschaftung dieser Fischwässer.
- Die relativ undurchsichtigen Verhältnisse bezüglich der Rechtsnatur des Fischereirechtes sollten erst mit dem Reichsfischereigesetz vom 25. April 1885 ein Ende finden. Dabei wurde die Befugnis zum freien Fischfang aufgehoben und die Fischereirechte endgültig zu privaten Rechten erklärt, da der freie Fischfang teilweise zur vollständigen Vernichtung von Fischbeständen geführt hatte. Das Reichsfischereigesetz war aber so gestaltet, daß sein Inkrafttreten mit dem Wirksamwerden der jeweiligen ausführenden Landesgesetze verknüpft wurde.
- Die aus der Zeit der Monarchie stammenden Fischereigesetze wurden durch die Landesgesetzgebungen nach dem 1. Weltkrieg übernommen und weitergeführt und zum Teil erst nach dem 2. Weltkrieg durch neuere Normen ersetzt.

7.2 Fischereirecht heute

Im folgenden Kapitel wird versucht, die derzeitige gesetzliche Regelung der Fischerei in den einzelnen Bundesländern sowie deren spezifische Besonderheiten überblicksmäßig darzustellen. Diese Darstellung erhebt jedoch keinerlei Anspruch auf Vollständigkeit, sondern soll lediglich die Komplexität der Materie in groben Grundzügen erläutern.

7.2.1 Kompetenzen

Gemäß Art. 15 Abs. 1 Bundes-Verfassungsgesetz ist das Fischereiwesen in Gesetzgebung und Vollzug Landessache. Die Fischereigesetze werden daher vom Landtag beschlossen und von den Bezirksverwaltungsbehörden (in den meisten Bundesländern) als Behörde 1. Instanz bzw. den Landesregierungen in 2. Instanz vollzogen. Im Zuge der Vollziehung der Fischereigesetze haben alle Landesregierungen entsprechende Verordnungen zur Durchführung der Gesetze im allgemeinen bzw. zur Durchführung einzelner besonderer Bestimmungen zu erlassen. Zum Teil enthalten die Fischereigesetze die Bestimmung, daß bei der Erlassung von Verordnungen in Grenzgewässern das Einvernehmen mit der zuständigen Behörde des benachbarten Bundeslandes hergestellt werden muß.

Die Fischerei zählt zur land- und forstwirtschaftlichen Erzeugung im Sinne des § 2 Abs. 3 Gewerbeordnung 1973 und ist daher vom Geltungsbereich der Gewerbeordnung ausgenommen.

7.2.2 Fischereirecht

Nachstehende Punkte sind in den einzelnen Landes-Fischereigesetzen geregelt:

7.2.2.1 Begriff des Fischereirechtes

Das Fischereirecht besteht in der Befugnis, in jenem Gewässer, auf das sich das Fischereirecht räumlich erstreckt, zu fischen und das Fischen zuzulassen. Mit diesem Recht ist die Verpflichtung verbunden, das Fischwasser sachgemäß und nachhaltig zu bewirtschaften. Unter Fischen im Sinne der Gesetze ist der Fang von Fischen, Krustentieren, Muscheln, Fischnährtieren und zum Teil auch Fröschen zu verstehen.

Wie bereits erwähnt, wurde die auf § 383 ABGB beruhende Befugnis zum freien Fischfang durch das Reichsfischereigesetz 1885 RGBI 58 grundsätzlich beseitigt. Das Fischereirecht wurde damit zu einem Privatrecht, das durch die einzelnen Fischereilandesgesetze bestimmten Rechtsträgern (z. B. Gemeinden, Grundeigentümern) zugewiesen wurde. Es ist dort, wo es vom Grundeigentum abgesondert ist, ein selbständiges, sogenanntes "dingliches Recht". Das mit dem Eigentum einer Liegenschaft verbundene Fischereirecht kann von dieser nicht abgesondert werden.

Fischereirechte sind Privatrechte und können daher nach den allgemeinen Vorschriften über den Erwerb und den Besitz von Privatrechten erworben und besessen werden.

In Privatgewässern steht das Fischereirecht dem Eigentümer zu (sofern nicht das Fischereirecht Anderer nachgewiesen werden kann), in öffentlichen Gewässern (§ 2 WRG) demjenigen, der einen entsprechenden Nachweis erbringen kann. Ist das nicht möglich, so fällt das Fischereirecht an öffentlichen Gewässern entweder dem Land (Bgl., Ktn., NÖ, Tirol, Vlb), oder der Gemeinde (OÖ, Stmk, W) zu. Im Salzburger Fischereigesetz fehlt eine derartige Regelung.

Eine Besonderheit hinsichtlich des Fischereirechtes beinhaltet das OÖ Fischereigesetz § 5. Es handelt sich um das sogenannte Koppelfischereirecht. Ein solches liegt dann vor, wenn an einem Fischwasser mehrere selbständige Fischereirechte bestehen. Hat ein Fischereiberech-

tiger die Absicht, sein Koppelfischereirecht zu verkaufen, so hat er es zunächst allen übrigen in diesem Fischwasser Fischereiberechtigten anzubieten. Wird von einem, mehreren oder der Gesamtheit der Koppelfischereiberechtigten der vollständige Preis, den ein Dritter angeboten hat, entrichtet, so ist das Fischereirecht dem oder den Koppelrechtsbesitzern zu verkaufen. Ein Verkauf an einen Dritten ist in diesem Falle ungültig. Neue Koppelfischereirechte können hingegen nicht begründet werden.

7.2.2.2 Fischwasser

Fischwässer sind natürliche oder künstliche Gerinne sowie natürliche oder künstliche Wasseransammlungen, die in ihrer ständigen Beschaffenheit entsprechend für die Ausübung der Fischerei geeignet sind. Anlagen zur Aufzucht von Zucht- und Speisefischen werden in der Regel vom Fischereigesetz nicht betroffen.

Besondere Bestimmungen bezüglich der Definition von Fischwässern enthalten die Fischereigesetze von OÖ und Salzburg: In Oberösterreich werden künstliche Gewässer, in denen Wassertiere im Zustand der "künstlichen Freiheit" gehalten werden (wie Aquarien, Zierteiche oder Betriebe zur intensiven Aufzucht von Wassertieren, etwa zu Zucht- und Speisezwecken), oder die für die nachhaltige Hervorbringung von Wassertieren nicht geeignet sind, nicht als Fischwasser angesehen. In Salzburg werden auch Teichanlagen, sofern sie nicht bestimmte Bedingungen erfüllen (best. Größe, Wassermenge oder Durchfluß, besondere Widmung wie z. B. Feuerlöschteich, Badebecken, Klärbecken etc., solange nicht teichwirtschaftlich genutzt), auch vom Fischereigesetz betroffen. Das heißt, daß ein Teichwirt für solche Gewässer eine Fischerkarte lösen und entsprechende Abgaben entrichten muß.

7.2.2.3 Fischereireviere

Die Fischereigesetze von Oberösterreich, Salzburg und der Steiermark kennen die Bezeichnung "Fischereirevier" nicht, sondern verwenden gleichsinnig den Ausdruck "Fischwasser".

Die Behörde hat die einzelnen Gewässer(teile) in Fischereireviere ("Fischwässer") einzuteilen, wobei die Fischereiberechtigten bzw. deren Interessensvertretungen anzuhören sind. Jedes Revier soll eine ununterbrochene Wasserstrecke samt allfälligen Altwässern (Altarm) und Ausständen (mit dem ursprünglichen Gewässer nicht mehr oberirdisch in Verbindung stehendes Gewässer) umfassen, die die nachhaltige Pflege eines der Beschaffenheit des Gewässers angemessenen Fischbestandes und die fischereiwirtschaftlich ordnungsgemäße Bewirtschaftung des Reviers zuläßt. Die Revierbildung kann für jene Gewässer unterbleiben, die nach ihrer ständigen Beschaffenheit für keinen Zweig der Fischerei von Belang sind.

Grundsätzlich können zwei Arten von Revieren unterschieden werden:

a. Eigenreviere:

Die Behörde hat auf Antrag des Fischereiberechtigten Fischwässer als Eigenreviere anzuerkennen, wenn für sie ein Fischereirecht einer oder mehreren Personen ungeteilt zusteht und sie den Erfordernissen einer nachhaltigen Bewirtschaftung entsprechen. Der Besitzer eines Eigenrevieres ist verpflichtet, über Auftrag der Landesregierung auch jene benachbarten Fischwässer in sein Revier aufzunehmen und mitzubewirtschaften, welche für sich allein weder ein Eigenrevier, noch ein zusammengelegtes Revier bilden können. Hierfür hat der Besitzer des Eigenrevieres den betreffenden benachbarten Fischereiberechtigten auch zu entschädigen.

b. Pachtreviere:

Aus den Fischwässern, die nicht als Eigenreviere anerkannt oder Eigenrevieren zugewiesen werden können, hat die Behörde Pachtreviere zu bilden, sodaß jedes dieser Pachtreviere den oben genannten Erfordernissen zur allgemeinen Reviereinteilung entspricht. Diese Reviere müssen verpachtet werden.

7.2.2.4 Verpachtung

Für die Verpachtung von Fischereirevieren gelten in jedem Bundesland strenge Bestimmungen. Jedenfalls muß der Pächter über eine "Pachtfähigkeit" im Sinne der Fischereigesetze verfügen. Pachtfähig sind (beispielhaft wird das NÖ Fischereigesetz zitiert):

Natürliche Personen,

- a) die im Besitz einer gültigen Fischerkarte sind,
- b) von denen angenommen werden kann, daß sie die ihnen aus der Pachtung erwachsenden Verpflichtungen, so insbesondere mit Rücksicht auf ihr Einkommen, zu erfüllen imstande sind und
- c) die weder die natürliche Beschaffenheit von Gewässern in einer den Fischbestand gefährdenden Weise beeinträchtigen, noch innerhalb der letzten 5 Jahre vor der Pachtung beeinträchtigt haben oder an einer Beeinträchtigung beteiligt waren.

Juristische Personen und Fischereigesellschaften sind pachtfähig, wenn

- a) sie die Voraussetzungen der obigen Punkte b) und c) erfüllen und
- b) ihre vertretungsbefugten Organe oder Mitglieder im Besitz einer gültigen Fischerkarte sind.

Fischereireviere dürfen nur ungeteilt verpachtet werden. Die Verpachtung von Teilen bedarf der Genehmigung der Behörde. Eine Unterverpachtung ist in den Gesetzen von Wien, OÖ, NÖ und Tirol unzulässig.

Die vorgeschriebene Pachtdauer ist unterschiedlich und beträgt in

Salzburg ,Tirol	mindestens 5 Jahre
Oberösterreich.....	mindestens 9 Jahre, auf Antrag um Herabsetzung jedoch mindestens 6 Jahre
Übrige Länder.....	mindestens 10 Jahre.

7.2.2.5 Fischereikataster, Fischerbuch

Zu den Bestimmungen über den Kataster (= "Fischerbuch"; nicht zu verwechseln mit dem "Fischerbüchel", das der Fischerkarte gleichzuhalten ist) in den einzelnen Fischereigesetzen sind in der Regel eigene Verordnungen der Landesregierungen ergangen.

Im Fischereikataster sind alle Fischwässer, Fischereiberechtigte und Pächter, allenfalls Verwalter und Bewirtschafter eingetragen. Der Fischereikataster ist ähnlich dem Grundbuch aufgebaut und besteht aus einer Übersichtskarte, den Einlagen und der Urkundensammlung. Ebenso ist im Kataster auch der Rechtstitel, durch den ein Fischereirecht begründet ist, einzutragen. Der Kataster ist von jedermann einzusehen.

Darüber hinaus gibt es in den Bundesländern zum Teil sehr differenzierte Eintragungsvorschriften. In Wien werden z. B. folgende Inhalte vorgeschrieben:

Auf dem Einlageblatt A:

1. die Postzahl des Fischwassers
2. die geographische Bezeichnung und die örtliche Lage des Fischwassers
3. die Beschreibung und die Grenzen des Fischwassers
4. die Art des Fischwassers (Eigen-, Pachtrevier, Zuweisung)
5. die Eigenschaft des Fischwassers (natürliches oder künstl. Gewässer)
6. das Flächenausmaß in Hektar
7. die behördlichen Entscheidungen
8. der Name und Wohnsitz des Fischereiberechtigten
9. genaue Angaben über benachbarte Fischgewässer, die mitzubewirtschaften sind
10. sonstige Bemerkungen.

Auf dem Einlageblatt B:

1. die Postzahl des Fischwassers
2. die Güte (Bonität) des Fischwassers
3. der Ertragswert des Fischwassers je Hektar
4. die Höhe des Wirtschaftsbeitrages
5. das Datum des Abschlusses des Pachtvertrages
6. die behördlichen Genehmigungen der Verpachtung des Revieres
7. der Name und der ordentliche Wohnsitz des Pächters
8. die Dauer des Pachtverhältnisses
9. der Name und der ordentliche Wohnsitz der bestellten Fischereiaufseher
10. sonstige Anmerkungen.

Auf dem Ergänzungsblatt zum Einlageblatt B:

1. die Postzahl des Fischwassers
2. die Stückzahl und das Gesamtgewicht des Fischbesatzes, getrennt nach Fischarten und Kalenderjahr
3. die Stückzahl und das Gesamtgewicht des Ausfanges, getrennt nach Fischarten je Kalenderjahr
4. die Zahl der ausgestellten Lizenzen je Kalenderjahr
5. die behördlich festgesetzte Höchstzahl der auszustellenden Lizenzen
6. sonstige Anmerkungen.

Im Niederösterreichischen Fischereigesetz sind dagegen lediglich die Eintragungen entsprechend den Punkten A.1, A.2, A.4, A.8, B.7 und B.9 vorgeschrieben.

Im Burgenland werden nur Grundstücksnummern laut Grundbuch, Eigentumsverhältnisse sowie Größe des Fischwassers gefordert.

Die gesetzlichen Anforderungen an den Fischereikataster aller anderen Bundesländer liegen ebenfalls innerhalb dieser Bandbreite.

Zur Anlage und Führung des Katasters sind entweder die Bezirksverwaltungsbehörden (Burgenland, Kärnten, Oberösterreich, Steiermark) oder Organe der Interessensvertretungen der Fischereiberechtigten (Niederösterreich, Salzburg, Vorarlberg, Wien) oder direkt die Landesregierung (Tirol) zuständig.

7.2.2.6 Behörden und Interessensvertretungen

Die gesetzlichen Regelungen über die Organisation der Fischereiberechtigten und die Interessensvertretungen unterscheiden sich in den einzelnen Bundesländern sehr stark voneinander. Z. T. sind sie nach dem Muster der Interessensvertretung im Bereich der Jagdkörperschaften eingerichtet (Landesfischereiverbände), z. T. wird von der Errichtung eigener Interessensvertretungen abgesehen und es bestehen sogenannte Revierausschüsse (FRA), denen wiederum weitgehende behördliche Befugnisse zukommen können. Diese sind z. T. Selbstverwaltungskörper, die in ihrer Organisationsform als Körperschaften öffentlichen Rechtes auftreten können. Die zur Ausübung der Fischerei Berechtigten werden dadurch Gemeinschaftsregeln unterstellt, zu deren Vollzug eigene Organe gebildet werden. Das Steirische Fischereigesetz sieht dagegen überhaupt keine derartige Regelung vor. Es werden daher für die einzelnen Bundesländer die entsprechenden Gremien gesondert dargestellt.

Wien

Zur Vollziehung des Wiener Landesfischereigesetzes ist grundsätzlich der Magistrat (1. Instanz) zuständig. Die Landesregierung ist Aufsichtsbehörde und für die Erlassung von Verordnungen zuständig (2. Instanz). In allen fischereilichen Fragen hat der Magistrat den Wiener

Fischereiausschuß, ein nach dem Verhältniswahlrecht zusammengesetzter Kreis aus Fischereiausübungsberechtigten und die Landesregierung den Landesfischereibeirat, ein vom Fischereiausschuß vorgeschlagenes Gremium, das in Fischereifragen sachverständig sein muß, zu hören. Der Wiener Fischereiausschuß ist außerdem allen mündlichen Verhandlungen nach dem Wiener Fischereigesetz beizuziehen.

Niederösterreich

Vollzugsbehörde 1. Instanz sind die jeweiligen Bezirkshauptmannschaften an welchen die Fischereireviervereine ihren Sitz haben. Die Landesregierung stellt die Behörde 2. Instanz dar. Zur Vertretung der Interessen der Fischerei und zur Beratung der Landesregierung in Fischereianglegenheiten ist der NÖ Landesfischereirat beim Amt der Landesregierung eingerichtet. Der Landesfischereirat besteht aus den Obmännern der Fischereireviervereine und je einem Vertreter der drei Fischereivereine, welche die größte landesweite Bedeutung haben, sowie einem Amtssachverständigen. Die Fischereireviervereine (FRV) vertreten allgemein die Interessen des Fischereiwesens, insbesondere die Führung des Fischereikatasters, die Vorschreibung des Mindestbesatzes, die Festlegung der Höchstanzahlen zu vergebender Fischereilizenzen und die Wahrung des öffentlichen Interesses der Fischerei in Wasserrechtsverhandlungen. Insgesamt gibt es 5 Fischereireviervereine mit örtlich begrenzten Tätigkeitsbereichen. Die Organe der FRV sind: der Fischereirevierausschuß (gewählte Vertreter der Fischereiberechtigten und Pächter) sowie der aus deren Mitte gewählte Obmann und der Kassier.

Burgenland

Die Durchführung des burgenländischen Fischereigesetzes obliegt grundsätzlich den Bezirksverwaltungsbehörden (1. Instanz). Zur Wahrnehmung, Förderung und Vertretung der Interessen der Fischerei ist die burgenländische Landwirtschaftskammer berufen. Ihr steht der Landesfischereibeirat zur Seite. Daneben sind Fischereirevierausschüsse von der Landesregierung auf Vorschlag der Fischereiberechtigten zur Besorgung der sich aus dem Zusammenhange der Fischereireviere ergebenden gemeinsamen Geschäfte und wirtschaftlichen Maßregeln einzusetzen. Insgesamt gibt es 7 Fischereirevierausschüsse. Die burgenländische Landwirtschaftskammer kann in jeden Revierausschuß einen gleichberechtigten Vertreter entsenden.

Oberösterreich

Behörden im Sinne des Gesetzes sind die Bezirksverwaltungsbehörde in 1. Instanz und die Landesregierung in 2. Instanz. Die Interessen der Fischerei vertritt in Oberösterreich der Landesfischereiverband. Er ist eine Körperschaft öffentlichen Rechtes. Ordentliche Mitglieder sind die Bewirtschafter von in Oberösterreich gelegenen Gewässern. Die Organe des Landesfischereiverbandes sind der Landesfischereirat, der Vorstand, der Vorsitzende des Landesfischereibeirates (Landesfischermeister), die Fischereireviervollversammlungen, die Fischereirevierausschüsse und die Fischereirevierobmänner. In diesen Gremien sind neben Fischern auch noch Vertreter der Fischzuchtbetriebe, Sachverständige der Landesregierung und Vertreter der sechs Vereine, die nach Zusammensetzung und Mitgliederzahl eine repräsentative Interessensvertretung darstellen.

Steiermark

Zentrale Vollzugsstelle des Fischereigesetzes sind die Bezirksverwaltungsbehörden. Sie haben in fischereiwirtschaftlichen Fragen, soweit es die Art und der Umfang des Gegenstandes erfordern, nach Anhörung der zuständigen Bezirkskammer für Land- und Forstwirtschaft und eines sachverständigen Fischereiberechtigten vorzugehen.

Kärnten

Der Vollzug des Fischereigesetzes obliegt in 1. Instanz den Bezirkshauptmannschaften. In Kärnten werden Fischereivierausschüsse von der Landesregierung nach Anhörung des Landesfischereibeirates aus dem Kreis der Revierbeitragszahlenden eingesetzt. Die Landesregierung ist auch berechtigt, in jeden Fischereivierausschuß je einen gleichberechtigten Vertreter des Landes und der Gemeinden zu entsenden. Zur Wahrnehmung, Förderung und Vertretung der Interessen der Fischerei wird ein Landesfischereibeirat errichtet. Dieser besteht aus dem Landeskulturreferenten der Landesregierung, dem Vorstand der die Fischereianglegenheiten bearbeitenden Abteilung des Amtes der Landesregierung, dem allenfalls bestellten Landesfischereiinspektor, drei von der Landwirtschaftskammer entsandten Mitgliedern und drei von der Landesregierung aus dem Kreise der Fischereiinteressenten berufenen Mitgliedern, darunter einem Berufsfischer. Der Landeshauptmann kann jederzeit teilnehmen, in welchem Falle er die Rechte eines Mitglieds hat und den Vorsitz führt.

Salzburg

In Salzburg ist der Landesfischereiverband als Körperschaft öffentlichen Rechtes berufen, die Interessen der Fischerei zu vertreten. Der Landesfischereiverband ist Behörde 1. Instanz, Oberbehörde ist die Landesregierung. Mitglieder des Landesfischereiverbandes sind die Fischereiberechtigten und Jahreslizenzinhaber, nicht jedoch die Pächter und Bewirtschafter von Fischgewässern. Je nach dem Wirkungsbereich unterscheiden sich Landes- und Bezirksorgane des Landesfischereiverbandes. In Landesangelegenheiten beraten der Landesfischertag, der Landesfischereirat, der Obmann (Stellvertreter) und das Ehrengericht; auf Bezirksebene der Bezirksfischertag, der Bezirksfischereirat und der Bezirksobmann. In den Landesgremien sind neben Fischern auch je ein Referent für Rechtsangelegenheiten, Gewässerschutz, Seenbewirtschaftung und Fließgewässerbewirtschaftung vertreten. Das Ehrengericht ahndet Verstöße gegen die Fischereihre durch Geldstrafen bis zu 10.000 Schilling und diverse Restriktionen.

Tirol

Behörde 1. Instanz ist die jeweilige Bezirksverwaltungsbehörde, Oberbehörde ist die Landesregierung. Die Gesamtheit der Fischereiberechtigten, Pächter, Bewirtschafter, Berufsfischer, Namenskartenbesitzer, Besitzer von Fisch- oder Krebszuchtbetrieben und Angelteichen bildet den Tiroler Fischereiverband. Er ist eine Körperschaft öffentlichen Rechtes und hat seinen Sitz in Innsbruck. Die Organe des Tiroler Fischereiverbandes sind für den Landesbereich die Vollversammlung, der Landesvorstand und der Landesobmann, für die Bezirke die Bezirksversammlung, der Fischereivierausschuß und der Bezirksobmann. Für die Bezirke Innsbruck-Land und -Stadt sind die Organe gemeinsam einzurichten. Die Landesregierung und die Landeslandwirtschaftskammer sind zu allen Sitzungen der Vollversammlung, des Landesvorstandes, der Bezirksversammlung und des Fischereivierausschusses zu laden und haben dort beratende Stimme.

Vorarlberg

Die Behörden zum Vollzug des Vorarlberger Fischereigesetzes sind in 1. Instanz die Bezirksverwaltungsbehörden, in 2. Instanz die Landesregierung. Auch in Vorarlberg sind die Fischereivierausschüsse als Interessenvertretung anerkannt. Die Ausschußmitglieder werden von den Reviertaxpflichtigen aus ihrer Mitte gewählt.

7.2.2.7 Bewirtschaftungsbestimmungen

Mit dem Fischereirecht ist die Verpflichtung zu einer geordneten und nachhaltigen Fischereiwirtschaft mit dem Ziel der Erhaltung eines angemessenen und artenreichen Fischbestandes unter Bedachtnahme auf die ökologischen Rahmenbedingungen verbunden. Diese Pflicht ist insbesondere durch Fischbesatz, Hege und Pflege des Fischbestandes sowie Hintanhaltung jeder unzulässigen und fischereischädlichen Maßnahme im Fischwasser zu erfüllen. Einer dennoch eingetretenen Beeinträchtigung der Lebensgrundlagen für Fische ist mit allen zumutbaren Mitteln entgegenzuwirken.

In diesem Sinne haben alle Fischereigesetze als zentralen Bewirtschaftungspunkt die Verpflichtung zum Fischbesatz festgelegt. Jeder Fischereiberechtigte hat sein Fischwasser nachhaltig zu bewirtschaften und grundsätzlich jährlich derart mit geeigneter Brut, Setzlingen und Jungfischen zu besetzen, damit der für sein Fischwasser angemessene Fischbestand nach Art, Altersstufen und Bestandsdichte erhalten bleibt. Die zuständigen Fischereigremien sind jeweils von der Durchführung des Besatzes zu verständigen. Es ist ihnen meist auch die Möglichkeit einzuräumen, während des Besatzvorganges anwesend zu sein.

Im oberösterreichischen Fischereigesetz ist der Terminus "geeignetes Besatzmaterial" insofern genauer definiert, als dieses aus anerkannten Fischzuchtbetrieben stammen muß. Die Anerkennung erfolgt – so bestimmte Kriterien erfüllt werden – durch die Landesregierung. Auch das Tiroler Fischereigesetz enthält die Anerkennung von Fischzuchtbetrieben.

Ein Mindestbesatz kann in den meisten Gesetzen vorgeschrieben werden. Die Vorschriften erfolgen in Wien vom Magistrat, in Niederösterreich vom Fischereirevierversand, im Burgenland, in Oberösterreich, Tirol und Vorarlberg von der Landesregierung und in Salzburg vom Landesfischereiverband. In der Steiermark und in Kärnten ist ein Mindestbesatz nicht vorgesehen, es besteht jedoch eine Besatzverpflichtung.

Das Aussetzen von Fischarten (auch Eier, Brut und Setzlinge), die im betreffenden Bundesland nicht heimisch oder eingebürgert sind, bedarf grundsätzlich der Bewilligung durch die Landesregierungen.

In jedem Fall müssen aber Aufzeichnungen über Art und Umfang der Besatzmaßnahmen vom Fischereiberechtigten, Pächter oder Bewirtschafter geführt und den zuständigen Fischereigremien bzw. Behörden angezeigt werden. Eine Verpflichtung zur Führung von Fangstatistiken wird jedoch nur in den Fischereigesetzen von Wien, Kärnten, Salzburg und Vorarlberg auferlegt. In Oberösterreich kann diese Verpflichtung in einzelnen Revieren vom FRA vorgeschrieben werden.

In manchen Fischereigesetzen wird auch die Anzahl der zu vergebenden Fanglizenzen geregelt. Diese Vorschriften geschehen in Wien durch den Magistrat, in Niederösterreich und Oberösterreich durch die Fischereireviervoraussschüsse, in Kärnten, Tirol und Vorarlberg durch die Behörde.

Die Oberösterreichische Landesregierung kann auf Antrag des Fischereireviervoraussschusses ein Fischverbot verhängen. Ebenso können spezifische Fischereiornungen von der Landesregierung erlassen werden. Diese müssen jedenfalls für die Donau, den Atter-, Mond- und Traunsee erlassen werden und regeln z. B. Netzzahl, Maschenweite, Besatz und Lizenzen, Fischschonstätten, Daubelverbot, Anzahl der zu verwendenden Ruten, Haken etc.

Das Tiroler Fischereigesetz sieht dagegen Bewirtschaftungsbeschränkungen für Hochgebirgsseen aus Naturschutzgründen vor.

7.2.3 Fischereipolizeiliche Bestimmungen

7.2.3.1 Fischerkarte

Die fischereipolizeilichen Bestimmungen sind in ganz Österreich relativ einheitlich. Rechtliche Voraussetzung für das Fischen ist grundsätzlich der Besitz einer amtlichen Fischerkarte (Fischerbüchl, Ausnahme: Vorarlberg), die von den Bezirksverwaltungsbehörden bzw. den Magistraten (in Wien vom FRA) ausgestellt werden. Daneben gibt es Fischergastkarten mit beschränkter Gültigkeitsdauer.

Voraussetzungen für die Erlangung der Fischerkarte ist primär die Vollendung eines bestimmten Lebensalters. Dieses beträgt in

Oberösterreich, Salzburg	12 Jahre
Steiermark, Wien, Niederösterreich	14 Jahre
Burgenland, Kärnten, Tirol	18 Jahre

Überdies ist der Nachweis zu erbringen, daß keine Verweigerungsgründe (rechtskräftige Verurteilungen, Entmündigung etc.) für die Ausstellung der Fischerkarte vorliegen.

Als einziges Bundesland gilt in Oberösterreich die Regelung, daß für die erstmalige Ausstellung einer Fischerkarte der Nachweis über die rechtlichen, theoretischen und praktischen Kenntnisse der Fischerei erbracht werden muß. Diese fischereiliche Eignung wird primär durch die Teilnahmebestätigung an einer Unterweisung des OÖ Landesfischereiverbandes gewährleistet. In Tirol gilt eine ähnliche Regelung. Die Fischerprüfung als Voraussetzung für die Ausübung der Fischerei als Äquivalent der Jagdprüfung ist bisher in keinem einzigen Bundesland realisiert.

Ebenso werden in Österreich von den Bewirtschaftern (Fischereiberechtigten, Pächtern) von Fischgewässern grundsätzlich keinerlei fachspezifische Nachweise (fischereibiologische Kenntnisse, Fischmeisterlehrgänge, Bewirtschaftungskurse etc.) über ihre Qualifikationen gefordert. Als einzige Einschränkung gilt z. B. im NÖ Fischereigesetz, daß die Pachtfähigkeit nicht gegeben ist, wenn diese Personen die natürliche Beschaffenheit der Gewässer in einer den Fischbestand gefährdenden Weise beeinträchtigen oder innerhalb der letzten fünf Jahre beeinträchtigt haben oder an deren Beeinträchtigung beteiligt waren.

Hingegen werden Fischerprüfungen im allgemeinen von den beeideten Fischereischutzorganen (Fischereiaufseher), die für jedes Fischereirevier in angemessener Anzahl bestellt werden müssen, verpflichtend vorgesehen.

7.2.3.2 Schonzeiten und Brittelmaße

Alle österreichischen Fischereigesetze enthalten Bestimmungen über Schonzeiten und Brittelmaße der Fische bzw. mancher Wassertiere. Wassertiere, die während der Schonzeit oder unterhalb eines bestimmten Längenmaßes (Brittelmaß) gefangen werden, müssen grundsätzlich sofort wieder schonend zurückversetzt werden. Der Ausdruck Brittelmaß stammt aus der Zeit des ausgehenden 18. Jhdts. 1771 erschien die Theresianische Verordnung über Schonmaße, wobei verschieden lange Brettchen (sogenannte "Brittl") für die Bestimmung der Mindestlänge gefangener Fische dienten.

Die Schonzeiten und Brittelmaße werden durch Verordnungen ständig aktualisiert und richten sich nach der Laichzeit und der Größe geschlechtsreifer Fische. Es besteht auch die Möglichkeit der ganzjährigen Schonung einzelner Arten, bzw. bei Massenfischarten oder fischereiwirtschaftlich weniger interessanten Arten der ganzjährigen Fangerlaubnis.

Die Tabelle 7 zeigt die Schonzeiten und Brittelmaße der einzelnen Bundesländer in einer Gegenüberstellung (Stand 1993). Die Angaben beziehen sich auf landesweite Normen. Für einzelne Gewässer (manche Seen, Grenzgewässer etc.) können jedoch lokale Abweichungen verordnet werden.

Tab. 7: Amtliche Schonzeiten und Brittelmaße der einzelnen Fischarten in den jeweiligen Bundesländern, Stand 1996; Sonderregelungen für einzelne Bundesländer nicht berücksichtigt.

	Wien		NÖ		Burgenland		OÖ		Salzburg		Tirol		Vorarlberg		Kärnten		Stmk.	
	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß
Neunaugen	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-
Aal	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-	-	40	-	40	-	-	-	-
Aalrutte	-	-	1.12.-31.1.	35	-	-	1.12.-31.1.	35	-	-	-	-	-	-	1.12.-31.5.	25	-	-
Aitel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Äsche	16.3.-30.4.	30	1.3.-30.4.	30	1.3.-30.4.	25	1.3.-30.4.	30	16.3.-30.4.	30	1.1.-15.5.	38	1.3.-30.4.	30	1.1.-31.5.	30	1.3.-15.6.	30
Bachforelle	1.9.-15.3.	26	1.9.-15.3.	25	16.9.-28.2.	20	16.9.-15.3.	25	1.10.-28.2.	22	1.10.-28.2.	25	1.10.-28.2.	22	16.9.-15.4.	22	16.9.-15.3.	23
Bachsaibling	-	-	16.9.-15.3.	22	-	-	16.9.-15.3.	25	16.10.-15.12.	20	1.10.-31.3.	22	1.10.-31.12.	25	16.9.-15.4.	22	-	-
Bachschmerling	-	-	1.3.-31.5.	-	-	-	1.3.-31.5.	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-
Barbe	1.5.-15.6.	35	1.5.-15.6.	30	1.4.-15.6.	30	1.5.-15.6.	30	1.5.-31.5.	35	1.5.-31.5.	30	1.5.-31.5.	30	1.5.-30.6.	30	1.5.-30.6.	30
Bitterling	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-
Brachse	1.5.-31.5.	30	1.5.-31.5.	25	-	-	1.5.-31.5.	25	-	-	-	-	-	-	-	30	-	25
Donaukaulb.	-	-	1.3.-30.4.	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dreist.Stichling	-	-	1.5.-30.6.	-	-	-	1.5.-30.6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elritze	-	-	1.4.-31.5.	-	-	-	1.4.-31.5.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hundsfisch	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-
Flußbarsch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-
Forellenbarsch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.4.-30.6.	25	-	-	
Frauennerfling	1.5.-31.5.	30	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	1.1.-30.6.	40	-	-	
Giebel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-
Goldsteinbeißer	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-
Gründling	-	-	1.5.-31.5.	-	-	-	1.5.-31.5.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Güster	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hasel	-	-	16.3.-15.5.	-	-	-	16.3.-15.5.	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-
Hecht	1.2.-30.4.	55	1.2.-30.4.	50	1.2.-31.3.	30	1.2.-30.4.	50	16.3.-30.4.	40	1.3.-30.4.	50	1.4.-31.5.	40	1.1.-30.4.	55	1.2.-15.5.	40
Huchen	ganzjährig	-	16.2.-15.5.	75	-	-	16.2.-15.5.	75	16.3.-30.4.	60	1.1.-31.5.	100	-	-	1.1.-31.5.	85	1.3.-30.6.	75
Hundsfisch	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Karause	-	-	1.5.-31.5.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Karpfen	1.5.-31.5.	35	1.5.-31.5.	35	1.5.-30.6.	25	1.5.-31.5.	35	-	-	1.5.-30.6.	35	1.5.-15.6.	25	16.5.-30.6.	30	-	-
Kaulbarsch	-	-	1.3.-30.4.	10	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kesslergründl.	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Koppe	-	-	1.2.-30.4.	-	-	-	1.2.-30.4.	-	-	-	1.3.-31.5.	7	-	-	-	-	-	-

	Wien		NÖ		Burgenland		OÖ		Salzburg		Tirol		Vorarlberg		Kärnten		Stmk.	
	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß	Schonzeit	Maß
Laube	1.5.-31.5.	-	16.5.-30.6.	-	-	-	16.5.-30.6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Marmorgrundel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-
Moderlieschen	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-
Nase	1.4.-31.5.	30	16.3.-31.5.	30	-	-	16.3.-31.5.	30	5.4.-15.5.	25	ganzjährig	-	-	-	16.3.-15.6.	25	1.4.-31.5.	30
Nerfling	1.5.-31.5.	30	1.5.-31.5.	35	-	-	1.5.-31.5.	35	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-
Perlfisch	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Regenbogenfor.	15.2.-30.4.	26	1.1.-15.3.	25	1.2.-30.4.	24	1.12.-15.3.	25	-	22	1.1.-31.3.	30	1.10.-28.2.	-	1.1.-15.4.	24	1.1.-30.4.	23
Renken	-	-	16.10.-31.12.	30	-	-	16.10.-31.12.	30	1.11.-15.12	20	1.11.-15.3.	35	15.10.-10.1.	35	1.11.-28.2.	30	-	-
Rotauge	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rotfeder	-	-	1.4.-31.5.	-	-	-	1.4.-31.5.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rußnase	-	-	16.4.-15.6.	25	-	-	16.4.-31.5.	25	-	-	-	-	-	-	1.1.-15.6.	25	-	-
Schied	15.4.-31.5.	40	16.4.-31.5.	40	-	-	16.4.-31.5.	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schlammpeitzg.	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schleie	1.6.-15.7.	30	1.6.-30.6.	25	16.5.-30.6.	20	16.5.-30.6.	25	1.6.-30.6.	20	1.6.-30.6.	25	-	20	1.6.-30.6.	25	1.5.-30.6.	20
Schneider	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	ganzjährig	-	-	-
Schrätzer	ganzjährig	-	1.4.-31.5.	15	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Seelaube	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	1.5.-30.6.	-	-	-
Seeforelle	1.11.-31.12.	40	16.9.-15.3.	50	-	-	16.9.-15.3.	50	1.10.-31.12.	40	1.3.-30.4.	50	15.7.-28.2.	50	1.10.-28.2.	50	16.9.-15.3.	50
Seesaibling	-	-	16.9.-15.3.	28	-	-	16.9.-15.3.	25	16.10.-31.12.	25	1.10.-28.2.	25	1.11.-31.12.	25	1.10.-28.2.	30	1.10.-15.11.	-
Sichling	-	-	1.5.-30.6.	-	-	-	1.5.-30.6.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Steinbeißer	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-
Steingreßling	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sterlet	ganzjährig	-	1.5.-30.6.	45	-	-	1.5.-30.6.	45	-	-	ganzjährig	-	-	-	1.1.-30.6.	40	-	-
Streber	ganzjährig	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	ganzjährig	-	-	-
Strömer	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-
Weißfl.Gründling	-	-	1.5.-31.5.	-	-	-	1.5.-31.5.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Wels, Waller	1.6.-30.6.	85	1.6.-30.6.	60	16.4.-30.6.	50	1.6.-30.6.	60	-	-	1.5.-31.7.	45	-	-	15.5.-15.7.	70	-	-
Wolgazander	-	-	1.4.-31.5.	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zander, Schill	1.3.-31.5.	45	1.4.-31.5.	40	-	-	1.4.-31.5.	40	16.3.-15.5.	40	1.4.-31.5.	45	-	-	1.1.-31.5.	45	1.3.-31.5.	45
Zingel	ganzjährig	-	1.4.-31.5.	20	-	-	1.4.-31.5.	20	-	-	-	-	-	-	ganzjährig	-	-	-
Zobel	-	-	1.5.-31.5.	25	-	-	1.4.-31.5.	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zope	-	-	ganzjährig	-	-	-	ganzjährig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

7.2.3.3 Verbote

Grundsätzlich ist der Fischfang waidgerecht auszuüben. Insbesondere ist beim Fischfang und beim Transport der gefangenen lebenden Tiere jede unnötige Quälerei zu vermeiden. Zur Wahrung der Grundsätze der Waidgerechtigkeit sind die Landesregierungen ermächtigt, durch Verordnungen bestimmte Fangmittel und Fangmethoden als verboten festzustellen bzw. Vorrichtungen, Fangmittel und Fangmethoden in ihrer Anwendbarkeit zeitlich, örtlich oder hinsichtlich bestimmter Fischarten einzuschränken oder sonstige örtliche Verbote festzulegen.

Generell und grundsätzlich verboten ist

- sich Fische, die während der Schonzeit gefangen wurden oder die das Brittelmaß nicht erreicht haben, anzueignen;
- Explosivstoffe, Schußwaffen, Betäubungsmittel, Gifte, Fischstecher, Harpunen, Schlingen oder andere tierquälnerische Vorrichtungen zum Fischen zu verwenden;
- Elektrofangeräte, Legschnüre oder künstliche Lichtquellen zu verwenden;
- Fische durch Anreißen, Prellen oder Keulen zu verletzen, zu töten und zu fangen;
- Fischfallen zu legen;
- in Fischwässern ständige Fangvorrichtungen anzubringen;
- Fangarten und Fangmittel anzuwenden, die den Fischbestand erheblich schädigen können;
- in Fischwässern solche Vorkehrungen zu treffen, die den Wechsel der Fische verhindern können, ausgenommen den Fall, daß aus dem Fischwasser Wasser zu Bewässerungszwecken abgeleitet wird.

Daneben gibt es noch eine Reihe von Sonderregelungen, die es z. B. in Wien und Niederösterreich verbieten, mit Angeln versehene Fangvorrichtungen unbeaufsichtigt auszulegen. In anderen Bundesländern müssen diese Fangvorrichtungen entsprechend gekennzeichnet sein etc.

In Kärnten ist der Fischfang mit lebenden Wirbeltieren als Köder verboten.

Es können aber von der Behörde entsprechende Ausnahmeregelungen, vor allem was die Methode des Fischfanges mit elektrischem Strom bzw. der Verwendung von Legschnüren oder Lichtfallen betrifft, getroffen werden. In der Praxis wird vor allem die Elektrofischerei häufig beantragt. Diese ist aus Gründen der besten fischereiwirtschaftlichen Nutzung und einer wirksamen Pflege des Gewässers und des Fischbestandes, zu wissenschaftlichen Zwecken, Beweissicherungen, Bachabkehren oder zur Rettung des Fischbestandes bei Gefahr der Austrocknung, auf Antrag des Fischerei(ausübungs)berechtigten unter Einhaltung gewisser Vorschriften und Voraussetzungen zu genehmigen.

7.2.4 Beziehungen zu anderen Rechten

7.2.4.1 Wasserrecht

Das Wasserrechtsgesetz in der Novelle 1990 sieht im § 15 Einschränkungen zugunsten der Fischerei vor. Die Fischereiberechtigten können anlässlich der Bewilligung von Vorhaben mit nachteiligen Folgen für ihre Fischwässer Maßnahmen zum Schutz der Fischerei begehren. Dem Begehren ist Rechnung zu tragen, insoweit hiedurch das geplante Vorhaben nicht unverhältnismäßig erschwert wird. Für sämtliche aus einem Vorhaben erwachsenden vermögensrechtlichen Nachteile gebührt den Fischereiberechtigten eine angemessene Entschädigung.

Der § 105 sieht vor, daß eine Bewilligung eines Vorhabens insbesondere dann als unzulässig angesehen werden kann oder nur unter bestimmten Auflagen zu bewilligen ist, wenn öffentliche Interessen berührt werden. Darunter ist unter lit f) auch die Gefährdung der Landeskul-

tur aufgezählt, zu welcher nach der Rechtsprechung auch die Fischerei zu zählen ist. Es muß sich dabei allerdings um das Gesamtinteresse der Fischerei eines Bereiches handeln. Das gleiche gilt, wenn eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer, wozu gemäß ÖNORM M 6232 auch ein entsprechender Fischbestand gehört, zu besorgen ist.

Auf Antrag der Fischereiberechtigten oder der nach den landesgesetzlichen Vorschriften zur Wahrnehmung der Fischereiinteressen berufenen Stellen sind Wasserstrecken oder Wasserflächen, die zum Laichen der Fische oder zur Entwicklung der jungen Brut besonders geeignet erscheinen, von der Wasserrechtsbehörde nach Anhörung der Parteien und Beteiligten gegen Widerruf als Laichschonstätten zu erklären, sofern nicht Rücksichten von überwiegender Bedeutung entgegenstehen. Das gleiche gilt für die Erklärung entsprechender Wasserstrecken oder Wasserflächen als Überwinterungsplätze der Fische.

Darüber hinaus ist während eines, von der Wasserrechtsbehörde zu bestimmenden Zeitraumes, jede mit einer Gefährdung des Laichens oder der Fischbrut verbundene Tätigkeit verboten, insbesondere das Abmähen und Ausreißen der im Wasserbette wurzelnden Pflanzen, die Entnahme von Sand, Schotter und Schlamm, das Fahren mit Wasserfahrzeugen, das Baden, die Errichtung von Uferbauten, das Fällen von Uferholz, das Eintreiben, Einlassen, Schwemmen und Tränken von Haustieren – namentlich von Wassergeflügel. Die von der Wasserrechtsbehörde bestimmten Laichschonstätten kann der Fischereiberechtigte während der Laichzeit einzäunen, um das Einlassen, Schwemmen und Tränken von Haustieren zu verhindern.

In Winterlagern ist verboten, die Eisdecke zu entfernen oder Schlamm, Sand, Kies, Steine und Pflanzen zu entnehmen.

Die Wasserrechtsbehörde kann jedoch in einzelnen Fällen Ausnahmen von den Verboten gestatten. Jedenfalls sind die Verfügungen der Wasserrechtsbehörde an der Amtstafel der betreffenden Gemeinde kundzumachen.

Zum Teil enthalten die Fischereigesetze noch zusätzliche Bestimmungen über die Beziehung zu anderen Wasserbenutzern. Danach ist es Aufgabe des Fischereiberechtigten bzw. der Interessensvertretungen, bei den Wasserrechtsbehörden einzuschreiten, damit bei Wasserbenutzungen, die keiner behördlichen Bewilligung unterliegen, vermeidbare Beeinträchtigungen der Fischerei hintangehalten werden. Ebenso ist jeder Fischereiberechtigte oder Pächter verpflichtet, wahrgenommene Wasserverunreinigungen des Fischwassers sofort anzuzeigen und Wasserproben der Anzeige anzuschließen. Bei der Trockenlegung von Gerinnen darf der Fischereiberechtigte nicht gehindert werden, über die in den abgelassenen Gerinnen zurückbleibenden Fische innerhalb einer angemessenen Frist zu verfügen.

Während der Wasserrechtsverhandlung hat der Fischereirevierausschuß(-verband) nur eine beratende Funktion. Dem Fischereiberechtigten kommt dagegen im Wasserrechtsverfahren Parteienstellung zu. Letzterer hat daher einen Rechtsanspruch auf die Beziehung zur Wasserrechtsverhandlung, wo er auch gehört werden muß und gegen die Erteilung der Wasserrechtsbewilligung sogar Rechtsmittel einbringen kann. Seit der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 können die Fischereiberechtigten bereits alle vermögensrechtlichen Nachteile geltend machen, so etwa Schäden durch Laufverkürzungen, Gerinneverrohrungen oder Anschüttungen.

In der Praxis wird die Rechtsstellung der Fischereiberechtigten manchmal allerdings überschätzt. Vor allem wurde eine Gleichstellung der Fischereiberechtigten mit den Inhabern bestehender Rechte im Sinne des § 12 Abs. 2 WRG nicht herbeigeführt. Das bedeutet, daß die Parteienstellung nur insoweit gegeben ist, als dies zur Verfolgung der ihm durch das Gesetz eingeräumten materiellen Rechte erforderlich ist. Der Fischereiberechtigte hat daher jetzt nur die rechtliche Möglichkeit Maßnahmen zum Schutz der Fischerei zu begehren.

Anders als den Trägern bestehender Rechte, kommt den Fischereiberechtigten ein Anspruch auf Abweisung des Bewilligungsantrages nicht zu. Die aus §15 Abs. 1 WRG resultierende Wertung der Interessen der Fischereiberechtigten gegenüber den mit diesen Interessen kulli-

dierenden Anliegen anderer Bewilligungswerber schließt die Versagung einer Bewilligung rechtlich aus, wenn die Ablehnung des beantragten Projektes den einzig wirksamen Schutz der Interessen der Fischereiberechtigten bedeutete. Es müssen also vom Fischereiberechtigten solche konkretisierten Vorschläge gemacht werden, die dazu geeignet sind, in der Bewilligung des beantragten Vorhabens als Auflage Eingang zu finden.

Bei Übertretungen des Wasserrechtsgesetzes hat der Fischereiberechtigte zusätzlich das Antragsrecht auf Wiederherstellung des gesetzmäßigen Zustandes. Daneben steht der Behörde die Möglichkeit zu, in rechtskräftige Bewilligungen zum Schutz öffentlicher Interessen, zu denen seit der Novelle des Wasserrechtsgesetzes 1990 nunmehr auch die Fischerei zählt, einzugreifen.

Bei Schadenersatzfragen kommt es häufig zu Meinungsverschiedenheiten zwischen Fischereiberechtigten und den Projektbetreibern, die leicht mit dem viel zu wenig geforderten Instrument der fischereilichen bzw. ökologischen Beweissicherung vor und nach Errichtung der Anlage auf Kosten des Konsenswerbers zu verhindern wäre.

7.2.4.2 Jagdrecht

Im Falle von Schädigungen der Fischerei durch jagdbare Wildtiere gibt es im Rahmen der Fischereigesetze entsprechende Möglichkeiten und Forderungen an die Jagd, diesen Wildtieren entweder durch die Fischereiberechtigten (z. B. Kärnten und Vorarlberg ohne Schußwaffe), oder durch die Jägerschaft selbst nachzustellen.

7.2.4.3 Eigentumsrecht

Eigentümer von Ufergrundstücken oder wasserführenden Grundstücken sind verpflichtet, den Fischern das Betreten dieser Grundstücke und die Befestigung von Fanggeräten unter möglicher Schonung der Kulturen zu erlauben. Bei Wohn-, Wirtschafts- und Fabriksgrundstücken muß vorher eine Anmeldung erfolgen.

Bei Überflutungen steht dem Fischereiberechtigten auch außerhalb seines Fischwassers das Recht zur Fischfolge zu. In diesem Zusammenhang dürfen Vorrichtungen, die offensichtlich nur den Zweck haben, die Rückkehr der Fische in das Wasserbett zu behindern, von den Grundbesitzern nicht angebracht werden.

7.2.4.4 Naturschutzrecht

Allgemein hat der Naturschutz in den österreichischen Bundesländern wenig Möglichkeiten auf die Fischerei einzuwirken.

Im Tiroler Fischereigesetz hat die Behörde die Möglichkeit, dem Fischereiausübungsberechtigten mit Bescheid Bewirtschaftungsbeschränkungen für einen Hochgebirgssee vorzuschreiben, soweit dies zur Erhaltung des bestehenden Zustandes im Sinne der Ziele des § 1 des Tiroler Naturschutzgesetzes erforderlich ist. Solche Bewirtschaftungsbeschränkungen sind insbesondere das Verbot von Besatzmaßnahmen, das Verbot der Ausgabe von Fischerkarten, zeitliche Beschränkungen für die Ausübung des Fischfanges sowie Regelungen über die Art und das Ausmaß der Befischung.

Im Wiener Fischereigesetz wird allgemein der Einfluß des Naturschutzes klar definiert, indem es heißt (§ 44): *"Die in naturschutzrechtlichen Vorschriften enthaltenen Beschränkungen der Fischerei werden durch dieses Gesetz nicht berührt"*.

Dagegen ist im Burgenländischen Fischereigesetz der Passus enthalten, wonach Eigentümer (Besitzer, Pächter, Nutznießer) von Fischbrutanlagen bei diesen Anlagen den Eisvogel unter Einhaltung der Vorschriften über den Vogelschutz fangen dürfen. Das auf Grund des Natur-

schutzgesetzes erlassene Verbot des Betretens und Befahrens des Schilfgürtels im Gebiete des Neusiedlersees gilt jedoch auch bei Ausübung der Fischerei.

Das Wiener Nationalparkgesetz sieht die Möglichkeit der Fischerei im Nationalpark weiterhin vor. Demnach ist auf den Flächen des Nationalparks Donau-Auen das Fischen im Rahmen der Fischereimanagementpläne durch die Fischereiausübungsberechtigten möglich. Für die Nationalparkflächen hat die Behörde auf Vorschlag der Nationalparkverwaltung und nach Anhörung der Fischereiausübungsberechtigten und der Fischereiberechtigten jährlich unter Beachtung auf die Richtlinien der Weltnaturschutzorganisation (IUCN) für Nationalparks einen Managementplan bis längstens 31. März eines jeden Jahres, beginnend mit dem Jahr 1998 festzulegen. Zusätzlich ist der Fischereibeirat vor Erlassung von Verordnungen zu hören. Außerdem ist die Fischerei im Nationalparkbeirat vertreten. In Niederösterreich gelten die Bestimmungen sinngemäß.

7.3 Anmerkungen zu den Fischereigesetzen

Die Fischereigesetze der einzelnen Bundesländer Österreichs sind sehr stark vom herrschenden Zeitgeist zum Zeitpunkt ihrer Entstehung geprägt. Während früher der Schwerpunkt großteils auf die wirtschaftlichen Erfordernisse der fischereilichen Nutzung der Gewässer gelegt wurde, nehmen die neueren Fischereigesetze bereits verstärkt auf die ökologischen Forderungen gemäß den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse Rücksicht. Da sich ökologische Belange der Fischerei ausschließlich nach gewässersystemaren Gegebenheiten orientieren, kommt einer funktionierenden Zusammenarbeit der Bewirtschafter, Revierausschüsse und Ländervertretungen große Bedeutung zu. Es sind daher gleichwertige Organisationsstrukturen des Fischereiwesens in allen Bundesländern zu fordern und mit den entsprechenden Kompetenzen auszustatten. Darüber hinaus empfiehlt sich die Einrichtung einer gesetzlich verankerten Bundesvertretung, bzw. die Anerkennung und entsprechende rechtliche und organisatorische Ausstattung des Österreichischen Fischereiverbandes, der ohnehin bereits von Vertretern aller Länder und aller Fischereigremien besetzt wird, um die Interessen der Fischerei allgemein und im besonderen die Erhaltung bzw. Wiederherstellung ökologisch funktionsfähiger Gewässer einheitlich auf nationaler und internationaler Ebene im erforderlichen Ausmaß vertreten zu können (WOSCHITZ, 1995).

Ebenso muß die Forderung nach einer ökologisch orientierten fischereilichen Nutzung unserer Flüsse und Seen in Zukunft noch wesentlich stärker in die fischereiliche Gesetzgebung einfließen. In diesem Zusammenhang sollen im folgenden einige Punkte mit aus umweltpolitischer Sicht dringendem Handlungsbedarf aufgezeigt werden:

1. Wesentliche Grundlage für eine ordnungsgemäße, nachhaltige Bewirtschaftung der Fischereigewässer stellt die Kenntnis des aktuellen Fischbestandes und der Wachstums- und Reproduktionsverhältnisse, sowohl in qualitativer als auch in quantitativer Hinsicht, dar. Daneben muß das (potentielle) gewässertypische Arteninventar (gewässerspezifisches Leitbild) bekannt sein. Daraus resultiert, daß in wiederkehrenden Zeitabständen (5-10 Jahre) standardisierte gesetzlich vorgeschrieben und durchgeführt werden sollten. Diese Daten würden Informationen z. B. aus der Wassergüteerhebungsverordnung hervorragend ergänzen und in der Folge eine flächendeckende Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer ermöglichen.
2. Derartige revierbezogene Fischbestandsdaten wären ein wesentlicher Bestandteil des nicht öffentlich zugänglichen Teiles des Fischereikatasters. Dieser sollte aber zumindest all jene Angaben beinhalten, wie sie im Wiener Fischereikataster vorgeschrieben sind (vgl. Kap. 7.2.2.5). Da sich die Fließgewässer mittelfristig ändern (Verlandung von Altarmen, Absinken des Grundwasserspiegels, Regulierung, Kraftwerksbauten, Renaturierungen etc.), sollte auch der Kataster in vorgeschriebenen Zeitintervallen genauestens

- überarbeitet und auf den aktuellen Stand, insbesondere hinsichtlich Wasserfläche, Bonität und Ertragswert, gebracht werden. Denn nur aufgrund solcher Daten sind die zuständigen Fischereigremien in der Lage, entsprechende Vorschriften im Sinne der in den Fischereigesetzen geforderten nachhaltigen Bewirtschaftung zum Erhalt eines ausgewogenen und den natürlichen Verhältnissen angepaßten Fischbestandes seriös und nachvollziehbar zu tätigen.
3. Ganz besonders wichtig sind auch genaueste Statistiken über den Fischbesatz und den Ausfang. Für jedes einzelne Gewässer sollte ein Höchstbesatz sowie eine Beschränkung auf bestimmte, aufgrund der Fischbestandskontrollen und der spezifischen Gewässergegebenheiten auszuweisende, Fischarten festgesetzt werden. Der Ausfang durch die Fischer (sowohl Angel- als auch Berufsfischer) muß in einheitlichen Fangstatistiken, die in jedem Fall zumindest Fangort und -zeit, Fischart und Fischlänge zu beinhalten haben, österreichweit dokumentiert werden.
 4. Zur fischereilichen Bewirtschaftung zusammenhängender funktionaler Gewässereinheiten wären Hegeverbände sinnvoll (HADWIGER et al., 1995). Unter einem Hegeverband ist der Zusammenschluß mehrerer Reviere zwecks einheitlicher Bewirtschaftung zu verstehen. In einem Bewirtschaftungsrahmenplan wären alle Maßnahmen wie z. B. Besatzmaßnahmen, Entnahmeregelungen, Lizenzvergabe, Schonregelungen, Befischungsmodus etc. festzusetzen. Der Hegeverband könnte die Interessen der Fischerei auch in Wasserrechtsverfahren wesentlich besser vertreten, da eine Anlage z. B. nur in einem Revier errichtet werden soll, aber auf das gesamte Gewässersystem negative Auswirkungen haben kann.
 5. Jedes Fischereirevier sollte nach Möglichkeit ein Schongebiet aufweisen, das nicht nur den fischereilichen, sondern auch den allgemeinen Naturschutzziele gerecht wird.
 6. Jeder Fischer, aber ganz besonders jeder Bewirtschafter eines Fischwassers sollte über eine entsprechende Ausbildung verfügen. So wäre eine Fischerprüfung – ähnlich der Jagdprüfung – Grundvoraussetzung zur Ausstellung der amtlichen Fischerkarte und den Erhalt einer Fischereilizenz. Die Bewirtschafter sollten zusätzlich entsprechende fischereibiologische Kenntnisse nachweisen, oder entsprechende Bewirtschaftungspläne von Fischereibiologen ausarbeiten lassen.
 7. Wettfischen sollte grundsätzlich verboten werden.
 8. Auf Grund dieser Fülle von wirklich wichtigen Aufgaben scheint es notwendig, daß eigene Fischereifachberater mit entsprechendem, ichthyologisch ausgerichteten Hochschulstudium den Fischereigremien von der Behörde zur Seite gestellt werden. Es wäre auch denkbar, ab einer gewissen Größe des Fischwassers oder für bestimmte Gewässersysteme einen ausgebildeten Fischereibiologen als Revierbewirtschafter (ähnlich dem Revierförster) zu bestellen. Der Nachweis einschlägiger ichthyologischer Fachkenntnisse ist ganz besonders auch von den Amtssachverständigen zu fordern, sofern sie gutachterliche Stellungnahmen die Fischerei betreffend abgeben, bzw. fischereiliche Auflagen, etwa betreffend Besatzmengen in künstlichen Gewässern, vorschlagen.
 9. Hinsichtlich des Besatzmaterials wäre für die einzelnen Gewässersysteme die Produktion von autochthonem Besatzmaterial in anerkannten Qualitätsfischzuchtbetrieben zu fördern (vgl. BMLF Sektorplan 1995-1999).
 10. Große bürokratische Probleme und erheblichen Zeitaufwand bereitet oft die Beschaffung der notwendigen Genehmigungen für diverse wissenschaftliche bzw. fischökologische Untersuchungen oder Beweissicherungen, bei der bestimmte Fangmethoden zu bestimmten Zeiten eingesetzt werden müssen. Es gibt zwar in allen Fischereigesetzen für wissenschaftliche Zwecke Sonderbestimmungen, jedoch müssen für jeden Einzelfall eine Reihe von Anträgen und Unterlagen beigebracht werden, die im Grunde alle Betroffenen nur unnötig belasten. Da wissenschaftliche Untersuchungen oder, wie in letzter Zeit häufig gefordert, Beweissicherungen und Umweltverträglichkeitsprüfungen, nur von entsprechenden Institutionen und immer im Sinne der Ziele der Fischereigesetze durchgeführt

werden können, sollten einschlägige Universitätsinstitute, Bundesanstalten und allgemein beeidete gerichtliche Sachverständige für Fischerei, generelle Ausnahmegenehmigungen vom Verbot der Elektrofischerei und anderer Fangmethoden sowie der Bestimmungen über Schonzeiten und Brittelmaße erhalten. Diese Forderung ist auch insofern vertretbar, als der überwiegende Teil wieder schonend zurückgesetzt wird bzw. Fische überhaupt nur dann, wenn es unbedingt notwendig ist, entnommen werden. Im speziellen Fall müßte dann lediglich der Fischereiausübungsberechtigte um Zustimmung befragt und die Interessensvertretung bzw. die zuständige Behörde von dem Vorhaben informiert werden. Die Ergebnisse solcher Untersuchungen sollten auch immer dem Fischereikataster der betreffenden Reviere beigelegt werden.

11. Alle Landesgesetze sollten besondere Bestimmungen für die Regelung der Fischerei in Naturschutzgebieten beinhalten. Gerade in diesen Gebieten sollte die fischereiliche Bewirtschaftung vorbildhaft durchgeführt und von Experten begleitet werden um die Erfahrungen auf andere Reviere übertragen zu können. Die Kosten können aber nicht dem Fischereiausübungsberechtigten aufgetragen werden.
12. Die Fischereiausübungsberechtigten und deren Interessensvertretungen müssen in ihrem gesetzlichen Auftrag zur nachhaltigen Pflege eines standortgerechten, artenreichen und gesunden Bestandes an Wassertieren sowie der Erhaltung, Verbesserung und Wiederherstellung entsprechender Lebensgrundlagen entsprechend unterstützt werden, da sie alleine außerstande sind, mit den vielfältigen anthropogenen Beeinträchtigungen der Gewässer fertig zu werden.

7.4 Rechtsgrundlagen

Nachstehend werden die wesentlichen Rechtsgrundlagen der einzelnen Bundesländer zusammengefaßt (kein Anspruch auf Vollständigkeit).

Wien:

- Wiener FischereiG, idF des G v. 24.2.1984, LGBl.21., 1993/48
- VO betr. Schonzeiten und Brittelmaße in Wien, LGBl.1984/20, idF des Art. I der V LGBl. 1991/12
- VO betr. Wiener Fischereikataster und Fangstatistik, LGBl. 1984/37
- VO betr. Verkaufsverbot für Fische und Krebse in Wien, LGBl. 1949/31
- VO betr. Ausstellung der Wiener Fischerkarten, LGBl. 1950/11
- VO betr. Verpachtung der Fischerei in Pachtrevieren, LGBl. 1949/9
- VO betr. Fischereiaufseherprüfung, Dienstaussweis, Dienstabzeichen und Gelöbnis von Fischereiaufsichtsorganen, LGBl. 1984/37
- Wiener Nationalparkgesetz.

Niederösterreich:

- NÖ Fischereigesetz, LGBl. 1988/6550-0
- NÖ Fischerei VO, LGBl. 1988/118 idF. 1990/116, 1990/134, 1991/143, 1992/125
- NÖ Nationalparkgesetz LGBl 1996/5505-0.

Burgenland:

- Burgenländisches Fischereigesetz, LGBl. 1949/1 idF 1958/20
- 2. burgenländische Fischereiverordnung, LGBl. 1953/9 idF 1973/26.

Oberösterreich:

- Oberösterreichisches Fischereigesetz, LGBl. 1983/60 idF. 1990/16
- Wögerbauer: Fischerei und Gesetz, 1993, Linz, OÖ Landesfischereiverband (Hrsg.)
- VO betr. Durchführungsbestimmungen zum OÖ Fischereigesetz, LGBl. 1983/97 idF. 1987/50, 1992/12, 1993/24
- VO betr. die Fischereiordnung für die Donau, LGBl. 1984/51, idF. 1987/51, 1992/16
- VO betr. die Fischereiordnung für die Traun, LGBl. 1994/20
- VO betr. die Fischereiordnung für den Traunsee, LGBl. 1984/43
- VO betr. die Fischereiordnung für den Mondsee, LGBl. 1993/86
- VO betr. die Fischereiordnung für den Attersee, LGBl. 1985/88
- VO betr. die Fischereiordnung für den Inn, LGBl. 1986/6
- VO betr. nähere Regelungen über die zulässige Form des Wettfischens, LGBl. 1990/42.

Steiermark:

- Steiermärkisches Fischereigesetz 1983, LGBl. 1983/33 idF 1993/46.
- VO betr. Anlage und Führung des Fischereikatasters, LGBl. 1965/82.
- VO betr. Schonzeiten und Mindestfanglängen, LGBl. 1967/116 idF. 1970/5, 1971/5, 1974/144, 1976/8, 1978/39.

Kärnten:

- Kärntner Fischereigesetz 1951, LGBl. 1951/43, idF. 1954/18, 1960/7
- VO betr. Durchführungsbestimmungen zu Abschnitt I des Kärntner Fischereigesetzes, LGBl. 1931/66
- VO betr. die Revierbildung, LGBl. 1935/51
- VO betr. a) die näheren Vorschriften über den Vorgang bei Verpachtung der Fischereipachtreviere und b) die Form der Pachtverträge, LGBl. 1935/53
- VO betr. die Festsetzung des Hebesatzes für Fischereirevierbeiträge, LGBl. 1978/70
- VO betr. die Gebiete und Anzahl der Mitglieder der Fischereirevierausschüsse, LGBl. 1950/50
- VO betr. die näheren Vorschriften bezüglich der Fischereiausschüsse, LGBl. 1935/52
- VO betr. die Durchführungsbestimmungen zu den Abschnitten III und IV des Kärntner Fischereigesetzes, LGBl. 1931/35 idF. 1951/52, 1954/12, 1965/27, 1968/14, 1973/20
- VO betr. Schonzeiten der Fische und Krebse und deren Mindestlängenmaße, LGBl. 1978/69 idF. 1985/64, 1987/15, 1989/35, 1990/19, 1993/20, 1993/110
- VO betr. die Fischerei in den Seen Kärntens, LGBl. 1949/73 idF. 1956/231, 1968/15, 1969/3, 1970/113, 1985/65, 1985/66
- VO betr. die Elektrofischerei, das Verbot von Harpunen, Speeren, Schußwaffen bei der Ausübung der Fischerei sowie das Verbot der Ausübung des Fischfanges beim Schwimmen, LGBl. 1953/18
- VO betr. Vorrichtungen zum Selbstfangen der Fische, LGBl. 1936/91
- VO betr. Verbot der Tellerfischerei, LGBl. 1949/72
- VO betr. das Verbot von Fangvorrichtungen, die mit mehr als drei Ködern versehen sind, bei der Ausübung der Fischerei in fließenden Gewässern, LGBl. 1957/36
- VO betr. das Verbot der Verwendung lebender Wirbeltiere als Köder zum Fischfang, LGBl. 1990/55

- VO betr. Form der Fischergastkarte, LGBl. 1954/22
- VO betr. Form der Fischerkarten, LGBl. 1960/24
- VO betr. Prüfungsordnung für Fischereischutzorgane, LGBl. 1935/88 idF. 1956/38, 1965/8, 1979/29
- VO betr. den Landesfischereibeirat, LGBl. 1935/49
- VO betr. das Aussetzen von Fischarten in Fließgewässer, LGBl. 1986/88.

Salzburg:

- Salzburger Fischereigesetz 1969, LGBl. 1970/15 idF. 1975/89, 1980/79, 1985/1, 1989/81
- VO betr. Durchführung des Salzburger Fischereigesetzes, 1981/65

Tirol:

- Tiroler Fischereigesetz, LGBl. 1993/4
- VO betr. die Durchführung der Bestimmungen des Tiroler Fischereigesetzes über die Fischerkarten, die Erlaubnisscheine und die Fischereiaufsichtsprüfung sowie über das Dienstabzeichen und den Dienstausweis der Fischereiaufsichtsorgane, LGBl. 1993/19
- VO betr. die Durchführung der Bestimmungen des Tiroler Fischereigesetzes über die Wassertiere, die ohne Bewilligung ausgesetzt werden dürfen, die Schonzeiten und die Brittelmaße sowie über das Verbot und die Beschränkung von Fanggeräten, Fangvorrichtungen, Fangmitteln und Fangmethoden, LGBl. 1993/20.

Vorarlberg:

- Vorarlberger Fischereigesetz, LGBl. 1891/27 idF. 1934/18, 1946/6
- VO über die Durchführung des Fischereigesetzes (Binnenfischereiverordnung) LGBl. 1933/33 idF. 1935/8, 1935/28, 1957/4, 1973/35, 1982/12, 1987/18, 1987/54
- Bodenseefischereigesetz, LGBl. 1976/34 idF. 1976/67
- VO betr. die fischereipolizeilichen Durchführungsbestimmungen zum Fischereigesetze von Vorarlberg, LGBl. 1891/28
- VO betr. die Ausübung der Fischerei am Bodensee, LGBl. 1982/32 idF. 1983/29, 1984/58, 1985/56, 1987/56
- VO betr. die Höchstzahl der Hochseepatente für die Bodenseefischerei sowie über den Inhalt und die Form der Patente und der Gehilfenkarte, LGBl. 1976/50
- VO betr. den Dienstausweis und das Dienstabzeichen der Organe der Fischereiaufsicht nach dem Bodenseefischereigesetz, LGBl. 1976/51
- VO betr. die Geschäftsordnung des Fischereiviererausschusses für den Bodensee, LGBl. 1976/52.

8 LITERATURVERZEICHNIS

- ADAMICKA, P. (1984): Neues vom "argen Laichräuber" *Cottus gobio*. Öst. Fischerei 37: 334-336.
- AHNELT, H. (1989a): Zum Vorkommen des asiatischen Gründlings (*Pseudorasbora parva* (Pisces: Cyprinidae) in Ost-Österreich. Öst. Fischerei 42: 164-168.
- AHNELT, H. (1989b): Die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus* PALLAS; Pisces: Gobiidae) – ein postglazialer Einwanderer. Öst. Fischerei 42: 11-14.
- AHNELT, H. & AMANN, E. (1994): *Gasterosteus aculeatus* (Pisces, Gasterosteidae) in Österreich – eine Lanze brechen für den Dreistacheligen Stichling? Öst. Fischerei 47: 19-23.
- AHNELT, H. & PATZNER R. (1992): Über ein Vorkommen des Neunstacheligen Stichlings (*Pungitius pungitius*, Teleostei: Gasterosteidae) in Österreich. Öst. Fischerei 45: 48-50.
- AIGNER, J. (1859): zit. nach ZETTER, J. (1859): Salzburgs Fische, Bericht über die Fische Sammlung des Herrn Josef Aigner in Salzburg. Carlino Augusteum, Jahresbericht 1859, 72-92.
- AMANN, E. (1989): Fischereiliche Untersuchungen an mit Bachsaiblingen (*S. fontinalis* M.) besetzten Hochgebirgsseen des Montafons (Vorarlberg). Öst. Fischerei 42: 96-103.
- AMANN, E. (1992): Zum Vorkommen des Dreistacheligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*) in Vorarlberg. Öst. Fischerei 45: 124-125.
- ARGUS, (1910): Ist der Neunaugenzopf für den Huchen nur ein ausgesprochener Reizköder? Österr. Fischerei-Zeitung 7/1: 12-13.
- ARNDT, U.; NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer, Stuttgart, 388.
- ARNOLD, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten – Zur Biologie und Verbreitung allochthoner Wildfische in Europa. Die neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 144.
- BALON, E. K. (1962): Ökologische Bemerkungen über die Standorte der Donaufische mit einer Beschreibung des Fundes des *Carassius auratus gibelio* (BLOCH, 1783) und *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH, 1782). Acta Sc. Zool. Bohemoslovenicae XXVI (4): 333-351.
- BALON, E. K. (1964): Verzeichnis, Arten und quantitative Zusammensetzung sowie Veränderungen der Ichthyofauna des Längs- u. Querprofils des tschechoslowakischen Donauabschnittes. Zool. Anz. 172: 113-130.
- BALON, E. K. (1968a): Einfluß des Fischfangs auf die Fischgemeinschaften der Donau. Arch. Hydrobiol. Suppl. XXXIV (3): 228-249.
- BALON, E. K. (1968b): Urgeschichte der Donauichthyofauna (vor dem Einfluß des Menschen). Arch. Hydrobiol. Suppl. XXXIV (3): 204-227.
- BALON, E. K. (1975): Ecological guilds of fishes: a short summary of the concept and its application. Verh. Verein. Int. Limnol. 19: 2430-2439.
- BALON, E. K. (1981): Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. Env. Biol. Fish. 6: 377-389.
- BALON, E. K.; CRAWFORD, S. & LELEK, A. (1986): Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. Env. Bio. Fish. 15: 243-271.
- BAUER, T.; JUNGWIRTH, M. & SCHMUTZ, S. (1990): Fischfauna. In: Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein Umweltverträglichkeitsbericht. Universität für Bodenkultur, Wien: 111-201.
- BAUR, W. H. (1987): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. Paul Parey, 2. Auflage, Hamburg u. Berlin.
- BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Greven, Kilda-Verlag: 270 pp.
- BLESS, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.) – praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. Schr. Reihe f. Landschaftspflege und Naturschutz 35, Bonn-Bad Godesberg 68.
- BLESS, R. (1996): Reproduction and habitat preference of the threatened spirin (*Alburnoides bipunctatus* BLOCH) and soufie (*Leuciscus souffia* RISSO) under laboratory conditions (Teleostei: Cyprinidae). Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. A. KIRCHHOFER & D. HEFTI (eds.). Birkhäuser Verlag Basel: 249-258.

- BMLF (1993): Sektorplan Fischerei und Aquakultur Österreich und Zuschaußantrag Zel Nr. 5a 1995-1999. Gemeinschaftsprogramm für Strukturinterventionen im Bereich der Fischerei und der Aquakultur sowie der Verarbeitung und Vermarktung deren Erzeugnisse im Sinne des Artikel 4 der Verordnung (EG) Nr. 3699/93 des Rates vom 21. Dezember 1993 (ABL. Nr. L 346): 47 pp.
- BOBEK, M. (1993): Echographie in seichten Gewässern. Öst. Fischerei 46: 48-54.
- BOBEK, M. & SCHIEMER, F. (1987): Der Einsatz eines neuen Echolotes in der Fischökologie. Öst. Fischerei 40: 119-127.
- BOHL, E. (1993): Rundmäuler und Fische im Sediment – Ökologische Untersuchungen an Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) in Bayern. Berichte der Bayrischen Landesanstalt für Wasserforschung 22. München/Wielenbach 129 pp.
- BOHL, E. (1995): Neunaugen-Vorkommen in Bayern. Fischökologie 8: 43-52.
- BORNE, M. (1878): Wie kann man unsere Gewässer nach den in ihnen vorkommenden Fischarten klassifizieren und welche Fische sind am besten geeignet, die verschiedenen Arten von Fischgewässern ertragreich zu machen? Circul. Deutsch. Fischerei Ver. 1877 (1878) 4: 89-93.
- BRETSCHKO, G. (1994): River/land ecotones: scales and patterns. Hydrobiologia, in Druck.
- BUCHER, F. & HOFER, R. (1993a): Histological and enzyme histochemical changes in the kidney of male bullhead (*Cottus gobio*) during the spawning period. Journal of Fish Biology 42: 403-409.
- BUCHER, F. & HOFER, R. (1993b): Histopathological effects of sublethal exposure to phenol on two variously pre-stressed populations of bullhead (*Cottus gobio* L.). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 51: 309-316.
- BUCHER, F.; HOFER, R. & EL-MATBOULI, M. (1992a): Prevalence and pathology of *Zschokkella nova* (*Myxospora*) in the liver of bullhead *Cottus gobio* from a polluted river. Dis. aquat. Org. 14: 137-143.
- BUCHER, F., HOFER, R. & SALVENMOSER, W. (1992b): Effects of treated paper mill effluents on hepatic morphology in male bullhead (*Cottus gobio* L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23: 410-419.
- BUCHER, F.; HOFER, R. et al. (1990): Ökotoxikologische Untersuchungen an Koppen. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Innsbruck, 208.
- BUCHER, F.; HOFER, R. et al. (1991): Histopathologische Fischuntersuchungen in der Mur. Im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Innsbruck, 111.
- BUCHER, F.; HOFER, R.; KRUMSCHNABEL, G. & DOBLANDER, C. (1993): Disturbances in the prooxidant-antioxidant balance in the liver of bullhead (*Cottus gobio* L.) exposed to treated paper mill effluents. Chemosphere 27 (8): 1.329-1.338.
- BUTZ, I. (1993): Fisch – Handelsbilanz in Österreich 1992. Öst. Fischerei 46: 272-279.
- BUTZ, I. (1996): Fisch – Handelsbilanz und Konsum in Österreich 1994. Der Förderungsdienst (7): 217-220.
- CHAPMAN, D. (Hrsg.) (1992): Water quality assessments. Chapman & Hall, London, 585.
- CHOVANEC, A. (1991): Bioindikation im aquatischen Bereich – Erfahrungen aus Österreich. VDI-Bericht 901: Bioindikation – eine wirksames Instrument d. Umweltkontrolle/Bd. 2. VDI-Verlag, Düsseldorf: 1.095-1.109.
- CHOVANEC, A. (1994a): Water quality monitoring in Austria. IWRB Publication No. 30: 137-150.
- CHOVANEC, A. (1994b): Limnische Bioindikation und Umweltkontrolle. EcoInforma Bd. 5: 415-428.
- CHOVANEC, A. & WINKLER, G. (1993): Fließgewässer. In: Wasserwirtschaftskataster/Umweltbundesamt: Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 1993, BMLF, Wien.
- CHOVANEC, A. & WINKLER, G. (1994): River monitoring and water quality assessment in Austria. Toxicological and Environmental Chemistry 44: 161-176.
- CHOVANEC, A.; MOOG, O. & KOLLER-KREIMEL, V. (1997a): Integrierte ökologische Bewertung – eine Vision? Stand der Diskussion in Österreich. – In: Beiträge des Int. LAWA-Symposiums „Lebensraum Gewässer – Nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert“, 28.-29. Nov. 1996, Heidelberg: 66-75.
- CHOVANEC, A.; KOLLER-KREIMEL, V.; MOOG, O. & WEISS, S. (1997b): Assessment of the ecological integrity of running waters – the Austrian approach. – Proceedings of the International Workshop on Assessment and Classification of Rivers, Nov. 5-7, 1995, Düsseldorf (in Druck).
- CHOVANEC, A.; HEGER, H.; KOLLER-KREIMEL, V.; MOOG, O.; SPINDLER, T. & WAIDBACHER, H. (1994): Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern – eine Diskussionsgrundlage. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 46 (11/12): 257-264.
- COLBY, P.J.; SPANGLER, G. R.; HURLEY, D. A. & McCOMBIE, A. M. (1972): Effects of eutrophication on salmonid communities in lakes. J. Fish. Res. Board Canada 29: 975-983.

- DALLINGER, R. (1986): Schwermetalle in limnischen Nahrungsketten. Österreichs Fischerei 39: 281-293.
- DALLINGER, R. & KAUTZKY, H. (1985): The importance of contaminated food for the uptake of heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*): a field study. *Oecologia* 67: 82-89.
- DALLINGER, R.; PROSI, F.; SEGNER, H. & BACK, H. (1987): Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia* 73: 91-98.
- DIMAI, A. (1993): Kontamination von Fließgewässerorganismen durch Kohlenwasserstoffe am Beispiel der Gurk in Kärnten. Dipl. Arbeit Karl-Franzens-Universität Graz, 79.
- DIMITRIJEVA, E. N.; PENAZ, M.; PROKES, M. & RABOV, N. (1985): Ecological groups of fishes of the family Cyprinidae in Czechoslovakia and the European part of the USSR. Topical problems of ichthyology. PROKES & PENAZ (ed.) Czechoslovak academy of sciences, Brno: 19-36.
- DOADRIO, I. (1990): Phylogenetic relationships and classification of western palaeartic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquat. Living Resour.* 3: 265-282.
- DROSSE, H. (1992): Die Lebendhaltung gefangener Fische im Setzkescher aus tierschutzrechtlicher Sicht. *Fischökologie Aktuell* 6: 16-24.
- EBNER, F. & GAMS, H. (1975a): Über den Quecksilbergehalt in Fischen aus einigen österreichischen Gewässern. Österreichs Fischerei 28 (4): 49-51.
- EBNER, F. & GAMS, H. (1975b): Schwermetalle in den Flüssen Glan und Gurk unter besonderer Berücksichtigung des Schadstoffes Quecksilber. Österr. Abwasser-Rundschau 20 (4): 51-53.
- EBNER, F. & GAMS, H. (1989): Schwermetalluntersuchungen in der Donau und den wesentlichen Nebenflüssen für den Zeitraum 1984 bis 1987. *Wasser und Abwasser* 33: 69-140.
- ECONOMIDIS, P. S. & BANARESCU, P. M. (1991): The distribution and origins of freshwater fishes in the Balkan peninsula, especially in Greece. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76 (2): 257-283.
- EICHELMANN, U. (1993): Fluchtdistanzen und Bestand von Stockente und Graureiher im Bereich des geplanten Nationalparks Donau-Auen. WWF Studie 8, Wien.
- EINSELE, W. (1957): Flußbiologie, Kraftwerke und Fischerei. Österr. Fischerei 10 (7/8): 1-63.
- ELVIRA, B. (1987): Taxonomic revision of the genus *Chondrostoma Agassiz* 1835 (Pisces, Cyprinidae). *Cybium* 11 (2): 111-140.
- EYRICH, A. (1992): Hydrographische und limnogeologische Untersuchungsergebnisse aus den Gewässern des östlichen Bereiches von Berlin. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* Band 36 (1): 19-31.
- FANTA, K. (1988): Wasser. In: Amt der Kärntner Landesregierung: Kärntner Umweltschutzbericht 1988: 49-134.
- FOSCHEPOTH, B. (1989): Naturnahe Gewässerunterhaltung. *Deutscher Rat für Landespflege; Meckenheim* 58: 832-834.
- FRAUENDORFER, R. & JUNGWIRTH, M. (1985): Der Zusammenhang zwischen Revitalisierungsmaßnahmen und der Biozönose von Fließgewässern am Beispiel der Fischerei. *Landschaftswasserbau* 5: 39-68.
- FREYHOF, J. (1996): Veränderungen der Gattungszuordnung bei zwei mitteleuropäischen Süßwasserfischen. *Fischökologie aktuell* 9: 86-87.
- FRIEDL, T. (1993): Zur Verbreitung der Neunaugen in Kärntner Fließgewässern. Manuskript, Kärntner Institut für Seenforschung.
- FRITSCH, A. J. (1872): Die Wirbeltiere Böhmens. Ein Verzeichnis aller bisher in Böhmen beobachteten Säugetiere, Vögel, Amphibien und Fische. *Archiv für die naturwissenschaftliche Landesdurchforschung von Böhmen* 2 (2): 1-152.
- GATTERBAUER, H. (1989): Fischereirecht. Studienbehelf für die Vorlesung "Forst-Jagd- und Fischereirecht", Universität für Bodenkultur.
- GEPP, J. (1994): Rote Listen der gefährdeten Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BMfUJF, Band 2, Verlag Ulrich Moser, Graz.
- GLECHNER, R.; HEBERLING, O.; JÄGER, P. & PATZNER, R. (1996): Zwei neue Fischarten für das Bundesland Salzburg: Der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) und der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*). III. Symposium Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische, Salzburg.
- GRABHERR, G. et al. (1993): Fließgewässerinventur Vorarlberg Pilotprojekt Dornbirnerach. Amt der Vorarlberger Landesregierung – BM für Land- u. Forstwirtschaft, Bregenz, 416.
- GUNATILAKA, A. (in Druck): Fish and sediments as pollution indicators for heavy metals in the Neusiedlersee. Austrian-Hungarian UNESCO-Commission.

- GUTLEB, A. C. (1994): Schwermetalle, Organochlorpestizide und polychlorierte Biphenyle (PCBs) in den Lebensräumen des Fischotters (*Lutra lutra* L., 1758) in Österreich. Diss. Vet.med. Universität, Wien.
- HADWIGER, E. (1997): Bedeutung und Aufgaben der Angelfischerei. Manuskript des ÖFV. 5 pp.
- HADWIGER, E.; SPINDLER, T. & WAIDBACHER, H. (1995): Fischereikonzept für den Nationalpark Donau-Auen. Nationalparkplanung Donau-Auen, Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal (Hrsg.). Deutsch-Wagram: 64 pp.
- HARKA, A. (1990): Zusätzliche Verbreitungsgebiete der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in Mitteleuropa. Öst. Fischerei 43: 262-265.
- HARSZANYI, A. (1995): Entwicklung der Kormoranbestände in Europa und in einigen deutschen Bundesländern. Fischer und Teichwirt 11: 412-419.
- HARTL, J. (1978): Einfluß des Wellenschlages bei der Sportschiffahrt. Österreichische Zeitschrift für Elektrizität ÖZE 31 3: 99-103.
- HARTMANN, J. (1982): Barbenegel und Fischsterben. Z.Binnenf. 32:19
- HARTMANN, J. (1990): Sprunghafte fischereiliche Veränderungen in eutrophierenden Seen. Öst. Fischerei 43: 234-238.
- HARTMANN, J. (1993): Kaulbarsch im Bodensee. Öst. Fischerei 46: 90-91.
- HARTMANN, V. (1898): Die Fische Kärntens. XXV Jahrbuch des naturhistorischen Landes-Museums von Kärnten, Klagenfurt. Ferd. v. Kleinmayer (Herausgeber).
- HAUER (1996): Überraschung am Wolfgangsee. Öst. Fischerei 49: 72.
- HEISTINGER, H. (1996): Das richtige Aufbewahren ausgeweideter Fische. Öst. Fischerei 7: 174-175.
- HELLER, C. (1870): Die Fische Tirols und Vorarlbergs. Zeitschr. Ferdinand. Tirol und Vorarlberg, III (5): 295-369.
- HERZIG, A.; WEIGAND, E. & ZOUFAL, W. (1989): Stauräume: Strukturvielfalt kontra Monotonie (Beispiel Altenwörth). Öst. Wasserwirtschaft 41, (7/8): 158-166.
- HERZIG, A.; MIKSCHI, E.; AUER, B.; HAIN, A.; WAIS, A. & WOLFRAM, G. (1993): Untersuchungen zur Populationsökologie und Ernährungsbiologie der wirtschaftlich genutzten und der wichtigsten wirtschaftlich nicht genutzten Fische des Neusiedler Sees. Projektschlußbericht.
- HERZIG-STRASCHIL, B. (1991): Rare and endangered fishes of Austria. Verh. Internat. Verein. Limnol. (24): 2.501-2.504.
- HIESS, H. & KORAB, R. (1992): Güterverkehr auf der Donau. Studie im Auftrag des WWF Österr.
- HOCHLEITHNER, M. (1989): Die Situation der Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris* L.) in österreichischen Seen. Öst. Fischerei 42: 15-21.
- HOCHLEITHNER, M. (1991): Störe als Wirtschaftsfische wiederentdeckt. Öst. Fischerei 44: 164-169.
- HOFBAUER, J. (1965): Die Zusammensetzung der Brut- und Jungfischschwärme in dem zu einer Schiffsfahrtsstraße ausgebauten Main. Zeitschrift für Fischerei, XIII N. F., (3/4): 217-234.
- HOFER, R. (1991): Digestion. In: WINFIELD, I. J. & NELSON, S. (edit.) Cyprinid fishes. Chapman & Hall: 413-425.
- HOFER, R. & BUCHER, F. (1991): Zur Biologie u. Gefährdung d. Koppe. Öst. Fischerei 44: 158-161.
- HOFER, R. & BUCHER, F. (in Druck): Die Koppe (*Cottus gobio* L.) als Indikator für die Wasserqualität. Fischökologie.
- HOFER, R., JENEY, Z. & BUCHER, F. (1995): Chronic effects of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) and ammonia on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry at water criteria limits. Wat. Res. 29 (12): 2.725-2.729.
- HOFER, R.; KREWEDEL, G. & KOCH, F. (1985): An energy budget for an omnivorous cyprinid: *Rutilus rutilus* (L.). Hydrobiologia 122: 53-59.
- HOFER, R.; LACKNER, R. & SORDYL, H. (1993): Fischbiologische Untersuchungen in Mur und Pöls. Im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Innsbruck, 57 S.
- HOFFMANN, A. (1996): Auswirkungen von Unterhaltungs- und Gestaltungsmaßnahmen an Fließgewässern auf räumlich und zeitlich verschiedene Nutzungsmuster der Koppe *Cottus gobio*. Fischökologie 9: 49-61.
- HOLCIK, J. (1980): *Carassius auratus* (pisces) in the Danube River. Acta Sc. Nat. Brno, 14 (11): 1-43.
- HOLCIK, J. (1989): The Freshwater fishes of Europe. Vol. 1/II, Acipenseriformes. Aula Verlag Wiesbaden.

- HOLCIK, J. & BASTL, I. (1976): Ecological effects of water level fluctuation upon fish populations in the Danube river floodplain in Czechoslovakia. *Acta Sc. Nat. Brno* 10 (9): 3-46.
- HOLCIK, J. & HENSEL, K. (1974): A new species of *Gymnocephalus* (Pisces: Percidae) from the Danube, with remarks on the genus. *Copeia* 2: 471-486.
- HOLCIK, J.; HENSEL, K.; NIESLANIK, J. & SKACEL, L. (1988): The Eurasian Huchen (*Hucho hucho*)-Largest Salmon of the World. Perspectives in Vertebrate Science Vol.5, E. K. BALON (editor), Dr. W. JUNK Publishers Dodrecht/Boston/Lancaster.
- HOLLAND, L. E. & SYLVESTER, J. R. (1983): Distribution of larval fishes related to potential navigation impacts on the upper Mississippi river, Pool 7. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 293-301.
- HOLLAND, M. M. (1988): SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries. Report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones, 5-7 January 1987, France. *Biology International, Special Issue 17*: 47-106.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & FARKAS, J. (1991): Fischsterben im Jahre 1990 in Kärnten. *Öst. Fischerei* 7: 156.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & FRIEDL, T. (1995): Erstnachweis des Steingreßlings (*Gobio uranoscopus*, AGASSIZ, 1828) in Kärnten. *Carinthia II* 185/105: 693-695.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & MILDNER, P. (1996): Franz Xaver Freiherr von Wulfen als Ichthyologe. *Carinthia II* 186/106: 349-360.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & SCHULZ, N. (1989): Die Fische Kärntens. Eigenverlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt.
- HONSIG-ERLENBURG, W.; SCHULZ, N. & FRIEDL, T. (1996): Die Fische des Lavanttales. In: *Die Gewässer des Lavanttales*, Hrsg. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten: 117-129.
- HUBER, A. & WEISS, H. W. (1986): Wellenerosion am Rhein – Ufererosion am Thurgauer Hochrhein zwischen Stein am Rhein und Schaffhausen – Auswirkungen der Wellen des Schiffs- und Motorbootsverkehrs. *Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie Nr.88*. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Hrsg. Prof. Dr. D. VISCHER 247.
- HUET, M. (1946): Note préliminaire sur les relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Règle des pentes. Dononaca* 13: 232-243.
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* 11, 3-4: 332-351.
- HUET, M. (1954): Biologie, profiles en long et en travers des eaux courantes. *Bull. franc. Pisc.* 175: 41-53.
- HUTCHINSON, G. E. (1957): *A treatise on limnology*. John Wiley & Sons, New York.
- ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Int. Ver. f. theoret. und angew. Limnologie* 12: 1-57.
- IMAS (1992): Meinungen zu Fischern und Jägern. Studie im Auftrag des OÖ Landesfischereirates. 27 pp.
- IUCN RED LIST CATEGORIES. Final Version adopted by the IUCN Council in December 1994.
- JÄGER, P. (1994): Zum Stand der Technik von Fischaufstiegshilfen. *Österr. Fischerei* 47 (2/3): 50-61.
- JAGSCH, A. (1984): Fischereibiologische Veränderungen an Laufkraftwerken der Niederung. In: *Die Novelle zum Wasserrechtsgesetz aus der Sicht des Natur- u. Landschaftsschutzes*, Teil 2, TU Wien: 15-22.
- JAGSCH, A. (1989): Erfahrungen bei der Bewirtschaftung der Salzkammergutseen. *Alpen-Fisch, Fischereiliche Bewirtschaftung stehender und fließender Gewässer*. 53-72.
- JAGSCH, A. (1992): Anthropogene Einflüsse auf Fische und Fischerei. *Fließgewässer und ihre Ökologie, Wiener Mitteilungen* 105: 1-19.
- JANISCH, R. (1990): Untersuchung der Möglichkeiten des Fischaufstieges über Schiffsschleusen bei Donaukraftwerken und eine Begutachtung der erzielten Untersuchungsergebnisse. Studie im Auftrag der Stadt Wien, Projektleitung Donaauraum.
- JENS, G. (1989): Die Bedeutung der naturnahen Behandlung von Fließgewässern für die Fischfauna. *Deutscher Rat für Landespflege; Meckenheim* 58: 727-747.
- JUNGWIRTH, M. (1975): *Die Fischerei in Niederösterreich*. Wissenschaftl. Schriftenreihe Niederösterreich. NÖ Pressehaus, St. Pölten/Wien, 31.
- JUNGWIRTH, M. (1984a): Auswirkungen des naturnahen Wasserbaues auf die Fischerei. Teil II. *Wasserwirtschaft-Wasservorsorge, Forschungsarbeiten, BMLuF*, 188.

- JUNGWIRTH, M. (1984b): Die fischereilichen Verhältnisse in Laufstauen alpiner Flüsse, aufgezeigt am Beispiel der österreichischen Donau. *Österr. Wasserwirtschaft* 36 (5/6): 103-111.
- JUNGWIRTH, M. & KUMMER, H. (1995): Populationsdynamische Untersuchungen des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Lunzer Untersee unter besonderer Berücksichtigung der natürlichen Reproduktion sowie der Effektivität von Besatzmaßnahmen. Studie im Auftrag des BMWF, BMLF, BMUF, NÖ Land. 63 pp.
- JUNGWIRTH, M. & PELIKAN, B. (1989): Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen. *Österreichische Wasserwirtschaft* 41 (3/4): 80-89.
- JUNGWIRTH, M. & SCHMUTZ, S. (1988): Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung 1 im Gießgang Greifenstein. *Wiener Mitteilungen* Band 80, Wien, 140.
- JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1983): Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. *Österr. Wasserwirtschaft* 35 (9/10): 229-234.
- JUNGWIRTH, M.; MUHAR, S. & HONSOWITZ, H. (Hrsg.) (1989a): Revitalisierung von Fließgewässern. Beiträge zum Workshop in Scharfling April 1989. *Wr. Mitteilungen* Band 88, Wien, 450.
- JUNGWIRTH, M.; MOOG, O. & MUHAR, S. (1993): Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria. *Regulated rivers: Research and management*, Vol. 8: 195-204.
- JUNGWIRTH, M.; MOOG, O. & SCHMUTZ, S. (1990): Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthosfauna anhand von Fallbeispielen. *Landschaftswasserbau* 10, 9. Seminar der TU Wien: 193-234.
- JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S & WAIDBACHER, H. (1989b): Fischökologische Fallstudie Inn-Fischereibiologische Untersuchungen im Hinblick auf Bewirtschaftungsfragen. Eigenverlag Fischereirevierrausschuß Innsbruck, Union-Druck Hall in Tirol.
- JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S. & WAIDBACHER, H. (1990b): Fachbeitrag Fischökologie. In: Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau I – Sachsenburg – Spittal – Mauthbrücken. Teilgutachten 4: Ökologie des aquatischen Lebensraumes. Österreichisches Institut für Raumplanung/im Auftrag der Kärntner Landesregierung, Wien: 175-229.
- JUNGWIRTH, M.; WOSCHITZ, G.; ZAUNER, G. & JAGSCH, A. (1995b): Einfluß des Kormorans auf die Fischerei. *Öst. Fischerei* 48: 111-125.
- KÄFEL, G. (1993): Besonderheiten u. Gefährdung von *Misgurnus fossilis*. *Öst. Fischerei* (46): 83-90.
- KÄHSBAUER, P. (1961): *Catalogus faunae Austriae – Cyclostoma, Teleostomi (Pisces)*. *Öst. Akademie der Wissenschaften*. 56 S.
- KAINZ, E. (1984): Fischereiliche Untersuchungen an der Traun bei Marchtrenk vor und nach dem Einstau des Kraftwerkes. *Österr. Wasserwirtschaft* 36 (5/6): 123.
- KAINZ, E. (1991): Erstnachweis des Goldsteinbeißers (*Cobitis aurata* DE FILIPPI) in Österreich. *Öst. Fischerei* 44: 141.
- KAINZ, E. (1992): Aus der Karpfenteichwirtschaft – Große Ertragseinbußen in Karpfenteichen durch den Blaubandbärbling. *Öst. Fischerei* 45: 283.
- KAINZ, E. & GOLLMANN, P. (1989a): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern – Teil 1: Koppe, Mühlkoppe od. Groppe (*Cottus gobio* L.). *Öst. Fischerei* 42: 204-207.
- KAINZ, E. & GOLLMANN, P. (1989b): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in Österreichischen Fließgewässern – Teil 2: Bartgrundel oder Schmerle. *Öst. Fischerei* 42: 240-245.
- KAINZ, E. & GOLLMANN, P. (1990a): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in Österreichischen Fließgewässern – Teil 3: Gründling (*Gobio gobio*; Cyprinidae). *Öst. Fischerei* 43: 80-86.
- KAINZ, E. & GOLLMANN, P. (1990b): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in Österreichischen Fließgewässern – Teil 3: El(l)ritze (*Phoxinus phoxinus*; Cyprinidae). *Öst. Fischerei* 43: 265-268.
- KAINZ, E. & GOLLMANN, P. (1990c): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in Österreichischen Fließgewässern – Teil 4: Schneider (*Alburnoides bipunctatus*; Cyprinidae). *Öst. Fischerei* 43: 187-192.
- KAPPUS, B.; BÜHLER, P. & RAHMANN, H. (1991): Biologie und Verbreitung von Donauneunaugen als Grundlage für Artenschutzmaßnahmen. *Tier und Artenschutz, Hohenheimer Umwelttagung* (23). Verlag Margraf, Weikersheim. 197-203.
- KAPPUS, B.; ZINTZ, K. & RAHMANN, H. (1994): Donauufer Sediment als Lebensraum für Neunaugen. Sonderband Fluß-Ufer-Ökologie der Wissenschaftlichen Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum.

- KATZMANN, M.; SPINDLER, T.; TOCKNER, K. & HADL, G. (1992): Limnologische Studie des Wiener Donaukanals – Ökologische Begleituntersuchung zu Restrukturierungsmaßnahmen im Wiener Donaukanal. Eigenverlag der Wasserstraßendirektion. 146.
- KAUFMANN, T.; MUHAR, S.; RADERBAUER, J.; RATHSCHÜLLER, O.; SCHMUTZ, S.; WAIDBACHER, H. & ZAUNER, G. (1991a): Fischökologische Studie Mur. Hrsg.: M. JUNGWIRTH, Abt. Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur, Wien, 140.
- KAUFMANN, T.; RADERBAUER, H.J. & RATHSCHÜLLER, O. (1991b): Fischökologie. In: Wasserwirtschaftskataster: Restrukturierungsprojekt Melk – gewässerökologische Begleituntersuchungen: 73-246.
- KAUPA, H. (1992): Landschaftswasserbau in Österreich. Landschaftswasserbau 13: 151-173.
- KECKEIS, H. et al. (1994): Untersuchung zur ökologischen Beurteilung der restrukturierten Versuchsstrecke des Wienflusses. Studie im Auftrag der MA 45, Wien, 56.
- KECKEIS, H.; BAUER-NEMESKAL, E. & KAMLER, E. (1996 a): Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. J. Fish Biol. 49: 430-440.
- KECKEIS, H.; FRANKIEWICZ, P. & SCHIEMER, F. (1996b): The importance of inshore areas for spawning nase *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae) in a free flowing section of a large river (Danube, Austria). Arch. Hydrobiol. Suppl. 113 Large Rivers 10 (1-4): 51-64.
- KEIM, A. (1996): Probleme bei der Skalierung des Fraßdruckes vom Fischbestand auf das Zooplankton. Österreichs Fischerei 49: 197-201.
- KNIE, J. & PLUTA, H.-J. (1993): Biomonitoring zur kontinuierlichen Überwachung von Wasser und Abwasser. Bundesministerium für Forschung und Technologie, Berlin, 48 S.
- KÖCK, G. & BUCHER, F. (1997): Accumulation of zinc in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after waterborne and dietary exposure. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58: 305-310.
- KÖCK, G.; BUCHER, F. & HOFER, R. (1991): Schwermetalle und Fische – Anforderungen an die Wasserqualität. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 324.
- KÖCK, G.; NOGGLER, M. & HOFER, R. (1996b): Pb in otoliths and opercula of Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from oligotrophic lakes. Wat. Res. 30 (8): 1919-1923.
- KÖCK, G.; TRIENDL, M. & HOFER, R. (1997): Lead (Pb) uptake in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from oligotrophic alpine lakes: gills versus digestive tract. Water, Air and Soil Pollution (in Druck).
- KÖCK, G.; TRIENDL, M. & HOFER, R. (1996a): Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. Can. J. Fish Aquat. Sci. 53: 780-786.
- KÖCK, H. (1978): Der Silberlachs (*Oncorhynchus kisutch*). Öst. Fischerei 31: 11-12.
- KOLLER-KREIMEL, V. (1989): Methoden zur Durchführung von Ökotoxizitätstests mit Organismen aller trophischen Niveaus. Wasser und Abwasser 33: 363-371.
- KOLLER-KREIMEL, V. & RODINGER, W. (1987): Aquatische Toxizität – ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung v. Substanzen u. Abwässern (Emissionen) sowie zur Feststellung der toxischen Beeinträchtigung von Oberflächengewässern (Immissionen). Wasser u. Abwasser 31: 413-432.
- KOLLMANN, J. (1898): Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898. Museum Carolino Augusteum, L52/GrS-2.
- KOTTELAT, M. (1988): Indian and Indochinese species of Balitoria (Osteichthyes: Cypriniformes) with descriptions of two new species and comments on the family group names Balitoridae and Homalopteridae. Rev. Suisse Zool. 95: 487-504.
- KOTTELAT, M. (1990): Indochinese nemacheilines: A revision of nemacheiline and loaches (Pisces: Cypriniformes) of Thailand, Burma, Laos, Cambodia and southern Vietnam. PfeilVerlag, München: 262.
- KOVACEK-MANN, H. (1992): Vergleichende populationsdynamische Untersuchung von Barbe (*Barbus barbus*) und Rußnase (*Vimba vimba*) im Donaustauraum Altenwörth und der angrenzenden Fließstrecke in der Wachau unter besonderer Berücksichtigung der Ernährungsökologie. Dissertation Univ. Wien. 131.
- KOVACEK, H., MANN, M. & ZAUNER, G. (1991): Flächendeckende Biotopkartierung des aquatischen Lebensraumes im Auebereich des künftigen Nationalparks Donau-Auen. Studie im Auftrag der Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal. 49.
- KREISSL, E. (1990): Erläuterungen zur Roten Liste gefährdeter Fische und Neunaugen der Steiermark. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum, Graz 44: 17-32.
- KROCZA, P.; GLANTSCHNIG, P. & STÖCKL, W. (1974): Über den Quecksilbergehalt von Fischen aus Seen des Landes Kärnten. Wiener Tierärztliche Monatsschrift 61 (6/7): 169-178.

- KRYZHANOVSKI, S. G. (1949): Ekologo-morfologicheskie zakonomernosti razvitiya karpovykh, výunovykh i somovykh ryb (Cyprinoidei i Siluridei). Trudy Inst. morf. zhivotnykh im. A. N. Severtsova 1: 5-332.
- KUMMER, H. & DORFNER, B. (1993): Aufzucht von Coregonenbrut aus unterschiedlichen österreichischen Alpen- und Voralpenseen. Öst.Fischerei 46: 10-16.
- KUNZ, E. (1990): Fischerei und Wasservögel – Eine kritische Würdigung der Veröffentlichungen Reichholfs. Fischereiverband Oberbayern.
- KURMAYER, R. & WANZENBÖCK, J. (im Druck): Top-down effects of 0+ fish on a phytoplankton community. Freshwater Biology.
- LASSLEBEN, P. (1990): Wildkarpfen. Fischer und Teichwirt 8: 214-217.
- LAZOWSKI, W. (1987): Zusammenfassung der Situation österreichischer Fließgewässer. Öko-Text 2/87, Schutzwürdige Fließgewässer Österreichs, im Eigenverlag der ÖGNU: 13-23.
- LEHMANN, E. (1958): Europäische Hundsfische aus dem Neusiedler See. Aquarien u. Terrarien Ztschr. 11: 103-104.
- LELEK, A. (1980): Threatened freshwater fishes of Europe. Nature and Environment Series 18, Council of Europe.
- LELEK, A. (1987): The freshwater fishes of Europe. 9. Threatened Fishes of Europe. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- LV Salzburg (1992): Ausfang und Besatz im Lande Salzburg 1991. Salzburger Fischerei 23 (3): 21-25.
- MAYSER, W. (1992): Landschaftsgestaltung von Schiffahrtskanälen am Beispiel des Main-Donau-Kanals. 13. Seminar Landschaftswasserbau TU Wien, Band 14: 107-132.
- MELLIN, A. (1987): Zur Problematik des Fischbesatzes. Natur und Landschaft 62: 308-310.
- MERWALD, I. (1986): Wildbäche als Fischgewässer. Öst.Fischerei 39: 293-305.
- MERWALD, I.; MOOG, O. & JUNGWIRTH, M. (1985): Hydrologische Charakteristik des Dexlbaches. Wildbach und Lawinenverbauung 49: 51-88.
- MESSNER, B. (1991): Schwermetalle in Fischen einiger Kärntner Gewässer. Österreichische Wasserwirtschaft 43 (9/10): 234-243.
- MOOG, O. (1991): Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. Landschaftswasserbau 11: 235-266.
- MOOG, O. & CHOVANEC, A.: Die „ökologische Funktionsfähigkeit“ – ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie (in Druck).
- MUHAR, S. (1992): Eingriffe an den großen Flüssen Österreichs- ein Bilanzierungsversuch. 12. Seminar Landschaftswasserbau – Erhalten Nutzen, Gestalten – Kritische Zwischenbilanz im Landschaftswasserbau: 29-49.
- MUHAR, S. et al. (1993a): Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österreich – Vorstudie. Blaue Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 1, 175 S.
- MUHAR, S.; MUHAR, A.; SCHMUTZ, S.; WIMMER, R.; WIESBAUER, H.; HOZANG, B.; IMHOF, G., & TSCERNIG, P. (1993b): Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österr. – Vorstudie. BMfUJF, Blaue Reihe 1.
- MÜLLER, G. et al. (1993): Ager – Untersuchungen zur Gewässergüte Stand 1991/92. Gewässerschutzbericht 2/1993, Linz, 147 S.
- MUUS, B. J. & DAHLSTRÖM, P. (1981): Süßwasserfische Europas. 5. Auflage München, Wien, Zürich: BLV Verlagsgesellschaft.
- NACHTNEBEL, H. P. (1987): Ausbau der Wasserkraft und Naturschutz. Öko-Text 2/87, Schutzwürdige Fließgewässer Österreichs, im Eigenverlag der ÖGNU: 173-201.
- NAUWERCK, A. (1989): Veränderungen im Fischbestand des Mondsees seit 1955 – Ursachen-Wirkungen-Konsequenzen. Österreichs Fischerei 42: 276-285.
- NAUWERCK, A. (1992a): Nahrungsbeziehungen zwischen Coregonen und Zooplankton im Mondsee. Endbericht P 7106 BIO, Akademie der Wissenschaften.
- NAUWERCK, A. (1992b): Zooplankton als Nahrungsbasis planktivorer Fische. Endbericht Forschungsprojekt L 566/89 BMLF Wien.
- NICHOLS, M.; DIAZ, R. J. & SCHAFFNER, L. C. (1990): Effects of hopper dredging and sediment dispersion, Chesapeake Bay. Environ. Geol. Water Sci. Vol. 15 No 1: 31-43.

- NOWICKI, M. (1889): Przeglad rosziedlenia ryb w wodach Galicyi (Map.). Wien.
- ÖKF (1996): Kormorane und Fischerei. Eigenverlag: 47 pp.
- OLIVA, O. (1960): Remarks on the distribution of *Neogobius kessleri* (GÜNTHER) and *Neogobius fluviatilis* (PALLAS) (Osteichthyes, Gobiidae). Acta Universitatis Carolinae – Biologica 1: 45-54.
- ÖNORM M 6232 (1995): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.
- ÖNORM M 6263 (1987): Testverfahren mit Wasserorganismen – Bestimmung der akuten Toxizität von Wasserinhaltsstoffen gegenüber *Salmo gairdneri* Richardson (Regenbogenforelle).
- OÖ LANDESFISCHEREIVERBAND (1996): Den Stören eine Chance! Mitteilungen des OÖ Landesfischereiverbandes 1996 (6): 8.
- PENAZ, M. & WOHLGEMUTH, E. (1991): Ichthyofauna of the Morava River with respect to the proposed Danube-Odra Canal. Biological Monitoring of Large Rivers; Proceedings on the international seminar held in Brno and Gabčíkovo, Czechoslovakia 3-6 July. Milan Penaz (editor); Brno 1991.
- PIRCHER, W. (1988): Österreichs alpiner Wasserkraftausbau am Beispiel Tirols. Wr. Mitteilungen 74: 129-170.
- PLEYER, G. (1980): Veränderungen der Fischfauna, aufgezeigt an einem Fischbestand der Aisch (Mittelfranken). Schrift.Naturr. Landschaftspfl. 12: 97-104.
- POHLA, H.; PALZENBERGER, M. & GOLDSCHMID, A. (1986): Der Kiemenreusenapparat europäischer Karpfenfischarten (Teleostei, Cyprinidae). Öst. Fischerei (39): 94-104.
- PRINGL, C. M.; NAIMAN, R. J.; BRETSCCHKO, G.; KARR, J.; OSWOOD, M.; WEBSTER, J.; WELCOMME, R. & WINTERBOURN, M. J. (1988): Patch dynamics in lotic systems: The stream as a mosaic. J. N. Am. Benthol. Soc. 7: 503-524.
- PRODINGER, W. (1991): Fischerei und Gewässerausbau – der Huchen, eine gefährdete Art. Exkursionsbericht. ÖGNU, Wien, Öko-Text 1/91: 95-101.
- REICHHOLF, J. (1976): Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. Landschaft + Stadt 8: 125-129.
- RESSL, F. (1983): Naturkunde des Bezirkes Scheibbs. Die Tierwelt des Bezirkes Scheibbs Bd. 2: 584 pp.
- RITTERBUSCH-NAUWERCK, B. (1991): Die Beschaffenheit des Mondseeufers und seine Bedeutung für die Fischfauna. Österreichs Fischerei 44: 100-104.
- RODINGER, W. (1989): Bewertung der Ergebnisse ökotoxikologischer Untersuchungen von Emissionen und Immissionen. Wasser und Abwasser 33: 235-271.
- RODINGER, W. & KAVKA, G. (1992): Ökotoxikologische Untersuchungen an Straßenabwässern der A 23. In: Wasserwirtschaftskataster: Straßenabwässer A 23/Bereich Knoten Kaisermühlen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 95-98.
- RODINGER, W.; KOLLER-KREIMEL, V.; KAVKA, G. & KOHL, D. (1990): Ökotoxikologische Untersuchungen der Salzach 1988 bis 1990. Wasser und Abwasser 34: 225-234.
- RÖMISCH, K. (1990): Hydromechanische Effekte fahrender Schiffe in Binnenkanälen. Mitteilungen des Franzius-Inst. f. Wasserbau u. Küsteningenieurwesen der Univ. Hannover (70): 294-317.
- RÜTTEN, M. (1994): Der Einfluß der Schifffahrt auf das Makrozoobenthos. Sonderband Fluß-Ufer-Ökologie, Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums (in Druck).
- SAMPL, H. (1976): Aus der Tierwelt Kärntens. Die Fische – Die Natur Kärntens, Bd. 2 F. Kahler (Hrsg.), Klagenfurt: 101-112
- SAMPL, H.; SCHULZ, L.; GUSINDE, R. E. & TOMEK, H. (1989): Seenreinhaltung in Österreich, Fortschreibung 1981-1987, Limnologie-Hygiene, Maßnahmen-Erfolge. BMLF, Wien.
- SCHEIDL, I. (1991): Polychlorierte Biphenyle (PCBs) in Fischen und Fischgewässern im nördlichen Waldviertel. Beiträge Lebensmittelangelegenheiten Veterinärverwaltung Strahlenschutz 8/92, Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Wien.
- SCHEIDL, I.; WOIDICH, H. & PFANNHAUSER, W. (1980): Chlorierte Kohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle in Lebensmitteln. Ernährung 4 (7): 301-303.
- SCHEURING, L. (1949): Die Wanderungen unserer Flußfische. Öst. Fischerei 12: 261-268.
- SCHIEMER, F. (1985): Die Bedeutung von Augewässern als Schutzzonen für die Fischfauna. Österr. Wasserwirtschaft 37: 239-245.
- SCHIEMER, F. (1986): Fischereiliche Bestandsaufnahme im Bereich des Unterwassers der geplanten Staustufe Wien. Studie im Auftrag d. Stadt Wien. Eigenverlag des Inst. f. Limnologie Wien. 105.

- SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden – Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. *Natur und Landschaft* 63 (9): 370-373.
- SCHIEMER, F. & SPINDLER, T. (1989): Endangered fish species of the river Danube in Austria. *Regulated Rivers: Research & Management*, 4: 397-407.
- SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. *River Conservation and Management*. P. J. Boon, P. Calow and G. E. Petts (editor). Verlag John Wiley & Sons Ltd.: 363-382.
- SCHIEMER, F.; JUNGWIRTH, M.; IMHOF, G. et al. (1994): Die Fische der Donau – Gefährdung und Schutz-Ökologische Bewertung der Umgestaltung der Donau. Grüne Reihe des BMUJF, Band 5, Styria media service. Graz: 160.
- SCHIEMER, F.; SPINDLER, T.; WINTERSBERGER, H.; SCHNEIDER, A. & CHOVANEC, A. (1991b): Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2.497-2.500.
- SCHIEMER, F.; SPINDLER, T.; CHOVANEC, A.; SCHNEIDER, A.; WINTERSBERGER, H. & DUDZINSKI, S. (1989): Bedeutung der Uferstruktur von Fluß und Nebenarmen für die charakteristische Fischfauna der Donau. Im Auftrag der Nationalparkplanung Donau-Auen, Wien, 84.
- SCHILLER, G. (1993): Die Rolle der Wasserkraft in der Wasserwirtschaft. Vortrag anlässlich der ÖWAV-Hauptausschußsitzung am 14.12.1993, Handelskammer Wien.
- SCHILLER, G. & DREXLER, F. (1992): Bedeutung der Wasserkraft im Rahmen der Stromversorgung und ihre künftige Entwicklung. *Landschaftswasserbau* 13: 132-142.
- SCHMUTZ, S. (1987): Fischereibiologische Bestandsaufnahmen in verschiedenen Fließ- und Staubereichen sowie Zubringern der Enns. Studie im Auftrag der Ennskraftwerke Ag: 43 pp.
- SCHMUTZ, S. & WAIDBACHER, H. (1994): Definition und Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten. *Wiener Mitteilungen* Band 120, 61-88.
- SCHMUTZ, S.; WIMMER, R. & ZAUNER, G. (1993): Fischökologische Erhebungen – Modelle und ihre Aussagen. 14. Seminar f. Landschaftswasserbau der TU Wien: 73-102.
- SCHMUTZ, S.; MADER, H. & UNFER, G. (1995): Funktionalität von Potamalfischaufstiegshilfen im Marchfeldkanalsystem. *ÖWAW* 47 (3/4): 43-58.
- SCHREMSER, M. (1983): Fischerei (Sport- und Angelfischerei) einst und jetzt. Fischerei einst und jetzt, Ausstellung des Landes Niederösterreich Schloß Orth/Donau: 89-142.
- SCHULZ, D. (1992): Tierschutzrelevante Untersuchungen zur Lebendhalterung gefangener Rotaugen im Setzkescher. *Fischökologie Aktuell* 6: 2-13.
- SCHULZ, U. (1987): Diurnale Migrationen von Brachsen (*Abramis brama*) im Bodensee-Untersee. 2. Workshop Innsbruck, Fischethologie – Fischökologie 24.-26. April 1987.
- SPIESER, O. H. & YEDILER, A. (1986): Empfindliche Parameter bei der Entwicklung von Langzeittests an Fischen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, Forschungsbericht 10603030.
- SPIESER, O. H.; SCHOLZ, W.; BLÜBAUM-GRONAU, E.; HOFFMANN, M.; GRILLITSCH, B. & VOGL, C. (1994): Das System Behaviorquant zur Bioindikation anhand des Verhaltens von Fischen und von anderen aquatischen Organismen. *Ecoinforma* Band 5: 429-448.
- SPINDLER, T. (1988): Ökologie der Brutfische in der Donau bei Wien. Dissertation der Univ. Wien. 119.
- SPINDLER, T. (1991a): Fischökologische Untersuchungen im Altarmsystem der Donau im Bereich von Haslau und Regelsbrunn. WWF Forschungsbericht (3). Fischereimanagement 1. Eigenverlag Verein Auen und Gewässerschutz, Wien. 36.
- SPINDLER, T. (1991b): Wiedereinbürgerung von Wildkarpfen in Flußsysteme – Determination und Besatzgewinnung. *Öst. Fischerei* 44: 236-237.
- SPINDLER, T. (1993a): Literaturstudium über die Auswirkungen von Wellenschlag, insbes. von motorisierten Klein- oder Sportbooten auf Fischbestand und Fischerei. Studie im Auftrag des FRV I, Krems.
- SPINDLER, T. (1993b): Populationsdynamische Untersuchungen im Altarmsystem und in der Donau im Bereich von Regelsbrunn und Haslau. WWF Forschungsbericht 9/1993. Fischereimanagement 3. Eigenverlag Forschungsgemeinschaft Auenzentrum Petronell. Wien. 80.
- SPINDLER, T. (1994): Fischereiliche Untersuchung ausgewählter Waldviertler Bäche. In: Forschungsbericht Fischotter 2, Forschungsinstitut WWF Österreich: 26-42.

- SPINDLER, T. (1995a): The influence of high waters on stream fish populations in regulated rivers. *Hydrobiologia* 303: 159-161.
- SPINDLER, T. (1995b): Untersuchung des Konfliktpotentials des Kraftwerksprojektes Gries – Fischökologische Situation und Auswirkungen. GUS Gesamtuntersuchung Salzach ÖIR Österreichisches Institut für Raumplanung (Herausgeber) Wien: 25 pp.
- SPINDLER, T. (1996): Ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer des ILL-Frutz-Schwemmfächers. *Vorarlberger Naturschau* 2: 39-82.
- SPINDLER, T. & WINTERSBERGER, H. (1997): Zur ökologischen Funktionsfähigkeit der Linzer Fließgewässer. *Öko-L.* 19/1: 23-33.
- SPINDLER, T.; HOLCIK, J. & HENSEL, K. (1992): Die Fischfauna der österreichisch-tschechoslowakischen Grenzstrecke der March samt ihrem Einzugsgebiet. Bericht 5/192, Fischereimanagement 2. Forschungsinstitut WWF Österr., Ottakringerstraße 114-116, 1160 Wien.
- STEFFENS, W. (1958): *Der Karpfen*, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg, Lutherstadt.
- STEINER, V. (1992): Fischereiliche Nutzung von Kraftwerksspeichern. *Öst. Fischerei* 45: 58-69.
- STROUHAL, H. (1934): Biologische Untersuchungen an den Thermen vom Warmbad Villach. *Archiv f. Hydrobiologie* 26: 323-385 und 495-583.
- TEHERANI, D. K.; STEHLIK, G. & HINTEREGGER, J. (1979a): Bestimmung von Schwermetallen in Fischen aus oberösterreichischen Gewässern – Teil 1: Quecksilber und Methylquecksilber. *Environ. Pollut.* 18: 11-29.
- TEHERANI, D. K.; STEHLIK, G.; TEHERANI, N.; SCHADA, H. & HINTEREGGER, J. (1979b): Bestimmung von Schwermetallen und Selen in Fischen aus oberösterreichischen Gewässern – Teil 2: Blei, Cadmium, Scandium, Chrom, Cobalt, Eisen, Zink u. Selen. *Environ. Pollut.* 18: 241-248.
- TEROFAL, F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. *Die farbigen Naturführer*. Mosaik Verlag München.
- THIENEMANN, A. (1911): Die Tierwelt der Bäche des Sauerlandes. *Jber. Westfäl. Prov. Ver. f. Wiss. u. Kunst* 40: 43-83.
- THIENEMANN, A. (1912): Der Bergbach des Sauerlandes – Faunistische Untersuchungen. *Internat. Revue ges. Hydrobiol. Suppl.* 4: 1-125.
- THIENEMANN, A. (1925): *Die Binnengewässer Mitteleuropas*. Die Binnengewässer 1, Stuttgart.
- THIENEMANN, A. (1939): Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. *Arch. f. Hydrobiol.* 35: 267-285.
- TITTITZER, T. & SCHLEUTER, A. (1989): Über die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die biologischen Verhältnisse in den Bundeswasserstraßen. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (DGM)* 33, Heft 2.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDEL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. *Can. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- VOGEL, W. R. & CHOVANEC, A. (1989): Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff- und Papierindustrie in Österreich. Teil B – Ökologie und Immissionen. *Monographien des Umweltbundesamtes*, Band 17b, Wien, 151.
- WAGNER, H. (1949): Ein Beitrag zur Kärntner Fischereigeschichte. *Carinthia I*, 139: 360-363.
- WAIDBACHER, H. (1989a): Veränderungen der Fischfauna durch Errichtung des Donaukraftwerkes Altenwörth. In *Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth*, Veröffentlichungen des öst. MaB-Programms, Universitätsverlag Wagner – Innsbruck: 124-161.
- WAIDBACHER, H. (1989b): Zum Einfluß der Uferstruktur auf Fischbestände – Stauraumgestaltung Altenwörth. *ÖWW* 41 (7/8): 172-178.
- WAIDBACHER, H. & JUNGWIRTH, M. (1991): Teilbereich Fischökologie. In: *Prüfung der Umweltverträglichkeit des KW Freudenau nach §§ 104 u. 105 WRG*. Teilgutachten Limnologie, Gewässergüte u. Fischökologie. Univ. f. Bodenkultur/im Auftrag des BM f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien: 76-130.
- WAIDBACHER, H.; ZAUNER, G.; KOVACEK, H. & MOOG, O. (1991): *Fischökologische Studie Oberes Donautal in Hinblick auf Strukturierungsmaßnahmen im Stauraum Aschach (Oberösterreich)*. Eigenverlag der Wasserstraßendirektion Wien, Or. D.-I. Hans Wösendorfer und AD. Werner Promintzer (Hrsg.), Aschach, 175.
- WALLNER, W. (1953): *Barbus petenyi* Heck, der Semling in Niederösterreich. *Allgem. Fischereizeitung* 10: 221.

- WANZENBÖCK, J. (1992a): Wiederentdeckung des Europäischen Hundsfisches, *Umbra krameri* Walbaum 1792, in Österreich. Öst. Fischerei 45: 228-229.
- WANZENBÖCK, J. (1992b): Ontogeny of prey attack behaviour in larvae and juveniles of three European cyprinids. Environmental Biology of Fishes 33: 23-32.
- WANZENBÖCK, J. (1995): Changing handling times during feeding and consequences for prey size selection of 0+ zooplanktivorous fish. Oecologia 104: 372-378.
- WANZENBÖCK, J. & KERESZTESSY, K. (1991): Kleingewässer als Rückzugsmöglichkeiten für bedrohte Fischarten im Neusiedlersee. Endbericht, Ost-West-Projekt BMWF.
- WANZENBÖCK, J. & KERESZTESSY, K. (1995): Zonation of a lentic ecotone and its correspondence to life history strategies in fish. Hydrobiologia 303: 247-255.
- WANZENBÖCK, J. & SPINDLER, T. (1995): Der Hundsfisch (*Umbra krameri*) als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen. Artenschutzprogramm im Auftrag des BMUJF und der NÖ Landesregierung.
- WANZENBÖCK, J., KOVACEK, H. & HERZIG-STRASCHIL, B. (1989): Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: *Gobio*; Cyprinidae) im österr. Donaauraum. Öst. Fischerei (42): 118-128.
- WANZENBÖCK J.; ZAUNREITER, M.; WAHL, C.M. & NOAKES, D.L.G. (im Druck a): Comparison of behavioural and morphological measures of visual acuity during ontogeny of roach (*Rutilus rutilus*) and yellow perch (*Perca flavescens*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.
- WANZENBÖCK J.; MATENA, J. & KUBECKA, J. (im Druck b): Comparison of two methods to quantify pelagic early life stages of fish. Archiv für Hydrobiologie.
- WANZENBÖCK, J.; SCHRUTKA, S. & NAMISI, P.W. (im Druck c): Temporal and spatial distribution of pelagic larval and juvenile fish in a eutrophic lake (Wallersee, Austria). Journal of Fish Biology.
- WEBER, E. (1984): Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckenbarben im Donaauraum. Öst. Fischerei 37: 63-65.
- WEBER, E. (1989): Entwicklung der Donaufischerei von Wien bis zur Marchmündung vor und nach der Donauregulierung von 1880-1900. Studie Internat. Arbeitsgem. Donauforschung, Wien.
- WELCOMME, R. L. (1979): Fisheries ecology of floodplain rivers. Longman, London.
- WIESBAUER, H.; BAUER, T.; JAGSCH, A.; JUNGWIRTH, M. & UIBLEIN, F. (1991): Fischökologische Studie Mittlere Salzach. Eigenverlag der Tauernkraftwerke AG.
- WIESER, W. (1986): Die Ökophysiologie der Cyprinidenfauna österreichischer Gewässer – Ein Forschungsschwerpunkt des Fonds zur Förderung d. wissenschaftlichen Forschung. Öst. Fischerei (39): 88-93.
- WIESER, W.; SCHIEMER, F.; GOLDSCHMID, A. & KOTRSCHAL, K. (Hrsg.) (1992): Environmental biology of European cyprinids. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- WINKLER, H. & ORELLANA, C. P. (1992): Functional responses of five cyprinid species to planctonic prey. Environ. Biol. Fishes 33: 53-62.
- WISSMATH, P.; WUNNER, U. & LIMBURG, U. (1988): Ist die fischereiliche Bewirtschaftung von Baggerseen notwendig? Öst. Fischerei 41: 111-115.
- WITKOWSKI, A.; KOWALEWSKY, M. & KOKUREWICZ, B. (1984): Lipien. Panstwowe Wydawnictwo Rolnicze i Lesne, Warschau.
- WOHLGEMUTH, E. (1990): Die Situation der Neunaugen und Fische in der Tschechoslowakei. Naturschutzbund Deutschland, Ichthyofaunistik 1990: 21-37.
- WOSCHITZ, G. (1995): Ökologische Analyse der Landesfischereigesetze Österreichs. BMUJF, Wien 39 pp.
- WURZER, E. (1988): Der österreichische Donauausbau im 19. Jahrhundert. Wr. Mitteilungen 74: 91-128.
- WÜSTEMANN, O. & KAMMERAD, B. (1995): Der Hasel (*Leuciscus leuciscus*). Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 614. Westarp Wissenschaften. Magdeburg. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg Berlin Oxford. 195 pp.
- WUTTE, M. (1912): Alte Fischereiordnungen in Kärnten. Österr. Fischerei-Zeitung IX. Jg. 8: 131-134.
- ZAUNER, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. MORAWETZ & WINKLER (Hrsg.). Österreichische Akademie der Wissenschaften. Wien. 78 pp.
- ZAUNER, G. et al. (1993): Fischökologische Studie Untere Thaya. Im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Wien.

- ZAUNER, G. & SCHIEMER, F. (1992): Auswirkungen der Schifffahrt auf die Fischfauna – aufgezeigt am Beispiel der österreichischen Donau. Landschaftswasserbau 14 Schifffahrt und Umwelt, Hrsg. TU Wien und ÖGNU: 135-149.
- ZISLAVSKY, W. (1976): Untersuchungen von Fischen (Rotaugen) österreichischer Gewässer auf Rückstände chlorierter Kohlenwasserstoffe, PCB's und Quecksilber in den Jahren 1973 bis 1975. Land- und forstwirtschaftliche Forschung in Österreich 7: 261-274.
- ZISLAVSKY, W.; JARC, H. & EBNER, F. (1988): Rückstände von chlorierten Kohlenwasserstoffen, Quecksilber und anderen Schwermetallen in Rotaugen österreichischer Gewässer in den Jahren 1973-1985. Pflanzenschutzberichte 49 (2): 49-64.

ANHANG – Phototeil

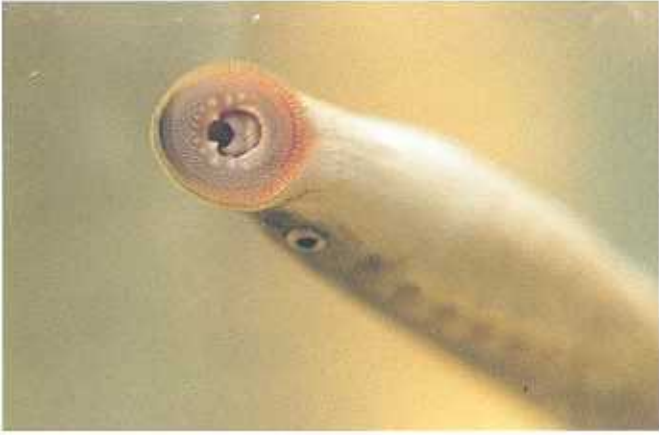


Photo 1: Ukrainisches Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*)



Photo 2: Bachneunauge (*Lampetra planeri*)



Photo 3: Sterlet (*Acipenser ruthenus*)



Photo 4: Aal (*Anguilla anguilla*)



Photo 5a: Bachforelle (*Salmo trutta fario*)



Photo 5b: Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*)



Photo 6: Huchen (*Hucho hucho*)



Photo 7: Seesaibling (*Salvelinus alpinus*)



Photo 8: Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*)



Photo 9: Amerikanischer Seesaibling (*Salvelinus namaycush*)



Photo 10: Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)

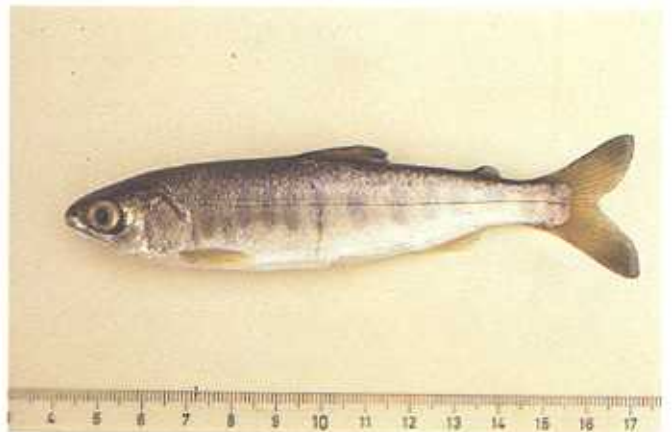


Photo 11: Silberlachs (*Oncorhynchus kisutch*)



Photo 12: Maräne (*Coregonus* sp.)



Photo 13: Äsche (*Thymallus thymallus*)



Photo 14: Hecht (*Esox lucius*)



Photo 15: Europäischer Hundsfisch (*Umbra krameri*)



Photo 16: Karpfen (*Cyprinus carpio*)



Photo 17: Amur (*Ctenopharyngodon idella*)



Photo 18: Brachse (*Abramis brama*)



Photo 19: Zope (*Abramis ballerus*)



Photo 20: Zobel (*Abramis sapa*)



Photo 21: Schneider (*Alburnoides bipunctatus*)



Photo 22: Laube (*Alburnus alburnus*)



Photo 23: Schied (*Aspius aspius*)



Photo 24: Barbe (*Barbus barbus*)



Photo 25: Güster (*Blicca bjoerkna*)



Photo 26: Karausche (*Carassius carassius*)



Photo 27: Giebel (*carassius auratus gibelio*)



Photo 28: Seelaube (*Chalcalburnus chalcoides mento*)



Photo 29: Nase (*Chondrostoma nasus*)



Photo 30: Gründling (*Gobio gobio*)



Photo 31: Weißflossengründling (*Gobio albipinnatus*)



Photo 32: Kesslergründling (*Gobio kessleri*)



Photo 33: Steingreßling (*Gobio uranoscopus*)



Photo 34: Marmorkarpfen (*Hypophthalmichthys nobilis*)



Photo 35a: Tolstolob (*Hypophthalmichthys molitrix*)



Photo 35b: Tolstolob (*Hypophthalmichthys molitrix*)



Photo 36: Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*)



Photo 37: Hasel (*Leuciscus leuciscus*)



Photo 38: Nerfling (*Leuciscus idus*)



Photo 39: Aitel (*Leuciscus cephalus*)



Photo 40: Strömer (*Leuciscus souffia agassizi*)



Photo 41: Sichling (*Pelecus cultratus*)



Photo 42: Elritze (*Phoxinus phoxinus*)



Photo 43: Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*)



Photo 44: Bitterling (*Rhodeus sericeus amarus*)



Photo 45: Rotaugé (*Rutilus rutilus*)



Photo 46: Perlfisch (*Rutilus frisii meidingeri*)



Photo 47: Frauennerling (*Rutilus pigus virgo*)



Photo 48: Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)



Photo 49: Schleie (*Tinca tinca*)



Photo 50: Rußnase (*Vimba vimba*)



Photo 51: Steinbeißer (*Cobitis taenia*)



Photo 52: Goldsteinbeißer (*Cobitis aurata*)



Photo 53: Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)



Photo 54: Bachschmerle (*Noemacheilus barbatulus*)



Photo 55: Wels (*Silurus glanis*)



Photo 56: Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*)



Photo 57: Aalrutte (*Lota lota*)



Photo 58: Dreistacheliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*)



Photo 59: Neunstacheliger Stichling (*Pungitius pungitius*)



Photo 60: Flußbarsch (*Perca fluviatilis*)



Photo 61: Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*)



Photo 62: Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*)



Photo 63: Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*)



Photo 64: Wolgazander (*Stizostedion volgense*)



Photo 65: Zander (*Stizostedion lucioperca*)



Photo 66: Streber (*Zingel streber*)



Photo 67: Zingel (*Zingel zingel*)



Photo 68: Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*)



Photo 69: Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*)



Photo 70: Fünffleckenbarsch (*Hemichromis fasciatus*)



Photo 71: Roter Cichlide (*Hemichromis bimaculatus*)



Photo 72: Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*)



Photo 73: Kessler's Grundel (*Neogobius kessleri*)



Photo 74: Koppe (*Cottus gobio*)

LEBENSÄÄUME



Photo 75:
Lunzer Seebach; Epirhithrale
Gewässer der oberen Forellenregion
stellen den Lebensraum der Bachforelle
dar, die oft als einzige Fischart
anzutreffen ist.



Photo 76:

Alm: In der unteren Forellenregion gesellen sich bereits Koppen, Elritzen, Bachschmerlen und Äschen zu den Salmoniden.



Photo 77:

Reichramingbach – nahe der Mündung in die Enns: Der zwischen Grobschotterablagerungen mäandrierende Fluß ist der Äschenregion zuzuordnen. Neben der Äsche kommen in dieser Region charakteristischerweise Bachforelle, Huchen, Aainrute und eine Reihe von Cypriniden wie z. B. Aitel, Nase, Bärbe, Hasel, Gründling und Elritze vor.



Photo 78:

Donau – unterhalb Wiens: Großflächige Schotter- und Kiesbänke mit angrenzenden Auen stellen den Lebensraum von rund 50 Fischarten dar. Fast das gesamte Artenspektrum Österreichs ist hier vertreten. Es dominieren vor allem rheophile Cypriniden mit der Barbe als Leitfisch. Weitere Charakterarten des Hauptstromes sind Nase, Schied, Frauenerfling, Zobel, Steingressling und Streber.



Photo 79: Donauarm mit ständiger Verbindung zum Hauptstrom: Dieser Gewässertyp weist die stärksten Fluktuationen hinsichtlich des Fischbestandes auf und ist für eine Reihe von Fischarten wie z. B. Nerfing und Zope von essentieller Bedeutung.



Photo 80: Donauarm bei Hochwasser: Im Hochwasserfall wird ein Großteil der Wassermassen durch die Au abgeführt. In dieser Zeit sind strömungsberuhigte Refugialbereiche im Auwald für die Fischfauna überlebensnotwendig.



Photo 81:

Hochwässer hinterlassen deutliche Spuren in der Landschaft, wodurch sich die gestalterische Kraft des Wassers eindrucksvoll manifestiert. Auskolkungen und Neuanlandungen sowie Totholzeinschwemmungen stellen aus fischökologischer Sicht besonders wertvolle Strukturelemente dar.



Photo 82:

Abgedämmter Donaualtarm mit Hochwasserverbindung zum Hauptstrom: Diese Gewässer zeichnen sich durch reichlichen Pflanzenbewuchs und allerhöchste Fischdichten aus. Besonders die, bei Angern beliebten Fischarten Hecht, Zander und Karpfen finden hier optimale Lebensbedingungen vor.



Photo 83:

Altarmrelikte – Aurandgewässer einer Tümpel-Weiher-Kette: Stark verlandete, gut strukturierte Reste einstiger Flußarme zählen zu den am stärksten bedrohten aquatischen Lebensräumen. Neben einer Unzahl von extrem seltenen Sumpf- und Wasserpflanzenarten leben hier auch die seltenen Biber und Sumpfschildkröten. Die Fischfauna wird von Hundsfischen und Schlammpeitzgern dominiert, daneben kommen hauptsächlich Karausche, Giebel, Schleie, Moderlieschen und Rottfeder vor.



Photo 84:
March – Thayamündung: Das gemächlich fließende Wasser im Sandbett der March kennzeichnet dieses Tieflandfließsystem als typischen Vertreter der Brachsenregion. Das warme Wasser und der große Fischreichtum besonders hochrückiger Arten begünstigt das Aufkommen von Welsen, die hier zu kapitaler Größe heranwachsen können.



Photo 85:
Thaya – Überschwemmungswiese: Großflächige, mehrere Wochen überflutete Überschwemmungswiesen, sind charakteristisch für das Ramsar-Schutzgebiet March-Thaya-Auen. Dieser Extremlbensraum kann von den Fischen als Reproduktions- und Nahrungszone genutzt werden.



Photo 86:
Augstsee: Die hochalpinen Seen beherbergen nur wenige Fischarten. Charakteristisch sind die kleinwüchsigen Seesaiblinge, welche auch als Schwarzreuter bekannt sind.



Photo 87: Lunzer Obersee:
In derartige Alpenseen wurden vielfach Seesaiblinge künstlich eingebracht.



Photo 88: Grundsee: Die oligotrophen Alpenseen zeichnen sich vor allem durch Seesaibling, Seeforelle und Coregonen aus. In solche Seen eingeschleppte Hechte können die autochthonen Bestände innerhalb kurzer Zeit schwer beeinträchtigen.



Photo 89:
Weißensee: Der Weißensee war früher wegen seiner Seeforellen, dem "Weißensee-Lachs", berühmt. Heute ist er ein intensiv genutztes Angelgewässer, in das eine Reihe von Fischarten (Amur, Maränen, Zander, Giebel, etc.) besetzt wurde, was zu einer deutlichen Veränderung der ursprünglichen Fischfauna geführt hat. Der See ist heute eher dem Hecht/Schleien-Typus zuzuordnen.



Photo 90: Wallersee: Aus fischereilicher Sicht stellt der Wallersee einen eutrophen Zandersee dar. Zu den typischen Begleitfischen zählen Flußbarsch, Hecht, Laube, Rotauge und Brachse.



Photo 91:
Neusiedler See: Dieser Steppensee weist gegenüber dem Urzustand völlig veränderte Fischbestände auf und wird heute von nicht standortgerechten Arten (Aal, Sonnenbarsch, Giebel) dominiert. Eine Reihe der ursprünglichen, autochthonen Arten (Hundsfisch, Wels, Moderlieschen, Schlammpeitzger, Bitterling, etc.) sind bereits verschwunden.