

Einleitung und Zielsetzung

Die menschliche Kultur greift ein in das natürliche Sein und Geschehen und muss sich mit ihm auseinandersetzen. Denn die „Herrschaft“ des Menschen über die Natur hat Naturgesetze, naturgesetzliche Grenzen. Bei jedem kulturellen Eingriff des Menschen in die Natur erhebt sich stets die Frage, inwieweit er den Ablauf des natürlichen Geschehens und damit den gesamten Haushalt der Natur eines Raumes beeinflusst, sich damit aber auch wieder auf die Kultur eines ganzen Landes auswirkt.

Solche Zusammenhänge zu überschauen und zu verstehen und entsprechend zu raten und zu handeln, d.h. widernatürliche Maßnahmen auf ein Mindestmaß zu beschränken, ist die Hauptaufgabe der Wissenschaft vom Haushalt der Natur – von der allgemeinen Ökologie – in all ihren angewandten Teildisziplinen. Ihre Bedeutung wächst mit der Zunahme der Erschließung eines Gebietes. Denn mit ihr steigt die Gefahr einseitiger Maßnahmen, die das Gleichgewicht des Ganzen stören können.

Eins wird aus dem Gesagten auch ohne weiteres klar sein: das ist die Größe der Verantwortung, dem Ganzen gegenüber, die jede kulturell schöpferische Persönlichkeit zu tragen hat! (*Thienemann, 1956*)

„Lebensraum Huchen“ (Projektnr. LIFE99NAT/A/006054) ist ein EU LIFE-Natur Projekt (Dauer: 1999-2004). Mit Hilfe dieses EU Life-Projektes soll eine prioritäre Aufgabenstellung des Artenschutzes in Österreich und der EU gelöst werden - nämlich die Populationsvernetzung und Lebensraumverbesserung für das europäisch bedeutsame Huchenvorkommen im NATURA 2000 Gebiet "NÖ Alpenvorlandflüsse (AT1219000)" gemäß Flora-Fauna-Habitat (FFH) Richtlinie 92/43/EWG.

Im Rahmen des Projektes wurde an den niederösterreichischen Flüssen Pielach, Melk und Mank ein umfangreiches Revitalisierungsprogramm durchgeführt, welches das Passierbarmachen von Wanderungshindernissen, Restrukturierungen vormals monoton regulierter Gewässerabschnitte sowie Grundstücksankäufe zum langfristigen Erhalt der letzten dynamischen Flussstrecken in diesem Gebiet, umfasst.

Das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der Universität für Bodenkultur Wien ist im Rahmen des EU-LIFE Projektes „Lebensraum Huchen“ mit den fischökologischen Begleituntersuchungen beauftragt, die neben der Erhebung des Ist-Zustands die Erstellung des flusstypspezifischen Leitbildzustandes, die Evaluierung der Einzelmaßnahmen, eine abschließende Gesamtbewertung sowie die Erstellung eines fischereilichen Managementplanes umfassen.

Ziel des vorliegenden fischereilichen Managementplanes ist es, die im Rahmen des EU-LIFE Projektes „Lebensraum Huchen“ bisher erreichten Ziele im Sinne des übergeordneten Artenschutzes (AGENDA 21, FFH Richtlinie der EU) nachhaltig zu sichern und zu fördern. Dabei sind alle auf den jeweiligen Flussabschnitt wirkenden Interessensgruppen und Einflussfaktoren zu identifizieren und im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung aufeinander abzustimmen. Beispiele dafür sind unter anderem die Beeinflussung der Gewässer durch Wasserwirtschaft und Wasserbau, Fischereivereine, aber auch der immer stärker werdende Druck der Freizeitnutzung auf die verbliebenen Naturstrecken.

Ein nachhaltiges fischereiliches Management, das noch dazu der Erhaltung bzw. Förderung einer vom Aussterben bedrohten Tierart Rechnung tragen soll, kann nur in Abstimmung aller Beteiligten (Verwaltungseinheiten und Interessensgruppen) geschehen. Zusätzlich zu Fischereivereinen haben auch andere Nutzer und Interessensgruppen, wie etwa Mühlen- und Kraftwerksbetreiber, Naturschutz und Erholung (Paddler und Badende) Einfluss auf den Fließgewässerlebensraum, weshalb auch deren Ansprüche so weit wie möglich integriert werden sollten. Dabei sind die aktuellen Nutzungen der Gewässer, im konkreten Fall zum Beispiel auch die gegenwärtige Bewirtschaftungspraxis der Fischereivereine, aber auch andere Nutzungen mit den Vorgaben der nationalen wie internationalen Gesetzgebung zu akkordieren, um eine nachhaltige Entwicklung der Fischbestände zu gewährleisten.

Als Basis zur Entwicklung eines modernen, nachhaltigen Managementkonzeptes werden in weiterer Folge in Teil 1 grundlegende Konzepte und Faktoren hinsichtlich ihrer Bedeutung diskutiert. Anschließend werden in Teil 2 auf Basis der gewässer- bzw. revierspezifischen ökologischen Rahmenbedingungen unter Berücksichtigung verschiedener Nutzungsinteressen Managementmaßnahmen hinsichtlich Schutz und Entwicklung der autochthonen Fischbestände (v. a. hinsichtlich des Huchens) im Projektgebiet entwickelt.

Um eine nachhaltige Abstimmung der Interessen zu erreichen, wurde als Vorgangsweise ein partizipatives Beteiligungsverfahren gewählt, in dessen Rahmen auch in Zukunft von Fischereirechtsbesitzern, Fischereivereinen, Vertretern von Verwaltungsbehörden (Niederösterreichische Landesregierung, Landesfischereiverband) und Wissenschaftlern des Institutes für Hydrobiologie & Gewässermanagements eine gemeinsame Vorgangsweise getragen bzw. weiterentwickelt werden soll.

1 Grundlagen eines modernen fischereilichen Managements

1.1 Rechtliche Rahmenbedingungen, Begriffe und Definitionen

Mit dem im Jahr 1985 in das **österreichische Wasserrechtsgesetz** eingeführten Begriff „*ökologische Funktionsfähigkeit*“ wurde ein neuer Prozess im Umgang mit Fließgewässern in Gang gesetzt, der auf eine ökologisch orientierte, ganzheitliche Betrachtungsweise von Fließgewässern ausgerichtet ist (Jungwirth et al., 2003). Auf übernationaler Ebene zielt die **EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)** auf eine ganze Flusseinzugsgebiete umfassende Betrachtungsweise sowie auf einen guten Zustand der Gewässer. Obwohl in der WRRL der Terminus „ökologische Funktionsfähigkeit“ nicht dezidiert Anwendung findet, sondern sich die EU zwecks breit anwendbarer Interpretation und einfacher Verständlichkeit der Begriffe „Wasserqualität“ und „(ökologischer) Zustand“ der Gewässer bedient, besteht das wesentliche Ziel in einer flächendeckenden/umfassenden Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit. Neben Benthosorganismen kommt bei der Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern v. a. den Fischen eine hervorragende Bedeutung zu (Schmutz et al., 2000). Zur Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer wird der natürliche Zustand („sehr guter Zustand“) als Referenz herangezogen, der in der WRRL in Bezug auf die Fischfauna wie folgt definiert ist (Schmutz, 2001):

- Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.
- Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden.
- Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogen bedingter Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner Art hin.

Der Referenzzustand bezieht sich somit auf eine natürliche Situation unter Ausschluss aller störenden Einflüsse. Dazu zählen v. a. Zerstörungen und Fragmentierungen des Lebensraumes. Diese Vorgaben haben umfassende Folgen für das Gewässermanagement, da zukünftig grundsätzlich nur geringfügige Abweichungen davon toleriert werden.

Seit 1992 fördert die EU mit dem **LIFE-Programm** (Liaison entre Instrument Financée pour Environnement) Maßnahmen im Umweltbereich. Das Umweltfinanzierungsinstrument LIFE-Natur soll zum "Schutz der Lebensräume und der Natur" innerhalb der EU beitragen. Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung von natürlichen Lebensräumen für Tiere und Pflanzen können aus dem "LIFE- Natur Programm" der EU gefördert werden. Das Programm hat die Aufgabe, die „**Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie**“ bzw. die „**Vogelschutz-Richtlinie**“ der EU in die Praxis umzusetzen. Damit soll die Errichtung des Europäischen Schutzgebietsnetzes "**Natura 2000**" unterstützt werden.

International wurden auf globalem Niveau Ziele wie **Nachhaltigkeit, ökosystembasierende Vorgangsweisen** und das so genannte **Vorsorgeprinzip** im Juni 1992 auf der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro beschlossen und in der sog. „Agenda 21“ festgeschrieben (<http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21toc.htm>; Stand 18.05.2004). Die sog. "**Agenda 21**" bezeichnet das Schlussdokument, das von 179 Staaten (auch Österreich) unterzeichnet wurde, und als ein Handlungsprogramm für das 21. Jahrhundert das Ziel verfolgt, die Lebensgrundlagen und Entwicklungschancen für jetzige und künftige Generationen durch eine nachhaltige Entwicklung (engl.: sustainable development) zu sichern bzw. wieder herzustellen.

Auch ein fischereiliches Management kann daher nicht für sich bzw. losgelöst betrachtet werden. Vielmehr sollte es künftig vor allem auch mit dem Management von Flussgebieten, wie es international („Agenda 21“ <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter18.htm>; Stand 18.05.2004), EU-weit

(WRRL <http://www.umweltdaten.de/down-d/wrri-d.pdf>; Stand 18.05.2004) und national (im Wasserrechtsgesetz) vorgesehen ist, abgestimmt werden.

Die ökologische Funktionsfähigkeit als öffentliches Interesse rückt daher auch bei der fischereilichen Bewirtschaftung künftig zunehmend in den Vordergrund. Fischereigesetze als Grundlage einer ökologisch orientierten Bewirtschaftung der Fischgewässer gewinnen damit an Bedeutung. Dies zeigt sich auch an einer Vielzahl von Bestimmungen in jüngst beschlossenen Gesetzen, die neben klassischer fischereilicher Nutzung ökologische Interessen verstärkt betonen (Woschitz, 1995).

Modernes Flussgebietsmanagement umfasst alle Aufgabenbereiche, die sich im Rahmen der Nutzung und Sicherung von Gewässern ergeben. Dabei steht der Schutz und die Wiederherstellung der Gewässer als intakte Ökosysteme (Jungwirth et al., 2002), die Regelung und Koordination aller Nutzungen unter dem Prinzip der Nachhaltigkeit sowie den Schutz vor Überschwemmungen und Dürren im Zentrum der Aktivitäten (Muhar et al., 2003).

Das Management von Fischbeständen und der Fischerei ist daher als Teil eines übergeordneten Managements von Flussgebieten aufzufassen, und im wesentlichen von drei Begriffen geprägt (Knudsen et al., 2000; Charles, 2001):

- **Nachhaltigkeit (engl. sustainable development)**
- **Ökosystemarer Ansatz (engl. ecosystem approach)**
- **Vorsorgeprinzip (engl. precautionary approach)**

1.1.1 Begriffsdefinitionen

Nachhaltigkeit

Das Konzept der Nachhaltigkeit strebt zukunftsfähige, dauerhaft tragfähige Entwicklungsprozesse an, die **ökologisches Gleichgewicht, ökonomische Sicherheit und soziale Gerechtigkeit** ("Magisches Dreieck der Nachhaltigkeit") integrieren und auf lange Sicht sowie weltweit stabil sind; sie sollen *den Bedürfnissen der heutigen Generation entsprechen, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen* (Hauff, 1987).

Moderne fischereiliche Managementkonzepte (Knudsen et al., 2000; Charles, 2001) basieren auf dem Prinzip der Nachhaltigkeit (Charles, 1994). Das bedeutet, dass:

- das Management menschlicher Aktivität und dessen Auswirkungen über längere Zeiträume so gesteuert wird, dass die Umwelt nicht irreversibel geschädigt wird und ökologische Strukturen und Funktionen nicht beeinträchtigt werden (Holland, 1996),
- aquatische Ökosysteme mit ihren grundlegenden Funktionen (Selbstregeneration, Resistenz und Resilienz), Leistungen für den Menschen (Erholung und Schutzgebiete; Holmlund & Hammer, 1999) sowie ihren Fischbeständen, über einen langen Zeitraum erhalten werden können (Costanza & Patten, 1995; nach Arlinghaus et al. 2002).

Der ökosystemare Ansatz

Weil es nicht möglich ist, die Fischerei unabhängig von den natürlichen Gegebenheiten zu betrachten (Charles, 1998), stehen, um Nachhaltigkeit zu erreichen, ökosystemare Ansätze (Christensen et al., 1996) im Zentrum moderner fischereilicher Managementsysteme (Schramm & Hubert, 1999; Fluharty, 2000; Knudsen et al., 2000; Charles, 2001; FAO, 2003). Dabei wird der Mensch mit seinen Wertvorstellungen als Teil dieses Ökosystems betrachtet (Christensen et al., 1996).

In erster Linie ist es dabei notwendig, Nutzungen bzw. menschliches Verhalten so zu regeln, dass die grundlegenden Eigenschaften natürlicher Ökosysteme nicht beeinträchtigt werden (Holland, 1996; Yaffee, 1999). Diese umfassen nach Holland (1996):

1. Wasser-, Luft und Bodenqualität,
2. Vielfalt und ausreichendes Ausmaß an Lebensraum,

3. überlebensfähige Populationen der autochthonen, gewässerspezifischen Fischfauna (Genpool),
4. Konnektivität/Vernetzung,
5. strukturelle und funktionelle Eigenschaften die Resistenz, Resilienz und Regenerationsvermögen bestimmen,
6. Fähigkeit zur Selbsterhaltung, unter einem Minimum an ökologischem Managementaufwand.

Auch die „Agenda 21“ geht von einem sehr umfassenden, ökosystem-basierenden Artenschutzkonzept aus (<http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter15.htm>; Stand 18.05.2004). Dabei wird im „Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Rio de Janeiro, 1992, Artikel 8h, <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp?lg=0>; dt. Übersetzung http://www.admin.ch/ch/d/sr/0_451_43/; Stand 18.05.2004.) im speziellen auch auf die Verhinderung der Einbringung nicht heimischer Arten Bezug genommen, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden können.

In Österreich wurde die ökologisch orientierte, ganzheitliche Betrachtungsweise von Fließgewässern bereits im Jahr 1985 im Wasserrechtsgesetz mittels des Begriffes der „ökologische Funktionsfähigkeit“ verankert. Definitionsgemäß wird die ÖF als *Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedelung entsprechend der natürlichen Ausprägung des Gewässertyps gesehen* (ÖNORM 6232). Unter natürlicher Ausprägung versteht man dabei einen abiotisch und biotisch vom Menschen unbeeinflussten Gewässerzustand (Schmutz et al., 2000).

Vorsorgeprinzip

Auch dem sog. Vorsorgeprinzip wird im internationalen Umweltschutz generell („Agenda 21“: <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>; Stand 18.05.04), aber auch im Management von Fischbeständen (FAO, 1996a, b; Buhl-Mortensen, 1999; Charles, 2001; Arlinghaus et al., 2002) immer stärker entprochen.

Das Vorsorgeprinzip ist die Voraussetzung für eine nachhaltige umweltverträgliche Entwicklung in der modernen Gesellschaft. Zukünftige Generationen dürfen prinzipiell in der Befriedigung ihrer Bedürfnisse nicht beschränkt werden. Diese Forderung stellt einen Generationenvertrag dar. Schäden und Ressourcenverluste sind nur dann tolerabel, wenn entsprechende Reparaturmöglichkeiten und Alternativen bestehen oder absehbar sind. Das Vorsorgeprinzip besagt, dass auch potentielle künftige Gefahren für Mensch und Umwelt zu vermeiden sind, wenn die Möglichkeiten dazu bestehen; dies auch dann, wenn eine solche Gefährdung aus heutiger Sicht noch nicht erkennbar ist. In der Praxis bedeutet dies, dass der anthropogen bedingte Einfluss auf ein nicht vermeidbares Minimum zu beschränken ist (aus: *Umweltwissenschaftliche Grundlagen und Zielsetzungen im Rahmen des Nationalen Umweltplans für die Bereiche Klima, Luft, Geruch und Lärm*. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie; GZ. 01 2939/1-I/7/93).

Das Vorsorgeprinzip ist dabei *in konkreten Fällen anwendbar, in denen wissenschaftliche Beweise nicht ausreichen, keine eindeutigen Schlüsse zulassen oder unklar sind, in denen jedoch aufgrund einer vorläufigen und objektiven wissenschaftlichen Risikobewertung begründeter Anlass zu der Besorgnis besteht, dass die möglicherweise gefährlichen Folgen für die Umwelt und die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen mit dem hohen Schutzniveau der Gemeinschaft unvereinbar sein können* (Franzone, 2000).

Artenschutz

Im Gegensatz zur Variante des passiven Naturschutzes, wo die abschirmende und konservierende Strategie im Vordergrund steht, basiert der integrierende Naturschutz auf drei Komponenten (Urbanska, 1992):

1. Bestimmung der betroffenen biologischen Einheit und der biologischen Organisationsstufe,
2. Abklärung von Bedrohungsart und -stärke,
3. Beurteilung (Evaluierung) der Schutzmaßnahmen (sowohl aktive als auch passive), die in diesem Fall notwendig sind.

Für die Abklärung der Bedrohungsart und -stärke sowie für die Evaluierung für Erhaltungsmaßnahmen kommt im Artenschutz häufig die Methode der „Gefährdungsgradanalyse“ (engl. „population viability analysis“, PVA) zum Einsatz.

Unter Viabilität (Überlebensfähigkeit) einer Population verstehen Marcot und Murphy (1996) die Wahrscheinlichkeit des Fortbestehens von räumlich verteilten Populationen über einen bestimmten Zeitraum hinweg. Cornelius (1991) bezeichnet eine Population dann als überlebensfähig, wenn die Mehrzahl der Individuen ihren Lebenszyklus durchläuft und dabei ihre genetische Variabilität erhält, die es ermöglicht, Umweltveränderungen durch natürliche Selektion zu folgen (Oitzinger, 2000).

Allgemein sehen Gilpin & Soule (1986) in der PVA eine strukturierte, systematische und umfassende Untersuchung und Analyse der Wechselwirkung von Faktoren, die Populationen in Gefahr bringen auszusterben oder in ihrer Anzahl abzunehmen. Diese Verfahren stellt nach Possingham et al. (1993) eine Erweiterung im Management gefährdeter Arten dar, in dem die PVA als Unterstützung in Form einer Risikoanalyse im Entscheidungsprozess bei der Auswahl von Handlungsalternativen angewendet wird.

Die PVA beruht auf dem von Shaffer (1981) aufgestellten Konzept der Mindestgrößen von Populationen (engl. „minimum viable populations“). Die minimale Populationsgröße (MVP) ist jene Größe, die nicht unterschritten werden darf, soll die Population innerhalb eines festgelegten Zeitraumes mit einer definierten Wahrscheinlichkeit überlebensfähig bleiben (Shaffer, 1981). Weiters ist zu berücksichtigen, ob die MVP als Anzahl der Individuen einer Art als Ganzes oder als Anzahl der miteinander räumlich verbundenen Populationen (Metapopulationen) aufgefasst wird (Frankel et al., 1995). Die Schritte zur Bestimmung der MVP sind in Mühlenberg et al. (1991) und Mühlenberg & Slowik (1997) in einem 6-Stufen Prozess beschrieben.

Eine Gefährdungsgradanalyse in dieser Form stellt die sicherste, wissenschaftlich begründete Basis dar, um den Fortbestand einer Population zu prognostizieren (Mühlenberg & Slowik, 1997).

Generell erfordert der nachhaltige Schutz von Tierarten die vom Aussterben bedroht sind, das Wissen um jene Faktoren, die zum Aussterben führen können. Nach Shaffer (1981) sind dies einerseits sog. systematische Einflüsse, wie (1) Fischerei, (2) Habitatzerstörung, (3) Umweltverschmutzung und (4) langfristige Klimaveränderungen, andererseits zufällige Ereignisse wie (1) demographische Zufallsprozesse, (2) zufällige Schwankungen der Umwelt, (3) Naturkatastrophen und (4) genetische Zufallsprozesse.

Ad genetische Zufallsprozesse: Um die genetische Variabilität aufrechtzuerhalten, ist nicht die Gesamtzahl der Individuen einer Population maßgebend, sondern der Anteil jener Individuen in einer Population, die sich tatsächlich fortpflanzen. Diese effektive Populationsgröße liegt meist erheblich unter der tatsächlichen Populationsgröße, insbesondere dann, wenn Faktoren wie Populationschwankungen, zahlreiche sich nicht fortpflanzende Individuen und ein ungleiches Geschlechterverhältnis in Kombination auftreten (Hovestadt, 1990). Für eine minimale Populationsgröße, die nur genetische Zufallsprozesse berücksichtigt, sollte daher die effektive Populationsgröße allgemein nicht dauerhaft unter einen Wert von 500 und kurzfristig nicht unter einen Wert von 50 absinken (Hovestadt, 1990). Da diese 50/500 Regel auf Untersuchungen der Mutationsraten von Fruchtfliegen und auf den Forschungsergebnissen an Haustieren beruht, kann sie nicht unreflektiert auf Wildtiere übertragbar werden (Primack, 1995). Sie wird aber in der Naturschutzpraxis als grobe Faustzahl verwendet. Bei Fischen liegen vergleichsweise wenige empirische Untersuchungen hinsichtlich Mindestpopulationsgrößen vor (Nielsen, 1995). Tendenziell geht man hier jedoch aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Dynamik des Gewässerlebensraumes von höheren Werten aus (ca. 1000 Individuen; mündl. Mitt. Allendorf, nach Schmutz et al., 2000)

Die Analyse der Populationsentwicklung unter der Berücksichtigung verschiedenster Faktoren (PVA) und die Bestimmung der Mindestgröße von Populationen erfordern prognostische Simulationsmodelle und umfangreiche demographische Daten aus Langzeitbeobachtungen. Sind die entsprechenden Daten vorhanden und kommen Simulationsmodelle zur Abschätzung der Überlebensfähigkeit einer bestimmten Art zum Einsatz, spricht man von einer **quantitativen PVA** (Marcot & Murphy, 1996; nach Oitzinger, 2000).

In der Praxis fehlen jedoch für viele gefährdete Arten verlässliche Langzeitdaten über die Populationsentwicklung, weshalb in diesen Fällen nur qualitative Annahmen in Bezug auf mögliche Aussterbewahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit von der Wirkung verschiedener Faktoren möglich („**qualitative PVA**“). Dies qualitativen PVA's stützen sich auf Expertenwissen und empirische Daten über den momentanen Zustand der Population (Oitzinger, 2000).

Die Gefährdungsgradanalyse (PVA) für eine bestimmte Tierart liefert die notwendigen Angaben zur Habitatqualität, Flächengröße, und Lage der Flächen für die Zukunftssicherung einer Population unter natürlichen Bedingungen.

Sowohl beim konstruktiven Artenschutz als auch bei Eingriffsregelungen sollte eine **Zielart** ausgewählt werden, damit die Flächensicherung quantitativ begründet und auch der Erfolg der Maßnahmen bewertet werden kann (Hovestadt et al., 1994). Insgesamt sollen die Maßnahmen jedoch der gesamten Artenassoziation zugute kommen. Was generell bei der Auswahl der Zielarten zu berücksichtigen ist, wird von Mühlenberg et al. (1991) beschrieben.

Da quantitative PVA's viel Zeit beanspruchen ist zu prüfen, ob nicht mit Hilfe einer qualitativen Form der Bewertung der zukünftigen Überlebenschancen einer Population rascher ein Sofortprogramm für die Erhaltung der gefährdeten Art entwickelt werden kann. So schlagen Mühlenberg et al. (1991) eine Schnellprognose (SCHNEP) als Vorstufe einer quantitativen PVA vor. Das Ziel einer Schnellprognose ist die Bewertung der zukünftigen Überlebenschancen einer gefährdeten Art, ohne jedoch mehrjährige Populationsstudien durchführen zu müssen.

Eine SCHNEP sollte nicht länger als ein halbes Jahr in Anspruch nehmen und setzt sich aus folgenden 3 Schritten zusammen (Mühlenberg et al., 1991):

- Sammeln von Informationen über Biologie und Ökologie der Art (Literaturstudie),
- Erhebung wichtiger Parameter über die bedrohte Population (Verteilung, Populationsgröße und Dichte),
- Durchführung der Prognose.

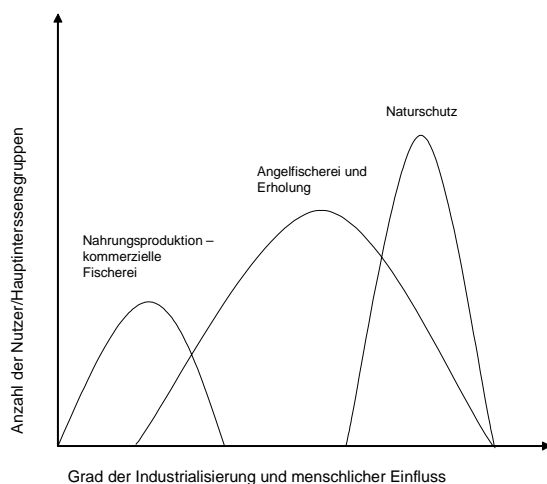
Als Grundlage für die Definition von Forschungsfragen sowie als Basis eines nachhaltigen Managements und Erhaltes bedrohter Tierarten, wird jedoch generell mittel- bis langfristig die Erarbeitung quantitativer PVA's vorgeschlagen.

1.2 Naturraum und Gesellschaft

1.2.1 Allgemeines

In den meisten Teilen der Welt entwickelten sich die frühesten menschliche Kulturen entlang von Fließgewässern (Welcomme, 1985). Um die neuen Siedlungsgebiete und Produktionsflächen zu schützen, wurden seitdem Flusslandschaften vor allem durch Regulierungen drastisch verändert (Arthington & Welcomme, 1995). Der Bau von Kraftwerken sowie andere Eingriffe führten in weiterer Folge zur Fragmentierung der Flüsse und weitreichenden Verlusten des Gewässerkontinuums (Jungwirth, 1998). Weil Flusssysteme als „Senken“ die Landschaft drainagieren, sind diese auch stark von terrestrischen Prozessen beeinflusst (Baron et al., 2002). Weltweit gilt in den Industrienationen ein Großteil der Fließgewässersysteme als weitgehend beeinträchtigt (Dynesius & Nilsson, 1994). Vor allem die reich differenzierte Flussfischfauna unterliegt international durch diese Veränderungen schwerwiegenden Beeinträchtigungen. So sind das Aussterben von Fischarten, die Zunahme gefährdeter Arten, sowie drastische Bestandeseinbrüche bei ehemals häufigen Massenfischarten im Zusammenhang mit menschlichen Einflüssen ein europä- bzw. weltweites Phänomen (Holden, 1979; Welcomme, 1985; Lelek, 1987).

Die Fischerei war seit jeher eine wichtige Quelle des Einkommens und der Ernährung für den Menschen (Cowx, 2002). Generell kann die Entwicklung der Inlandfischerei in den Industrienationen als stufenförmiger Prozess in Abhängigkeit vom Industrialisierungsgrad einer Gesellschaft verstanden werden (siehe Abb. 1; nach Arlinghaus et al., 2002). Dabei liegt das Hauptaugenmerk zuerst auf der wirtschaftlichen Nutzung der Fischbestände selbst; mit



zunehmender Industrialisierung und dem Zunehmen von Interessengruppen verschiebt sich die Nutzung jedoch hin zu Erholungswert und Naturerhaltung. Das Fischereimanagement in den entwickelten Nationen zielt daher mehr auf Erholungswert und Erhalt von Tierarten bzw. die Wiederherstellung der Lebensräume, während in „Entwicklungsländern“ primär Nahrungserzeugung im Vordergrund steht.

Abbildung 1: Generalisierte Entwicklung der Inlandfischerei; die Entwicklung findet in Abhängigkeit der Industrialisierung statt, während die Anzahl der Nutzer zunimmt und sich die Art der Nutzung ändert (nach Arlinghaus et al., 2002).

1.2.2 Naturraum Österreich

In Österreich ist laut WRRL die Typisierung der Fließgewässer auf das Konzept der Ökoregionen nach Illies (1967) aufgebaut. Ökoregionen sind laut Omernik (1995) naturräumlich homogene Einheiten, die sich durch ein ähnliches Mosaik der Ökosysteme, der Umweltressourcen, aber auch der menschlichen Nutzung auszeichnen. Wesentlich dabei ist, dass es sich um eine übergeordnete räumliche Gliederung der Lebensräume handelt, bei der, im Gegensatz zu biogeographischen Gliederungen, naturräumliche Gegebenheiten im Vordergrund stehen (Schmutz et al., 2000).

Die Ökoregion der Alpen ist in Österreich die deutlich dominierende Region. Der Großteil der Oberläufe österreichischer Fließgewässer fällt in diesen Bereich (Schmutz et al., 2000). Größere Anteile besitzt Österreich noch an den Ökoregionen Ungarische Tiefebene und Zentrales Mittelgebirge. Ein Großteil der österreichischen Gewässer entspricht der Bachforellen- bzw. Äschenregion, mit Übergängen zur Barbenregion.

Rund 9000 natürliche und künstliche stehende Gewässer und mehr als 100 000 km Fließstrecken bilden in Österreich den Lebensraum einer – für europäische Verhältnisse – artenreichen Fischfauna, die aktuell noch rund 64 heimische Fisch- und Neunaugenarten umfasst (Spindler, 1997).

Obwohl in Österreich noch ein sehr großer Teil des ursprünglichen Artenspektrums existiert, ist es um die Bestandesentwicklung der Arten z.T. dramatisch bestellt. 37 Arten (64%) werden bereits in der roten Liste gefährdeter Fischarten geführt, bei weiteren 7 Arten ist der Gefährdungsstatus unklar. Die Gefährdungsursachen der heimischen Fischfauna sind zum überwiegenden Teil auf anthropogene Veränderungen der Gewässer zurückzuführen. Lediglich bei den Störartigen führte die intensive kommerzielle Fischerei mit ihrem Höhepunkt im Mittelalter bereits im 17. und 18. Jahrhundert zum Zusammenbruch der Störfischerei in der österreichischen Donau (Balon, 1968; Zauner, 1997).

Neben der v.a. in der Vergangenheit bedeutsamen Abwasserbelastung sind Regulierungsmaßnahmen der Wildbach- und Lawinverbauungen und des Flussbaus, Wasserkraftnutzungen mit Stauhaltungen, Schwellbetrieb und Ausleitungen, sowie unterschiedliche Freizeitnutzungen der Gewässer die Hauptursachen der heutigen Gefährdungssituation (Spindler, 1997). Der energiewirtschaftliche Nutzungsgrad der österreichischen Fließgewässer beträgt immerhin rund 70% des ausbauwürdigen Wasserkraftpotentials. Insgesamt sind in Österreich derzeit lediglich noch 6% der größeren Fließgewässer bezüglich Morphologie, Dynamik, Abflussregime (Stau, Restwasser, Schwall) sowie Umlandausprägung unbeeinflusst (Muhar, 1998).

Seit den 80-ern werden in Österreich umfangreiche Projekte zur Restrukturierung von Fließgewässern in Angriff genommen (Jungwirth, 1984). Vor diesem Zeitpunkt wurde vor allem auf Besatzmaßnahmen zurückgegriffen, um die schwerwiegenden Störungen der Fischbestände zu kompensieren bzw. die Erträge zu steigern. Bis heute gilt Besatz als gängiges Hilfsmittel, um trotz Schäden an den Fließgewässerökosystemen höhere Erträge zu erwirtschaften.

1.2.3 Öko-soziale und ökonomische Bedeutung des Angelns in Österreich

In Mitteleuropa wie auch in Österreich steht derzeit die Sport- bzw. Erholungsfischerei sowie der Arten- und Lebensraumschutz im Zentrum der Managementbestrebungen (Arlinghaus et al., 2002). Im Unterschied zu Nordamerika stehen jedoch in Europa wissenschaftliche Untersuchungen der Erholungsfischerei erst am Anfang (Aas & Ditton, 1998), obwohl ein umfangreiches Verständnis gewässerbezogener Aktivitäten notwendig ist, um nachhaltige Managementsysteme zu etablieren, die den vielfältigen Nutzungen von Fließgewässern in industrialisierten Regionen gerecht werden (Arlinghaus et al., 2002). "Angler" sind dabei nicht als einheitliche Gruppe, sondern eine aus verschiedenen Wünschen, Einstellungen und Bedürfnissen bestehende soziale Gruppe, deren Ansprüchen im Sinne eines nachhaltigen fischereilichen Managements besondere Bedeutung zukommt (Arlinghaus et al., 2002).

Fischer stellen auch vor Ort eine wichtige soziale Gruppe dar, die Verantwortung für ein Stück Natur übernimmt, Meldungen von Schäden durchführt, und zumeist auch Anlaufstelle für die gewässerinteressierte ortsansässige Jugend ist (Arlinghaus, 2004). Fischer investieren viel Geld und Zeit in das Management ihrer Gewässer und achten auf geregelten Zutritt sowie den Schutz der Fischbestände vor Schäden durch andere Nutzer.

Fischer sind auch oft treibende Kräfte bei der Wiederherstellung von Lebensräumen und Erhaltung produktiver, autochthoner Fischpopulationen (Mitterlehner et al., 2002). Letztlich sind sie auch meist mit dem praktischen Mana-

gement vor Ort betraut. Die Pflichten hinsichtlich des Managements der Fischerei sind in den einschlägigen Landesfischereigesetzen der Bundesländer festgehalten.

Trotz möglicher negativer Auswirkungen der Fischerei auf Fließgewässer und/oder Fischbestände (siehe Ausführungen unten), ist weiters positiv hervorzuheben, dass durch das Angeln ein Teil der Bevölkerung in Kontakt mit der Natur bleibt. Diese Gruppe von Menschen ist daher meist sensibler für Umweltbelange als die große Anzahl von Städtern ohne Naturbezug (Lyons et al., 2002).

Die Anzahl der Fischer in Österreich hat sich seit 1979 von 220 000 (oder rund 3% der damaligen Gesamtbevölkerung; (Dill, 1990) auf rund 410 000 aktive Fischer im Jahr 2002 (6,1 % der Gesamtbevölkerung von 6,7 Mio. Personen; (Kohl, 2002b) nahezu verdoppelt. Davon sind 310 000 Männer und 100 000 Frauen. Insgesamt geben die österreichischen Fischer derzeit rund 2 500 000 000 Schilling pro Jahr für ihr Hobby aus (Kohl, 2002b).

1.2.4 Mögliche negative Auswirkungen der Angelfischerei, speziell durch Fischbesatz

Obwohl die größten Schäden an den Fischbeständen auf die Zerstörung der Umwelt zurückzuführen sind (so waren bei 71% aller bekannten ausgestorbenen Fischarten Habitatzerstörung die Ursache (Welcomme, 1992, 1999) ist jedoch auch die Einführung von Fremdarten in mehr als 50% der Fälle des Artensterbens mitbeteiligt (Harrison & Stiasny, 1999). In Abb. 2 sind jene anthropogenen Einflüsse, die auf den Fischbestand einwirken, zusammenfassend dargestellt.

Zurückgehende Bestände, schlechtes fischereiliches Management und die Popularität von Besatz (je mehr desto besser, Meffe, 1992) führten lange Zeit an vielen Gewässern zu Besatzmaßnahmen als nahezu einziger Kompensationsmaßnahme. Fischbesatz wurde so vielfach zur Gewohnheit bzw. Tradition (Weibel & Wolf, 2000).

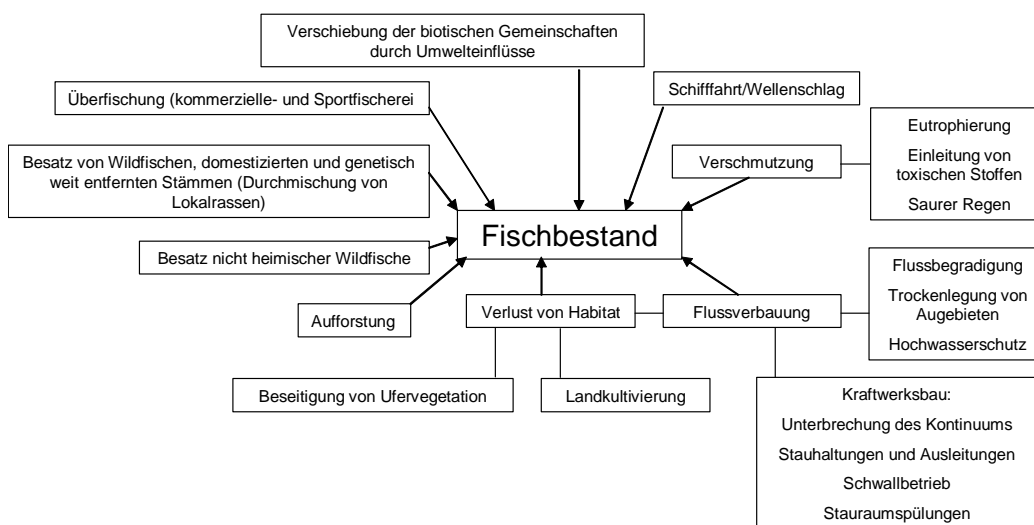


Abbildung 2: Anthropogene Einflüsse, die für den Rückgang und das Verschwinden von Fischpopulationen verantwortlich sind (aus Holzer et al., 2003; verändert).

Bei Besatz spielen offensichtlich psychologische Momente eine nicht unwesentliche Rolle, werden doch Ausfälle des Besatzes von 70 -90 % innerhalb weniger Wochen akzeptiert (Holzer et al., 2004; Tesch und Wehrmann, 1982 in Mellin, 1987). Eine solche Besatzpraxis fördert bei Anglern freilich kaum die Entstehung von Umweltbewusstsein. Es fehlt am Verständnis, dass Fischbestände überwiegend das Produkt ökologischer Prozesse und intakter Habitate sind (Arlinghaus, 2004). Weit verbreitet ist nach wie vor die Meinung, dass in einem Gewässer ohne Besatz die Fischerei nicht lohnt (pers. Mitt. Unfer).

Der potentiell stärkste Nachteil, den die Fischerei auf aquatische Ökosysteme haben kann, ergibt sich durch falschen Besatz und die Einfuhr fremder Arten (Moyle, 1997, Cowx 1998b). So wurden beispielsweise in Frankreich insgesamt 26 Arten neu eingesetzt, mit dem Resultat, dass mehr als ein Drittel der Süßwasserfauna durch Besatz beeinflusst ist (Keith & Allardi, 1997). Im Columbia river (USA) dem ehemals weltweit reichsten Lachsfluss, übertrifft heute die Anzahl eingesetzter bzw. eingeschleppter Arten bereits jene der heimischen, mit zum teil dramatischen Folgen.

In Norwegen geht man davon aus, dass ein Grossteil der Bachforellenpopulationen auf Besatz zurückzuführen ist., woraus sich unabsehbare Folgewirkungen ergeben könnten. Gleiche Angaben machen Weiss et al. (2001) für Österreich.

Besatz wird meist aus folgenden Gründen durchgeführt (Holzer et al., 2003):

- Kompensationsbesatz: um Eingriffe wie Kraftwerksbau, Flussregulierungen und Verschmutzungen zu kompensieren. Die tatsächlichen Probleme für den Fischbestand werden dabei umgangen.
- Ertragsbesatz: Erhöhung fischereilicher Erträge – v.a. um die Erträge der Angelfischerei zu steigern. Ein Großteil der Besatzprojekte fällt in diese Kategorie. Natürliche Schwankungen von Fischbeständen werden nicht berücksichtigt. Es zählt häufig nur der Erfolg der Fischer. Zum Teil werden dadurch unrealistische Fangerwartungen Gewässern erweckt..
- Attraktivitätsbesatz: Fischbesatz um die Attraktivität der Fischerei zu erhöhen. Besatz um leere Nischen aufzufüllen bzw. um andere Arten der Fischerei zugänglich zu machen. Aufgrund der zahlreichen nicht vorhersehbaren Effekte ist diese Form des Besatzes nur unter besonders sorgsamer Planung durchzuführen.
- Initialbesatz: Fischbesatz nach Durchführung von Restrukturierungen/Verbesserungen (Wasser/oder Habitatqualität)
- Fischbesatz nach akuten Fischsterben: solcher Besatz ist zeitlich begrenzt, die Schaffung eines sich selbst erhaltenden Besandes ist das zu erreichende Ziel.
- Manipulationsbesatz: Fischbesatz um aquatische Ökosysteme zu manipulieren. Biologische Kontrolle: Besatz, um die Beute für andere Fischarten zu steigern (Besatz von Beutefischen), Besatz um bestimmte Massenfischarten zu reduzieren (Besatz von Räubern). Da auch hier die Auswirkungen der Maßnahmen schwer vorherzusehen sind, bedarf es einer sehr sorgfältigen Planung.
- Indirekter Besatz: Faunenverfälschung durch Freilassen von Köder- bzw. Aquarienfischen (Bsp. Sonnenbarsch, *Lepomis gibbosus*).

Besatz sollte eigentlich nur dort stattfinden, wo als Folge von Lebensraumzerstörung kein oder lediglich ein sehr geringer Wildfischbestand vorliegt bzw. wo dieser zur Aufrechterhaltung der Fischerei unbedingt notwendig ist (Holzer et al., 2004). Generell wäre dabei auf autochthones Material zurückzugreifen (Elliott, 1995). Da jedoch Besatz bereits seit über hundert Jahren stattfindet (Balon, 1995), ist es schwierig, überhaupt noch autochthone Populationen zu finden (Ryman, 1991).

Definition autochthone Fischfauna: Grundsätzlich zählen nach Kinzelbach (Kinzelbach, 1972; Kinzelbach, 1996) zur heimischen (autochthonen) Fischfauna Arten, die vor Ort entstanden sind, sowie die in prähistorischer und historischer Zeit (vor dem 16. Jahrhundert) eingebürgerten, nicht bodenständigen (allochthonen) Arten. In der Neuzeit (nach dem 16. Jhd.) in einem bestimmten Gebiet eingebürgerte Arten werden als Neozoen bezeichnet (Jungwirth et al., 2003).

Neozoen gelten aus ökologischer Sicht generell als problematisch, und können zu unten genannten Problemen führen (Schmutz, 2001): (1) genetische Kontaminierung, (2) Hybridisierung, (3) Störung des natürlichen Gleichgewichtes von Fischpopulationen, (4) Seuchenübertragung, (5) Prädation und (6) Konkurrenz.

Da Fließgewässer offene Ökosysteme darstellen und Abwanderung von Fischen in Bereiche natürlicher Populationen wahrscheinlich ist, empfiehlt sich grundsätzlich die Verwendung ökologisch möglichst unbedenklicher Stämme/Arten.

Mittel- bzw. langfristig oberstes Ziel sollte jedenfalls die Erhaltung/Wiederherstellung des Lebensraumes als Basis einer nachhaltigen Nutzung natürlicher, sich selbst erhaltender Bestände sein (Holzer et al., 2004), wie dies auch schon Mellin (1987) in den 80er Jahren empfohlen hat. Auch das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ des Umweltprogrammes der Vereinten Nationen (Rio de Janeiro) aus dem Jahr 1992 geht von einem sehr umfassenden Artenschutzkonzept aus. Biologische Ressourcen schließen dabei genetische Ressourcen, Organismen oder Teile davon, Populationen oder einen anderen biotischen Bestandteil von Ökosystemen, ein. Neben den bekannten Eingriffen der Habitatzerstörung wird daher zunehmend anderen Faktoren, wie eben auch der Gefahr durch nicht heimische Arten und Stämme Beachtung geschenkt (Schmutz, 2001).

Mittlerweile liegen zunehmend mehr Studien zu Auswirkungen und Hintergründen des Fischbesatzes vor (Schmutz, 1996; Weibel & Wolf, 2000; Holzer et al., 2003). Besonders hervorgehoben werden dabei sowohl ökonomische als auch ökologische „Unnachhaltigkeit“ von Besatzmaßnahmen sowie deren potentielles Bedrohungspotential für die

autochthone Fischfauna. Mögliche Orientierungen und Hilfestellungen für nachhaltige und vorsorgeorientierte Herangehensweisen bei Besatzmaßnahmen sind in Holzer et al. (2003) zusammengefasst dargestellt.

Nicht zuletzt sei festgehalten, dass auch die fischereiliche Praxis (Waten zur Laichzeit, unangemessene Entnahme von Fischen, etc.) oder die Elektrofischerei zu Schäden an Fischbeständen führen können (Arlinghaus et al., 2002).

1.3 Schlussfolgerungen für ein zukünftiges Management

Allgemeines

Da das Aussterben von Süßwasserfischen meist auf sehr komplexen Zusammenhängen beruht (Verschmutzung, Wasserbau, Überfischung, Einfluss von Prädatoren, Fremdarten,...), sind auf Basis der Vorsorgepflicht zusätzlich zu den nichtfischereibedingten Faktoren auch die fischereibedingten Einflüsse auf das aquatische Ökosystem, hier vor allem Fischbesatz und Fischentnahme, entsprechend zu berücksichtigen.

Die Komplexität nachhaltiger Prozesse, an denen alle Entscheidungsträger und Interessensgruppen beteiligt sind, macht sowohl bei der Durchführung von Projekten (Schmutz et al., 2002), als auch im nachhaltigen Management (Holland, 1996) integrative Vorgangsweisen notwendig. Die Notwendigkeit ökologischer Bewirtschaftungsformen ergibt sich letztlich auch aus der Veränderung und dem Rückgang der heimischen Fischbestände, die sich deutlich in der Anzahl der gefährdeten Arten widerspiegeln (Woschitz, 1995).

Basis für alle modernen Ansätze zu Managementmaßnahmen und -instrumenten (Gewässerbetreuungskonzepte, EU-Wasserrahmenrichtlinie) ist die gewässertypspezifische Ausprägung des Flussökosystems bzw. das Leitbild des „unbeeinträchtigten Zustandes“ (Jungwirth et al., 2002). Dieses beinhaltet Wasserqualität, natürliches Abflussregime, eine dem Gewässer- und Umlandtyp entsprechende Fauna und Flora einschließlich die dem Gewässertyp hinsichtlich Zusammensetzung und Altersaufbau entsprechende Fischartenvergemeinschaftung (Schmutz et al., 2000).

Neben den grundlegenden ökologischen Strukturen und Prozessen für einen gesunden Gewässerhaushalt, v.a. bezüglich Konnektivität, Abflussregime, Temperaturhaushalt, Wasserqualität, Feststoffhaushalt, Beziehung Fluss/Umland inklusive Überschwemmungsflächen/Auen, Vegetation, Beschattung, Totholz, usw. stehen zunehmend auch Erholungs- und Freizeitnutzungen - wie zum Beispiel die Angelfischerei - im Zentrum von Managementkonzepten (Arlinghaus et al., 2002; Arlinghaus, 2004).

Angelfischerei

In Bezug auf die Angelfischerei und die Gewässer sind v. a. folgende Aspekte von besonderer Bedeutung:

- Die Erwartungshaltung der Angler sollte den natürlichen Rahmenbedingungen der Gewässer, speziell der natürlichen Produktivität, entsprechen. Unsachgemäßes Management von Gewässern in Form überhöhten Besatzes führt vielfach zu falscher Erwartungshaltung bezüglich des Fischbestandes. Besatz kann somit u. a. zum Hindernis für eine nachhaltige Entwicklung und Verbesserung des Lebensraumes werden, da die Notwendigkeit, lebensraumverbessernde Maßnahmen voranzutreiben, durch regelmäßigen Besatz hintangehalten wird. Erhöhte Ausfänge als Folge von Besatz blockieren vielfach die Einsicht und das Verständnis für die natürliche Ausprägung und Produktivität des Gewässers.
- Die Entnahme von Fischen muss der natürlichen Produktivität angepasst sein und darf den Bestand nicht schädigen. Daher ist auch die Anzahl der Angler den natürlichen Gegebenheiten anzupassen (entsprechende Berechnung der Lizenzen und Pachtbeiträge), die Anzahl mitzunehmender Fische pro Angler zu regeln, eine Einschränkung der Fangmethoden vorzugeben und eine Festsetzung adäquater Brittelmaße bzw. Schonzeiten vorzunehmen. Auch die Anwendung von Konzepten wie „Catch & release“ ist zu überdenken.
- Aus übergeordneten Artenschutzzielen kann die Schaffung von Schutzgebieten notwendig werden, sollte jedoch in eine einzugsgebietsmäßige Sichtweise integriert werden (Crivelli, 2002).
- Die Fischereipraxis (Entnahmeregelungen, „Catch & release“...) soll dem Gewässer und dem Schutz- bzw. Erhaltungsziel angemessen sein und dem Prinzip der Nachhaltigkeit entsprechen.

Ziel zukünftiger Entwicklungen ist jedenfalls eine laufende Kontrolle bzw. Verbesserung des Lebensraumes. Nicht zuletzt wird es jedoch auch einer Verbesserung der Verpachtungs- und Ausbildungspraxis bedürfen. Derzeit fehlt insbesondere eine entsprechende Ausbildung für Gewässerbewirtschafter, speziell auch in Bezug auf Öffentlichkeitsarbeit und grundlegende Aspekte nachhaltige Bewirtschaftung.

Nachhaltiges Management durch integrative Prozesse

In Zukunft werden letztlich nur integrative Ansätze unter Einbeziehung verschiedenster Wissenschaften (Soziologie, Ökologie, Biologie, Ökonomie und Geschichte), die Ökologie, bottom up und top down Prozesse, Langzeitveränderungen der Gesellschaft und der Gewässerökosysteme entsprechend berücksichtigen, einem nachhaltigen Management unserer heimischen Fließgewässer Rechnung tragen können. Nachhaltiges fischereiliches Management wird künftig als Teil eines umfassenden, integrativen Gesamtmanagements aquatischer Ökosysteme bzw. ganzer Einzugsgebiete zu verstehen sein, wobei folgende Gesichtspunkte berücksichtigt werden sollten (Arlinghaus et al., 2002):

- Auf dem Vorsorgeprinzip basierende Ansatzweisen und Prinzipien,
- Anpassungsfähige Managementsysteme,
- Integration aller Interessensgruppen,
- Angemessene wissenschaftliche Begleitung von integrativem Management und Vorgangsweise (generationenübergreifend, fächerübergreifend, interessensgruppenübergreifend).

Neben den prioritären Schutz- und Entwicklungszielen für Fließgewässer („Natura 2000“, Wasserrechtsgesetz, Landesfischereigesetz) sind Beteiligungsprozesse zu entwickeln, um u. a. Konflikte möglichst frühzeitig beizulegen (Arlinghaus et al., 2002). So sorgt etwa das Thema „Fischfresser“ (Kormoran, Gänsesäger, Fischotter) derzeit in Österreich immer wieder für heftige Kontroversen zwischen den unterschiedlichen Interessensgruppen der Fischerei und des Naturschutzes (Jungwirth et al., 1995; ÖKF, 1996; Kohl, 2002a). Zunehmend mehr Studien befassen sich national mit diesem Problem ((Staub et al., 1992; Pedrolí & Zaugg, 1995; ÖKF, 1996; Zauner, 1999; Parz-Gollner & Trautmannsdorf, 2001; Kohl, 2002a). Im Rahmen der EU wurde bereits ein Forschungsprojekt zur Verringerung des Konfliktes „Kormoran versus Fischerei“ auf gesamteuropäischer Ebene („REDCAFE“) gestartet, um alle Interessensgruppen zu integrieren bzw. diese Problematik überregional zu bewältigen (http://web.tiscali.it/sv2001/cormo_news/eu1.htm; Stand 28.05.04).

Nachhaltiges fischereiliches Management ist nur dann erreichbar, wenn:

- alle Interessensgruppen zur Mitarbeit bereit sind,
- die Zustimmung/Verpflichtung der Nutzer zu einem „Langzeiterhalt“ gegeben ist,
- Konflikte zwischen den Gruppen durch Kompromisse beigelegt werden können, und
- ein Flussgebietsbezogener, integrativer Ansatz gewählt wird (Arlinghaus et al., 2002).

Ziel ist daher ein „Kooperatives Management-System“, in dessen Rahmen alle lokalen Interessensgruppen die Ressourcen nach gut definierten Vorgaben mit der Unterstützung staatlicher Ämter und der Wissenschaft nachhaltig nutzen und erhalten. Um diese hochgesteckten Ziele zu erreichen, werden in Zukunft v. a. umfassende Forschungs- und Bildungsprogramme sowie vermehrt Öffentlichkeitsarbeit notwendig sein (Holland, 1996).

Besatz- und Bewirtschaftungsstrategien, Managementpläne

Das Management von Fließgewässern unterliegt zunehmend einem ganzheitlichen, nachhaltigen Ansatz. Dabei müssen alle Faktoren, die zu einer ökologischen Beeinträchtigung führen, Berücksichtigung erfahren; so sind auch standortfremde Arten und Stämme, die die heimische Fischfauna beeinträchtigen könnten, zu berücksichtigen. Ein Überdenken der bisherigen Vorgangsweise und vorsorgeorientiertes Handeln sind dabei jedenfalls unumgänglich (Schmutz, 2001). Wesentliche Aspekte zum Schutz und der nachhaltigen Bewirtschaftung der genetischen Ressour-

cen bestimmter Arten sind künftig ebenfalls verständlich und nachvollziehbar der interessierten Öffentlichkeit zugänglich zu machen (Largiadèr & Hefti, 2002).

Um eine nachhaltige Bewirtschaftungspraxis zu erreichen müssen zum Teil auch traditionelle Bewirtschaftungsweisen geändert bzw. adaptiert werden (Arlinghaus et al., 2002). Dies betrifft vor allem Besatzstrategien, die sich in Unkenntnis der evolutionären Anpassung der Fischfauna (an den gegebenen Lebensraum) zum Teil auch als ökonomisch völlig sinnlos, ja sogar kontraproduktiv, herausstellten. So wurde z. B. immer wieder erfolglos versucht, in Geässerabschnitten der Barberegion statt der autochthonen Cyprinidenfauna Regenbogen- und/oder Bachforellenbestände für die Fliegenfischerei zu etablieren. In solchen Fällen ergibt sich dringender Handlungs-, Änderungs- und Aufklärungsbedarf.

Regelmäßiger Besatz mit Regenbogenforellen in Bereichen, in denen heimische Fischarten dadurch potentiell gefährdet sind, ist ebenfalls als nicht nachhaltig einzustufen, wenn auf diese Weise die Möglichkeiten „künftiger Generationen“ beeinträchtigt werden. Auch mit der Biodiversitätskonvention von Rio (1992) wäre dies kaum vereinbar (Jungwirth, 2002). Bei strikter Auslegung des Vorsorgeprinzips ist regelmäßiger Einsatz bestimmter Arten/Stämme in offene Gewässersysteme ohne entsprechende Kontroll- und Regulationsmöglichkeit kaum kompatibel (Jungwirth, 2002). Konsequenter Anwendung des Vorsorgeprinzips schließt daher den weiteren Einsatz von nicht autochthonen Fischen in offene Systeme aus, wenn nicht plausibel negative Folgewirkungen auszuschließen sind. Besatz mit Regenbogenforellen und/oder fremden Stämmen (z. B. Bachforellen unbekannter genetischer Herkunft) ist daher sowohl im Sinne der Nachhaltigkeit als auch des Vorsorgeprinzips und des ökosystemaren Ansatzes abzulehnen, wenn dadurch andere heimische Fischarten potentiell gefährdet werden.

Ziel eines nachhaltigen Managements von Fischpopulationen ist es daher, nicht in eine verfehlte Besatzpolitik zu investieren und falsche Erwartungen zu wecken, sondern zu Verständnis und Akzeptanz bezüglich der evolutionären Entwicklung der betroffenen Art beizutragen, und Maßnahmen zu entwickeln, die diesen Anpassungen entgegenkommen (Meffe, 1992; Moritz et al., 2002). Es gilt, sich verstärkt der ökonomischen wie auch ökologischen „Unnachhaltigkeit“ falscher Bewirtschaftung bewusst zu werden und Orientierung an den natürlichen Gegebenheiten der Gewässer herbeizuführen. Anstatt in Besatz ist daher künftig in die Wiederherstellung adäquater Lebensraumverhältnisse zu investieren. Wissenschaftliche Planung und Begleitung sollte dabei die Nachhaltigkeit solcher Maßnahmen sicherstellen, und den Erfolg im Rahmen von Monitoringprogrammen evaluieren und einer breiten Öffentlichkeit zugänglich machen.

In Zukunft sollten neben den Besitzern der Fischereirechte auch die sonstigen mit den ökonomischen Interessen der Angelfischerei befassten Institutionen in ein nachhaltiges Management der Gewässer eingebunden werden. In Österreich ist dabei vor allem auf die spezifischen Besitz- und Pachtverhältnisse an Seen und Fließgewässern Rücksicht zu nehmen. Für manche Fischereirechte sind die Preise bereits derart hoch, dass dies immer wieder als Argument für überhöhte Besatzzahlen angeführt wird (Sicherstellung des Absatzes von Fischerkarten). Im Sinne nachhaltiger Veränderungen ist künftig jedenfalls eine integrative Vorgangsweise zu wählen, die den Ansprüchen aller Interessensgruppen gerecht wird, niemanden vor den Kopf stößt, aber dennoch den eben klar definierten Zielen (Nachhaltigkeit, Vorsorgeprinzip und ökosystemarer Ansatz) folgt.

Grundlage für die Umsetzung nachhaltiger Managementstrategien sind Managementpläne. Inhalte von übergeordneter Relevanz sind dabei Aussagen zur Lebensraumqualität, bestehenden Defiziten zwischen potentiell und aktuellem Fischbestand, sowie zur langfristigen fischereilichen Bewirtschaftung. Im Rahmen einer Defizitanalyse werden die Problemfelder des Lebensraumes und Fischbestandes gesamtheitlich betrachtet (z. B. Längskontinuum, Restwasser- bzw. Schwallproblematik, Abtrennung von Seitenarmen und Zubringern, Wasserqualität, Kormoranproblematik, Ufervegetation...). Anschließend werden die erkannten Defizite nach ihrer Bedeutung gewichtet und prioritäre Maßnahmen definiert. Auf Basis der Defizitanalyse erfolgt die Erstellung eines Maßnahmenkataloges. Dabei ist es auch wichtig die richtigen Adressaten für die jeweils notwendigen Maßnahmen zu kennen und zu benennen (Wasserbau, Siedlungswasserwirtschaft, E-Wirtschaft, Landwirtschaft, Fischerei). Weiters wird eine Einbindung der Fischzuchten zur Nachzucht autochthoner Arten/Stämme als sinnvoll bzw. notwendig erachtet.

Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung (großräumige Flussrevitalisierungen, kleinräumige Restrukturierungsmaßnahmen, Anbindung von Seitenarmen, Bau von Fischmigrationshilfen..) haben hierbei grundsätzlich Priorität vor Fischbesatz, da sie als einziges wirklich nachhaltig sind (Jungwirth et al., 2003). Fischbesatz ist meist lediglich ein kurzfristiger Beitrag zur Erhöhung des Fanges, längerfristig kann damit keine nachhaltige Verbesserung der Bestän-

de erzielt werden. In Managementkonzepten sind jedenfalls immer die individuellen gewässertyp-spezifischen Gegebenheiten zu berücksichtigen und revierübergreifende Strategien zu verfolgen (Holzer et al., 2004).

1.4 Zusammenfassende Empfehlungen und Perspektiven

Um in Zukunft eine nachhaltige Entwicklung, Erhaltung und Nutzung der Fischbestände zu erreichen, sind integrative, über die lokale und regionale Ebene hinausreichende Strategien und Vorgangsweisen erforderlich. In Anlehnung an die EU-WRRL sollte im Sinne des „Flussgebietsmanagements“ sollte seitens der Fischerei die derzeit noch stark revierbezogene Bewirtschaftung auf großräumige, über die Reviergrenzen hinaus abgestimmte Konzepte, erweitert werden. Bevor im Rahmen des Managements Besatzmaßnahmen durchgeführt werden, wären dabei mögliche Alternativen zu bedenken und alle erdenklichen Möglichkeiten der Lebensraumverbesserung auszuschöpfen.

Da das aktuelle Wissen über Qualität und Quantität des Lebensraumes in Bezug auf die Entwicklung und die Erhaltung bestimmter Arten/Populationsgrößen noch sehr unzureichend ist, ergibt sich dringender Forschungsbedarf im Hinblick auf Vorsorgepflicht und adaptives Management. Die überaus komplexen Zusammenhänge zwischen Lebensraum, Fischbeständen, Eingriffen und Nutzungen machen es notwendig, dass das fischereiliche Management neben Verbesserungen des Lebensraumes künftig auch ganz gezielt die Praxis der Fischerei, speziell die Besatzwirtschaft, berücksichtigt (siehe Abb. 3).

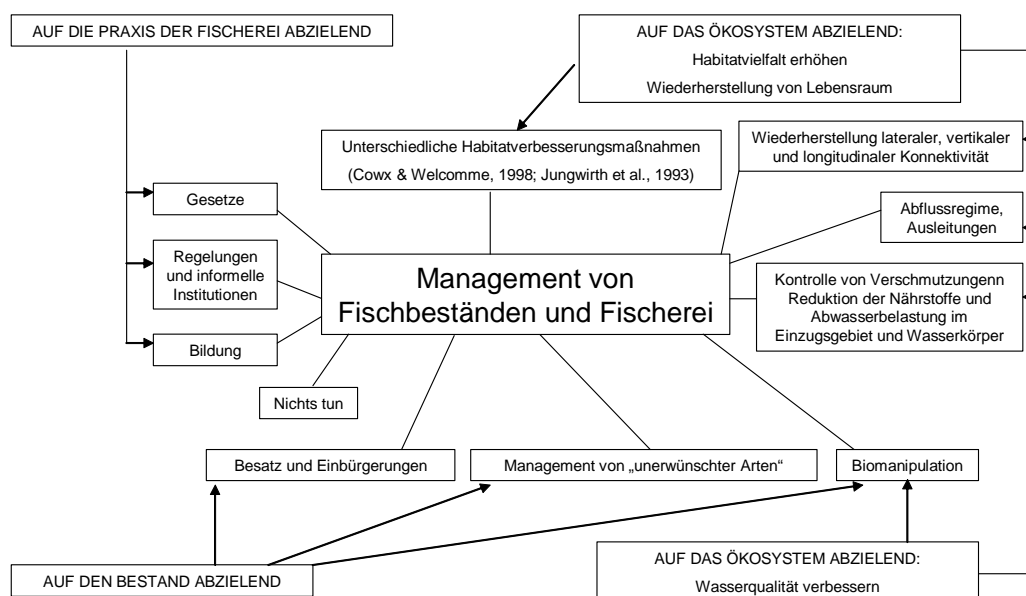


Abbildung 3: Interventionen, die im Management von Inlandfischerei und Fischbeständen verwendet werden. Normalerweise werden in Managementkonzepten mehrere der genannten Methoden integriert (nach Arlinghaus et al., 2002)

Ausblick

Der in Abb. 4 dargestellte Verbund von derzeit in Niederösterreich stattfindenden gewässerökologisch orientierten (LIFE)-Projekten zeigt zukunftsweisend, wie im Rahmen eines einzugsgebietsbezogenen Managements verschiedenste Klein- und Großprojekte bzw. Maßnahmen vernetzt werden können, um Fließgewässerlebensräume gemäß dem Leibild sowie den Ansprüchen der zum Teil stark gefährdeten heimischen Flussfischfauna großräumig wiederherzustellen und nachhaltig zu sichern.



Abbildung 4: Vernetzung aktuelle gewässerökologische Projekte im Einzugsgebiet der Donau in Niederösterreich und Wien (geplante Projekte sind kursiv ausgeführt).

1.5 Literatur

- Aas, O. and R. B. Ditton (1998). Human dimensions perspective on recreational fisheries management: implications for Europe. In *Recreational fisheries: social, economic and management aspects* (Hickley, P. & D. J. Thompson, eds.), pp. 153-164. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science.
- Arlinghaus, R. (2004). Angelfischerei in Deutschland - eine soziale und ökonomische Analyse. *Berichte des IGB* **18**, 160.
- Arlinghaus, R., M. T. and I. G. Cowx (2002). Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries* **3**, 261-316.
- Arthington, A. H. and R. L. Welcomme (1995). The condition of large river systems of the world. In *Condition of the World's Aquatic Habitats* (Armantrout, N. B., ed.), pp. 44-75. Lebanon, USA: Science Publishers Inc.
- Balon, E. K. (1968). Einfluß des Fischfangs auf die Fischgemeinschaften der Donau. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* **XXXIV**, 228-249.
- Balon, E. K. (1995). The common carp, *Cyprinus carpio*: its wild origin, domestication in aquaculture, and selection as colored nishikigoi. *Guelph Ichthyology Reviews* **3**, 1-55.
- Baron, J. S., N. L. Poff, P. L. Angermeier, C. N. Dahm, P. H. Gleick, N. G. Hairston, R. B. Jackson, C. A. Johnston, B. D. Richter and A. D. Steinman (2002). Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* **12**, 1247-1260.
- Buhl-Mortensen, L. (1999). The scientist's responsibility in attaining a precautionary approach in fisheries management. <http://www.arbld.unimelb.edu.au/envjust/papers/allpapers/buhlmortensen/home.htm>.
- Charles, A. T. (1994). Towards sustainability: the fishery experience. *Ecological Economics* **11**, 201-211.
- Charles, A. T. (1998). Beyond the status quo: rethinking fisheries management. In *Reinventing fisheries management* (Pitcher, T. J., P. J. B. Hart & D. Pauly, eds.), pp. 101-111. London: Chapman & Hall.
- Charles, A. T. (2001). *Sustainable fishery systems*. Oxford: Blackwell Science.
- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner and R. G. Woodmansee (1996). The report of the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* **6**, 665-691.
- Cornelius, R. (1991). Zur Bedeutung populationsbiologischer Forschung für den speziellen Naturschutz. In *Populationsbiologie der Pflanzen* (Schmid, B. & J. Stöcklin, eds.), pp. 298-310: Birkhäuser Verlag.
- Costanza, R. and B. C. Patten (1995). Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics* **15**, 193-196.
- Cowx, I. G. (2002). Recreational fishing. In *Handbook of fish biology and fisheries* (Hart, P. J. B. & J. S. Reynolds, eds.), Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science.
- Crivelli, A. J. (2002). The role of protected areas in freshwater fish conservation. In *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future* (Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx & M. M. Coelho, eds.), pp. 373-388. Oxford: Fishing News Books.
- Dill, W. A. (1990). *Inland fisheries of Europe*. Rome: FAO.
- Dynesius, M. and C. Nilsson (1994). Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* **266**, 753-762.
- Elliott, J. M. (1995). The ecological basis for management of fish stocks in rivers. In *The ecological basis for river management* (Harper, D. M. & A. J. D. Ferguson, eds.), pp. 323-337. Chichester: Wiley & Sons.
- FAO (1996a). Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. *FAO technical guidelines for responsible fisheries* **2**, 54.
- FAO (1996b). Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/003/W3592e/W3592e00.pdf>.
- FAO (2003). Fisheries management. 2. The ecosystem approach. *FAO technical guidelines for responsible fisheries* **4**, 112.

- Fluharty, D. (2000). Habitat protection, ecological issues, and implementation of sustainable fisheries. *Ecological Applications* **10**, 325-337.
- Frankel, O., A. H. D. Brown and J. J. Burdon (1995). *The conservation of plant diversity*. Cambridge University Press.
- Franzone, D. (2000). Das Vorsorgeprinzip. INTERNATIONAL CONFERENCE: RISK ANALYSIS AND ITS ROLE IN THE EUROPEAN UNION, Brüssel, http://europa.eu.int/comm/food/risk/session3_3_de.pdf.
- Gilpin and M. E. Soule (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. In *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* (Soule, M. E. & B. A. Wilcox, eds.), pp. 19-34. Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Harrison, I. J. and M. L. J. Stiassny (1999). The quiet crisis: a preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or "missing in action". In *Extinctions in near time: causes, context, and consequences* (MacPhee, R. D. E., ed.), pp. 271-331. New York: Plenum Press.
- Hauff, V., Ed. (1987). Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven, Eggenkamp-Verlag.
- Holden, P. B. (1979). Ecology of riverine fishes in regulated stream Systems with emphasis on the Colorado River. In *The ecology of regulated streams*. (Ward, J. V. & U. A. Stanford, eds.), pp. 57-75. New York, London: Plenum Press.
- Holland, M. M. (1996). Ensuring sustainability of natural resources: focus on institutional arrangements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**, 432-439.
- Holmlund, C. M. and M. Hammer (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* **29**, 253-268.
- Holzer, G., A. Peter, A. Renz and E. Staub (2003). *Fischereiliche Bewirtschaftung heute - vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement*.
- Holzer, G., G. Unfer and M. Hinerhofer (2004). Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. *in prep.*
- Hovestadt, T. (1990). Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. *Natur und Landschaft* **65**, 3-8.
- Hovestadt, T., J. Roeser and M. Mühlenberg (1994). *Flächenbedarf von Tierpopulationen*. Jülich: Forschungszentrum Jülich GmbH.
- Illies, J. (1967). *Limnofauna europaea*.
- Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. Kiel, Universität Kiel.
- Jungwirth, M. (1984). Auswirkungen von Fließgewässerregulierung auf Fischbestände Teil II. Wien. Forstwirtschaft, B. f. L.-u. Wasserwirtschaft-Wasservorsorge: Forschungsarbeiten.
- Jungwirth, M. (1998). River Continuum and Fish Migration - Going Beyond the Longitudinal River Corridor in Understanding Ecological Integrity. In *Fish Migration and Fish Bypasses* (Jungwirth, M., S. Schmutz & S. Weiss, eds.), pp. 19 - 32. Oxford - London - Berlin: Blackwell Sciences Ltd.
- Jungwirth, M. (2002). Regenbogenforellen - Expertise mit besonderer Berücksichtigung der Situation im Alpenrheingebiet zwischen Sargans und Bodensee. 72.
- Jungwirth, M., G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar and S. Schmutz (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Wien: Facultas Verlag.
- Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz (2002). Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* **47**, 887-887.
- Jungwirth, M., G. Woschitz, G. Zauner and A. Jagsch (1995). Einfluß des Kormorans auf die Fischerei. *Österreichs Fischerei* **48**, 111-125.
- Keith, P. and J. Allardi (1997). The introduced freshwater fish of France: status, impacts, management. In *Stocking and introduction of fish* (Cowx, I. G., ed.), pp. 456. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science.
- Kinzelbach, R. (1972). Einschleppung und Einwanderung von Wirbellosen in Ober- und Mitterrhein (Coelenterata, Plathelminthes, Annelida, Crustacea, Mollusca). *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv* **11**, 109-150.

- Kinzelbach, R. (1996). Die Neozoen. In *Gebietsfremde Tierarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Situationsanalyse*. (Gebhardt, H., R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer, eds.), pp. 3-14. Landsberg: ecomed.
- Knudsen, E. E., C. R. Steward, D. D. MacDonald, J. E. Williams and D. W. Reiser, Eds. (2000). Sustainable fisheries management: Pacific salmon. Boca Raton - New York, CRC Press - Lewis Publishers.
- Kohl, F. (2002a). ÖKF belebt europäische Kormoran-Konferenzen. *Fisch und Gewässer* **8**, 4-5.
- Kohl, F. (2002b). *Soziale und ökonomische Bedeutung der Angelfischerei in Österreich*.
- Largiadèr, C. R. and D. Hefti (2002). *Genetische Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischarten*. Bern: BUWAL.
- Lelek, A. (1987). *Threatened fishes of Europe*. Wiebaden: AULA-Verlag.
- Lyons, J. H., P. Hickley and S. Gledhill (2002). An evaluation of recreational fishing in England and Wales. In *Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social evaluation* (Pitcher, T. J. & C. E. Hollingworth, eds.), pp. 144-155. Oxford: Blackwell Science.
- Marcot, B. B. and D. D. Murphy (1996). On population viability analysis and management. In *Biodiversity in managed landscapes - theory and practise* (Szaro, R. C. & D. W. Johnston, eds.), pp. 58-76. New York - Oxford: Oxford University Press.
- Meffe, G. K. (1992). Techno-arrogance and halfway technologies: salmon hatcheries on the pacific coast of North America. *Conservation Biology* **6**, 350-354.
- Mellin, A. (1987). Zur Problematik des Fischbesatzes. *Natur und Landschaft* **62 Heft 7/8**, 308-310.
- Mitterlehner, C., S. Guttman, F. Hinterleitner, H. Peninger, G. Unfer and R. Hintersteiner (2002). *Die Äsche (Thymallus thymallus L.) in der Ybbs: Derzeitiger Bestand, Gefährdungsursachen und Empfehlungen für Schutzmaßnahmen*.
- Moritz, C., K. McGuigan and L. Bernatchez (2002). Conservation of freshwater fishes: integrating evolution and genetics with ecology. In *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future* (Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx & M. M. Coelho, eds.), pp. 293-310. Oxford: Fishing News Books.
- Muhar, S. (1998). Ausweisung flusstypisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich - Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet >500 km² ohne Bundesflüsse. Wien, BM für Umwelt, Jugend und Familie.
- Muhar, S., S. Preis, S. Schmutz, M. Jungwirth, G. Haidvogel and G. Egger (2003). Integrativ-ökologisches Management von Flussgebieten. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft* **55. Jahrgang**.
- Mühlenberg, M., T. Hovestadt and J. Röser (1991). Are there minimal areas for animal populations? In *Species conservation: A population-biological approach* (Seitz, A. & V. Loeschke, eds.), pp. 227-264. Basel: Birkhäuser Verlag.
- Mühlenberg, M. and J. Slowik (1997). *Kulturlandschaft als Lebensraum*. Wiesbaden: Quelle & Meyer.
- Nielsen, E. E. (1995). *Evolution and the aquatic ecosystem: defining units in population conservation*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Oitzinger, G. (2000). Anwendung der qualitativen PVA (Population Viability Analysis) für die Evaluierung von Erhaltungsstrategien für ein Eibenvorkommen bei Bad Bleiberg/Ktn. Institut für Waldbau. Wien, Universität für Bodenkultur.
- ÖKF, Ed. (1996). Kormorane und Fische, Naturschutz und Fischerei.
- Omernik, J. M. (1995). Ecoregions: a spatial framework for environmental management. In *Biological Assessment and criteria; tools for water resource planning and decision making* (Davies, W. S. & T. P. Simon, eds.), pp. 49-62: Lewis publishers.
- ÖNORM 6232 Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. *ÖNorm-M 6232*.
- Parz-Gollner, R. and J. Trauttmannsdorf (2001). Kormoran Monitoring Niederösterreich 1999/2000 und 2000/2001. Wien, Universität für Bodenkultur, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft.
- Pedroli, J. C. and C. Zaugg (1995). *Kormoran und Fische*. Bern: BUWAL.

- Possingham, H. P., D. B. Lindemayer and T. W. Norton (1993). A framework for the improved management of threatened species based on Population Viability Analysis (PVA). *Pacific Conservation Biology* **1**, 39-45.
- Primack, R. B. (1995). *Naturschutzbiologie*. Heidelberg - Berlin - Oxford: Spektrum Akademischer Verlag.
- Ryman, N. (1991). Conservation genetics considerations in fishery management. *Journal of Fish Biology* **39**, 211-224.
- Schmutz, S. (1996). Einfluß von Besatzmaßnahmen auf autochthone Fischbestände. *Wertermittlungsforum* **14**, 54-58.
- Schmutz, S. (2001). Gebietsfremde Fischarten - Gefährdung der heimischen Fischfauna. *SVK*, 7.
- Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel and M. Jungwirth (2000). Grundlagen zur Bewertung der Fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Wien, Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur.
- Schmutz, S., A. Zitek, S. Zobel, M. Jungwirth, N. Knopf, E. Kraus, T. Bauer and T. Kaufmann (2002). Integrated Approach to the Conservation and Restoration of Danube salmon, *Hucho hucho*, Populations in Austria. In *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future* (Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx & M. M. Coelho, eds.). Oxford: Fishing News Books.
- Schramm, H. L. J. and W. A. Hubert (1999). Ecosystem management. In *Inland fisheries management in North America* (Kohler, C. C. & W. A. Hubert, eds.), pp. 111-122. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Shaffer, M. L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* **31**, 131-134.
- Spindler, T. (1997). Fischfauna in Österreich,
Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Gesetzgebung. Wien, Umweltbundesamt.
- Staub, E., A. Krämer, R. Müller, C. Ruhlé and J. Walter (1992). Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fischbestände und Fangerträge in der Schweiz. In *Grundlagenberichte zum Thema Kormoran und Fische*, pp. 1-139. Bern.
- Thienemann, A. (1956). *Leben und Umwelt - Vom Gesamthaushalt der Natur*. Hamburg: Rohwolt Taschenbuch Verlag.
- Urbanska, K. M. (1992). *Populationsbiologie der Pflanzen: Grundlagen, Probleme, Perspektiven*. Jena: Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- Weibel, U. and J. E. Wolf (2000). *Ökologische Auswirkungen von Besatzmaßnahmen und Seen*.
- Weiss, S., C. Schlötterer, H. Waidbacher and M. Jungwirth (2001). Haplotype (mtDNA) diversity of brown trout *Salmo trutta* in tributaries of the Austrian Danube: massive introgression of Atlantic basin fish - by man or nature? *Molecular Ecology* **20**, 1241-1246.
- Welcomme, R. L. (1985). River fisheries. Fisheries technical paper, FAO.
- Welcomme, R. L. (1992). The conservation and environmental management of fisheries in inland and coastal waters. *Netherlands Journal of Zoology* **42**, 176-189.
- Welcomme, R. L. (1999). A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multispecies fisheries. *Fisheries Management and Ecology* **5**, 437-457.
- Woschitz, G. (1995). Ökologische Analyse der Landesfischereigesetze Österreichs. Wien, Universität für Bodenkultur Wien, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie.
- Yaffee, S. L. (1999). Three Faces of Ecosystem Management. *Conservation Biology* **13**, 713-725.
- Zauner, G. (1997). Acipenseriden in Österreich. *Österreichs Fischerei* **50**, 183-187.
- Zauner, G. (1999). Einfluß des Kormorans auf die fischökologischen Verhältnisse der steirischen Enns zwischen Liezen und Johnsbach. Vienna, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur.