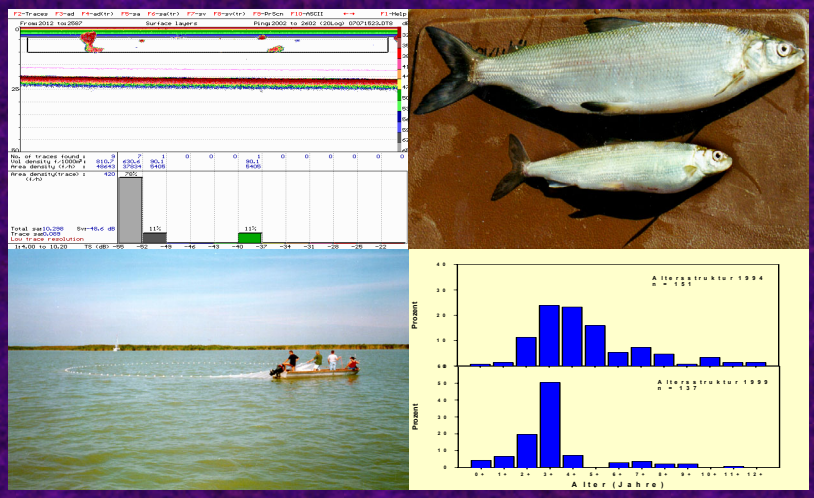
FISCHBESTÄNDE UND DIE ÖKOLOGISCHE FUNKTIONSFÄHIGKEIT STEHENDER GEWÄSSER

Entwicklung einer Methode zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fischgemeinschaften durch Monitoring von Fischbeständen



Gassner, H. , J. Wanzenböck,
G. Tischler, Y. Hassan, B. Lahnsteiner, A. Jagsch &
R.A. Patzner

Projektsendbericht

Fischbestände und die ökologische Funktionsfähigkeit stehender Gewässer

Auftraggeber und Finanzierung:

Bundesministerium für Land-, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur

Österreichische Bundesforste

Konsortium Irrsee

Land Oberösterreich, Agrarrechtsabteilung

Landesfischereiverband Salzburg

Auftragnehmer:

Österreichische Akademie der Wissenschaften, Institut für Limnologie

AutorenInnen:

Hubert GASSNER, Josef WANZENBÖCK, Gerhard TISCHLER, Yasmin HASSAN, Barbara LAHNSTEINER, Albert JAGSCH & Robert A. PATZNER

In Zusammenarbeit mit:

Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereiwirtschaft und Seenkunde, Albert JAGSCH

Universität Salzburg, Institut für Zoologie, Robert A. PATZNER

Projektleiter:	Josef WANZENBÖCK
Wissenschaftliche Bearbeitung:	Hubert GASSNER
MitarbeiterInnen:	Gerhard TISCHLER, Yasmin HASSAN, Barbara LAHNSTEINER
Layout:	Hubert GASSNER
Titelseite:	Hubert GASSNER & Josef WANZENBÖCK

Mondsee, Oktober 2000

Inhaltsverzeichnis

I. EINLEITUNG.....1

1.1. Allgemeine Einleitung.....1

1.2. Projektziele.....2

1.3. Wissensstand.....3

1.3.1. Fischgemeinschaften von Seen allgemein.....3

1.3.2. Ansätze zur ökologischen Bewertung von Fischbeständen stehender Gewässer.....6

II. MATERIAL UND METHODEN.....10

2.1. Charakterisierung der Gewässer.....10

2.2. Daten- und Literaturerhebung.....14

2.3. Rekonstruktion der ursprünglichen Fischartengemeinschaft.....14

2.4. Rekonstruktion der ursprünglichen Fischbiomasse.....16

2.5. Erhebung der aktuellen Fischartengemeinschaft.....18

2.5.1. Kiemennetzbefischung.....18

2.5.2. Elektrobefischung.....19

2.5.3. Ringwadenbefischung.....20

2.5.4. Schleppnetzbefischung.....23

2.6. Erhebung des Eigenaufkommens.....24

2.6.1. Schubnetzbefischung.....24

2.6.2. Ringwadenbefischung.....26

2.6.3. Elektrobefischung.....26

2.7. Erhebung der aktuellen Abundanzen und Fischbiomassen.....26

2.7.1. Hydroakustische Freilanderhebung.....26

2.7.2. Auswertung der hydroakustischen Daten.....28

2.7.3. Biomasseberechnung.....29

2.8. Auswertungen.....31

2.8.1. Ökologische Charakterisierung der vorkommenden Fischarten.....31

2.8.2. Larvenproben: Art- und Dichtebestimmung.....34

2.8.3. Altersbestimmung.....34

2.8.4. Längen-Frequenz-Indizes.....34

2.8.5. Nachweisqualität.....35

2.8.6. Zähl-, Meß-, Präparations- und Auswertemethoden.....36
2.9. Bewertungsmethoden.....37
2.9.1. Bewertungsansatz I.....37
2.9.2. Bewertungsansatz II.....39
III. ERGEBNISSE.....42
3.1. Rekonstruierte Fischartengemeinschaft.....42
3.2. Aktuelle Fischartengemeinschaft.....49
3.3. Abundanzen und Biomassen.....55
3.4. Populationsstruktur.....59
3.5. Einheitsfänge.....66
3.6. Eigenaufkommen.....68
3.7. Längen-Frequenz-Indizes.....69
3.8. Bewertung.....70
3.8.1. Bewertungsansatz I.....70
3.8.2. Bewertungsansatz II.....71
IV. DISKUSSION.....74
4.1. Referenzzustand (Leitbild).....75
4.2. Datenerhebung.....80
4.3. Bewertung.....89
4.4. Zusammenfassende Diskussion.....93
V. LITERATUR.....96
VI. ZUSAMMENFASSUNG.....113
VII. SUMMARY.....114
VIII. ANHANG.....115
IX. DANKSAGUNG.....123

I. EINLEITUNG

1.1. Allgemeine Einleitung

In den letzten Jahren hat die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes von stehenden Gewässern massiv an Bedeutung gewonnen. Dies resultiert in erster Linie aus dem von der Europäischen Union unterbreiteten Vorschlag für eine **Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL 2000): Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 30.06.2000, mit dem Ziel einen gemeinsamen Ordnungsrahmen für den Schutz der Gewässer (Artikel 1) zu schaffen. Die WRRL soll noch im Jahr 2000 mit der Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union in Kraft treten.

Auf nationaler Ebene wurde mit der Einführung des Begriffes der **„ökologischen Funktionsfähigkeit“** in das österreichische Wasserrechtsgesetz (§105(1)lit.m) schon im Jahr 1985 ein erster wesentlicher Schritt in Richtung einer integrierenden Gewässerbewertung gesetzt. In der Folge ist die Diskussion hinsichtlich einer integrierenden Gewässerbewertung soweit fortgeschritten, daß ein Vorschlag zur ÖNORM M 6231 (ÖNORM 2000) "Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern" erarbeitet werden konnte. In diesem Vorschlag ist wiederum die integrierende Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit eine wesentliche Zielsetzung.

Beide Richtlinien weisen neben den Bakterien und Protozoen (nur ÖNORM), Algen, Makrophyten und Makrozoobenthos immer auch die **Fische** als eine wesentliche biologische Bewertungskomponente auf. Fische sind aufgrund ihrer obligaten Bindung an das Medium, ihrer teilweise sehr spezifischen Sensibilität gegenüber einzelnen Umweltfaktoren, sowie ihrer vergleichsweise langen Lebensdauer grundsätzlich gut geeignet, durch ihre Anwesenheit integrierend die Lebensraumqualität anzuzeigen und diese einer Bewertung zuzuführen (BOHL 1996).

Als Bewertungskriterien für die Fische werden nach der WRRL (2000) Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur, nach der ÖNORM (2000) Artenzusammensetzung, Gilden, Reproduktion, Abundanz und Altersstruktur angeführt. Die Überwachungsfrequenz ist mit einem zumindest dreijährigem Intervall angesetzt.

Die zur Überwachung der Bewertungskriterien verwendeten Methoden sollten möglichst nach internationalen Kriterien genormt sein (WRRL 2000).

In Bezug auf Bewertung und Untersuchung von Fischbeständen stehender Gewässer nach WRRL (2000) und ÖNORM (2000) fehlen derartige Untersuchungsnormen derzeit jedoch noch europaweit. In dieser Hinsicht ist weder die Definition des Referenzzustandes, die Erhebungsmethodik, noch sind die Bewertungsmodalitäten geregelt.

1.2. Projektziele

Das wesentliche Ziel dieses Projektes war es, umfassende fischökologische Grundlagendaten (historisch, qualitativ und quantitativ) von vier ausgewählten Salzkammergutseen (Hallstättersee, Mondsee, Irrsee und Wallersee) zu erheben und anhand dieser eine fischökologische Bewertung der Fischgemeinschaften der vier Seen durchzuführen. Die Bewertung sollte sich als ein Teilaspekt für die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes stehender Gewässer anwenden lassen.

Der zur Bewertung notwendige seespezifische Referenzzustand sollte auf Basis historischer Daten erstellt werden. Dieser Projektteil wurde im Rahmen einer Vorstudie bearbeitet (WANZENBÖCK et al. 1998, GASSNER & WANZENBÖCK 1999). Die wesentlichen Ergebnisse daraus fließen in die vorliegende Hauptstudie ein.

Ein weiteres wesentliches Ziel dieser Studie ist die Erarbeitung eines breiten, methodischen Grundlagenwissens hinsichtlich der Untersuchung von Fischbeständen stehender Gewässer. Dies umfaßt unter anderem die Einarbeitung in die Schleppnetzfischerei, Ringwadenfischerei und Echolottechnik.

Für die Zielsetzung einer ersten fischökologische Bewertung wird versucht, vorerst aus der Literatur bekannte und auch erprobte Indizes an die Fischgemeinschaften stehender Gewässer Österreichs anzupassen, und für eine Bewertung zu verwenden. Es sollte in der Folge aber auch versucht werden völlig neue Bewertungsansätze auszuarbeiten.
Letztlich sollten die erarbeiteten Ergebnisse vor allem in Hinblicke auf die Bewertung des fischökologischen Zustandes diskutiert werden.

1.3. Wissensstand

1.3.1. Fischgemeinschaften von Seen allgemein

Bekanntermaßen können Fischbestände von Seen sowohl durch anthropogen bedingte Einflüsse (z.B. Eutrophierung, Versauerung, Bewirtschaftung etc...) als auch durch natürliche Einflüsse (z.B. Witterungseinflüsse, innerartliche und zwischenartliche Konkurrenz, Jahrgangsstärken, Trübeereignisse, etc...) Veränderungen in ihrer Artenzusammensetzung, Dichte oder dem Populationsaufbau erfahren. Im Folgenden werden einige dahingehende Untersuchungen exemplarisch dargestellt.

- **Eutrophierung**

Massive limnologische und in der Folge auch fischökologische Veränderungen erfuhren viele europäische Seen durch die anthropogen bedingte Eutrophierung zwischen 1950 bis etwa 1980 (z. B.: COLBY et al. 1972, NÜMANN 1972, ROTH & GEIGER 1972, HARTMANN 1977, MÜLLER 1993, NAUWERCK 1989).

In Folge dieser zunehmenden Eutrophierung wurde beobachtet, daß sich die Gesamtfangerträge kontinuierlich erhöhten und sich zusätzlich die Verhältnisse der Fangerträge zwischen den jeweiligen Fischtaxa bzw. Artgruppen verschoben (MÜLLER 1990, ECKMANN & RÖSCH, 1998). COLBY et al. (1972) postulierten aus diesen Beobachtungen eine prognostizierbare Dominanzabfolge verschiedener Fischtaxa in Abhängigkeit von der Produktivität eines Sees. HARTMANN (1977) fand heraus, daß in europäischen Seen mit zunehmender Trophie eine Zunahme der Fangerträge von Salmoniden eintritt, gefolgt von einer Zunahme der Percidenerträge (vor allem Barsch). Bei weiterer Eutrophierung nahmen die Fangerträge dieser beiden Familien wieder ab und es folgte ein kontinuierliches Ansteigen der Fangerträge der Cypriniden.

Bedingt durch die schlechten Sauerstoffverhältnisse im Hypolimnion eines eutrophen Sees sind vor allem die Salmoniden (in den meisten europäischen Seen: Seesaiblinge, Renken) massiv durch die Nährstoffzunahme betroffen. Neben des zeitweisen Verlustes des Lebensraumes ist vor allem die Reproduktion dieser Fischfamilien gestört, wobei durch Sauerstoffunterversorgung die am Seeboden abgelegten Fischeier absterben (VENTLING-

SCHWANK & MÜLLER 1991, VENTLING-SCHWANK & LIVINGSTONE 1994) und dadurch keine langfristig erhaltungsfähigen Populationen existieren können.
Mit der Sanierung der Seen während der letzten Jahrzehnte wird als Reoligotrophierungseffekt eine signifikante Abnahme der Fischerträge beobachtet (MÜLLER 1990, ECKMANN & RÖSCH 1998, MAYR 1998). Auswirkungen hat die Reoligotrophierung aber auch auf das Wachstum der Coregonen, wie an einigen Schweizer Seen erhoben werden konnte (KIRCHHOFER 1995). Wie sich diese Reoligiotrophierung auf die Fischartengemeinschaften und Dominanzverhältnisse der jetzt zumeist oligo-mesotrophen Seen auswirkt ist derzeit noch relativ unklar.

- **Bewirtschaftung**

Bewirtschaftungsbedingte Veränderungen von limnischen Fischgemeinschaften werden vor allem durch übermäßigen Ausfang oder unsachgemäßen Besatz verursacht.
So fehlen beispielsweise bei stark befischten Coregonenbeständen in erster Linie die älteren Tiere (HEALEY 1978 und 1980). Dies kann bis zu Beständen führen, bei der nur mehr eine Altersklasse die Geschlechtsreife erreicht und zum Ablaichen kommt (HASSAN in Vorbereitung). Ein ähnliches Phänomen konnte nach mehrjähriger starker Befischung auch bei Seesaiblingsbeständen beobachtet werden (LANGELAND 1986).
Äußerst massive und vielfältige Probleme ergaben sich auch durch das Einschleppen (Köderfische, Aquarienfische) oder den Besatz mit standortfremden und/oder exotischen Fischarten (MILLS et al. 1994). In Österreich wurden bislang 15 exotische Fischarten aus 6 verschiedenen Familien eingeschleppt (SPINDLER 1997). Neben den exotischen Fischarten wurden aber auch massive Besätze mit standortfremden Fischarten in Seen durchgeführt. So sind Aal- und Graskarpfenbesatz ein Hauptgrund für die Veränderungen (vier ursprüngliche Arten verschollen) in der Fischartengemeinschaft des Neusiedlersees (MIKSCHI et al. 1996). Aber auch im Großteil der Salzkammergutseen ist durch den oftmals massiven Aalbesatz eine Gefährdung vieler Kleinfischarten gegeben (JAGSCH 1992). Der Kaulbarsch, eingeschleppt in einer ganzen Reihe österreichischer Seen, frißt während der Laichzeit der Renken massiv an deren abgelegten Eiern (RÖSCH & SCHMID 1996, SCHMID 1998). So konnte berechnet werden, daß 300 Kaulbarsche imstande sind, innerhalb eines Tages, alle abgelegten Eier einer Renke zu fressen (SCHMID 1998).

In ursprünglich fischfreien alpinen Seen kommt es durch Besatz mit Fischen zu massiven ökologischen Veränderungen, bis hin zur Ausrottung oftmals tiefrot gefärbter Zooplanktonkrebse (z.B. *Arctodiaptomus alpinus, Mixodiaptomus laciniatus*), welche sich an die extremen Bedingungen dieser alpinen Gewässer anpassen konnten (SCHABETSBERGER et al. 1996a, SCHABETSBERGER et al. 1996b). Sowohl die kommerzielle Fischerei als auch die Angelfischerei befischt sehr selektiv bestimmte "attraktive" Fischarten. Dies führt meist zu unerwünschten Verschiebungen im Artenspektrum beziehungsweise der Relativanteile und Alterstruktur dieser Populationen (JAGSCH 1992).

- **Seeuferverbauung**

Durch die oftmals massive Verbauung der Seeufer gehen vor allem Flachwasserhabitate für Jungfische und Laichplätze verloren. So konnte RITTERBUSCH-NAUWERCK (1991) am Beispiel des Mondsees nur mehr einen Anteil von 27 % an natürlichen Ufer erheben, 31 % waren verbaut wiesen jedoch Makrophyten auf. Der Rest von 42 % war verbaut und wies auch keine Makrophyten auf. Auch am Attersee ist die Verbauung des Seeufers ähnlich weit fortgeschritten. Hier konnten nur mehr 13,8 % der Gesamtuferlinie als naturnah bis natürlich eingestuft werden, 44,0 % sind mit senkrechten Stein- oder Betonmauern verbaut. Außerdem befinden sich 1277 bauliche Objekte im Uferbereich des Attersees (PFISTER et al. 1996)

- **Wanderhindernisse**

Von vielen limnischen Fischarten (Seeforelle, Renken, Seelaube etc..) ist bekannt, daß sie zum Laichen in die einmündenden Flüsse aufsteigen. Durch Wanderhindernisse verlieren diese Arten ofmals ihre Laichhabitate. So erfuhr die Seeforellenfischerei am Bodensee nach dem Kraftwerksbau in Reichenau einen signifikanten Ertragseinbruch (RUHLÉ 1996).

- **Versauerung**

Versauerungsbedingte Veränderungen von Fischgemeinschaften stehender Gewässer sind vor allem aus carbonatarmen Gebieten bekannt. So haben in Nordamerika und in Skandinavien dadurch viele versauerte Seen Veränderungen in ihrer Fischartengemeinschaft erfahren. Je nach Versauerungsgrad haben diese Seen entweder einige säureempfindliche Arten, oder aber auch die gesamte Fischfauna verloren (SCHINDLER et al. 1989, RASK & TUUNAINEN 1990). In Österreich sind von der Versauerung eine ganze Reihe alpiner Gewässer des Kristallins, sowie die Gewässer der Böhmischen Masse betroffen (CAMARERO et al. 1995)

- **Natürliche Faktoren**

Aber auch verschiedene natürliche Gegebenheiten wirken bestimmend auf die Zusammensetzung und Ausprägung von Fischgemeinschaften. So korreliert die Fischartenanzahl positiv mit der Gewässergröße (BARBOUR & BROWN 1974, ECKMANN 1995, JENNINGS et al. 1999). Hingegen nimmt mit zunehmender Seehöhe die Fischartenanzahl ab (WOOTTON 1991). Grundsätzlich haben Gewässer mit hoher Primär-Produktion eine hohe Fischbiomasse (HANSON & LEGETT 1982), aber die Primär-Produktion korreliert prinzipiell schlecht mit der Fischartenanzahl (WOOTTON 1991). Starke Bestände planktivorer Fische, sowie die in großen Abundanzen vorkommenden planktivoren 0+ Jungfische sind imstande, über den „top down effect" den trophischen Status eines Sees zu beeinflussen (CARPENTER & KITCHELL 1993).

1.3.2. Ansätze zur ökologischen Bewertung von Fischgemeinschaften stehender Gewässer

Erste Zustandsabschätzungen beziehungsweise mathematische Modelle über den Zustand von Fischbeständen in Seen sind in erster Linie für wirtschaftlich genutzte Fischarten erstellt worden (BEVERTON & HOLT, 1957, GULLAND, 1970). Ziel all dieser Modelle war es, den Befischungsgrad der jeweiligen Fischpulationen abzuschätzen. So wurden beispielsweise von GULLAND (1970) drei Kategorien, 1. unbefischt, 2. mäßig befischt und 3. überfischt,

unterschieden. Ein anderer, wiederum kommerzieller Ansatz, bestand darin, die Fischerträge von Seen vorherzusagen. Dabei handelt es sich um empirische Modelle, die von Erfahrungswerten über den Zusammenhang Produktion und Fischertrag oder Fischbiomasse in bestimmten Seen ausgehen. So stellt der morphoedaphische Index (RYDER et al., 1974) eine Beziehung zwischen Fischertrag und gelösten Stoffen und mittlerer Gewässertiefe her. Weitere dahingehende Zusammenhänge wurden für Gesamtphosphor zu Fischertrag (HANSON & LEGGET 1981, PETERS 1986), Phytoplankton zu Ertrag (OGLESBY 1977, PETERS 1986) sowie Makrozoobenthos zu Fischertrag (HANSON & LEGGET 1981, PETERS 1986) gerechnet.

Erste ökologische Bewertungsansätze entwickelte SWINGLE (1950), wobei er die Fischgemeinschaften von stehenden Gewässern in drei ökologische Gruppen einteilte. Er unterschied carnivore Arten (= C-Arten) von Arten, die hauptsächlich Invertebraten fressen beziehungsweise Beuteorganismen der C-Arten darstellen (= F-Arten), und jene Arten der F-Artengruppe, die als Beute für die C-Arten zu groß sind (= Y-Arten). Er berechnete dann die Gewichtsverhältnisse der F/C -Arten sowie jene der Y/C -Arten, wobei günstige F/C -Werte zwischen 3 und 6 und günstige Y/C -Werte zwischen 1 und 3 liegen sollten. Ein ähnliches Verhältniss-Modell wurde von JENKINS & MORAIS (1978) entwickelt, wobei ebenfalls ein Verhältniss aus verfügbarer Beute zu Räuber berechnet wird.

Anhand des Reproduktionserfolges bestimmter Fischarten bewertete SWINGLE (1956) die Balance von Fischpopulationen. RENOLDS & BAPP (1978) schlugen einen juvenil/adult Fisch - Quotienten zum Messen des Reproduktionserfolges und der Populationsstruktur von Fischpopulationen vor .

Einen sehr interessanten Ansatz zum Bewerten der Populationsstruktur bestimmter Fischpopulationen stellen die Längen-Frequenz-Indizes dar (ANDERSON 1976, ANDERSON & WEITHMANN 1978, WEGE & ANDERSON, 1978, ANDERSON 1980, GABELHOUSE 1984a und b, WILLIES et al. 1993). Im Wesentlichen wurden mit dem "proportional stock density“ (PSD) Verfahren und „relative stock density“ (RSD) Verfahren zwei Methoden entwickelt mit denen eine numerische Beschreibung und Bewertung von Längen-Frequenz-Daten durchgeführt werden kann (siehe Material und Methoden).

Ein äußerst praktikables Verfahren zur Bewertung von Fischgemeinschaften nordamerikanischer Flüsse wurde in Form eines "Index of Biotic Integrity” (IBI) von KARR (1981) entwickelt. Dieser Index ist von KARR et al. (1986) modifiziert worden und wurde in der Folge an die Fischgemeinschaften einer Vielzahl amerikanischer Flußsysteme angepaßt

(z.B. ANGERMEIER & KARR 1986, MILLER et al. 1988, STEEDMAN 1988). Eine umfassende Zusammenstellung dieser IBI Anwendungen ist in SIMON (1999) angeführt. Das Karr'sche Konzept wurde in der Folge auch auf afrikanische Gewässer übertragen und dort für Gewässerbewertungen herangezogen (HUGUENY et al. 1996, HAY et al. 1996, TOHAM & TEUGELS 1999).

Karr's Index Verfahren ist als eine relativ billige und einfach zu handhabende Methode mit einem Minimum an teurer Laborarbeit konzipiert worden. Es basiert auf der Bewertung und Verrechnung von zwölf verschiedenen fischökologischen Faktoren und unterscheidet fünf Qualitätsklassen. Als Bewertungsmaßstab (Referenzzustand) dient die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft in einem nicht beeinflussten Flussabschnitt ähnlicher Größe und ähnlicher geographischer Lage (KARR et al., 1986, MILLER et al., 1988). Durch die Berechnung der "Maximum Species Richness Line" (MSRL), welche eine mathematische Funktion der Artenanzahl bezogen auf das Einzugsgebiet darstellt, wird dieses Bewertungssystem auch dem Umstand gerecht, daß mit der Größe des Einzugsgebietes die Anzahl der Fischarten zunimmt.

OBERDORFF und HUGHES (1992) wendeten das Index-Konzept von KARR erstmals in Europa an und bewerteten damit die Seine (Frankreich) und einen Großteil ihrer Zuflüsse. Weitere europäische Modifikationen für Fließgewässer erfolgten vor allem in Belgien (DIDIER & KESTEMONT 1996, VERBRUGGEN et al. 1996, BELPAIRE et al. im Druck). Grundsätzlich ist das IBI-Verfahren eine für Fließgewässer praktikable, oftmals getestete und in sehr vielen unterschiedlichen zoogeographischen Regionen angewandte Methode.

Der Vielfalt an Anpassungen und Anwendungen des Karr'schen IBI Verfahrens an Fließgewässer stehen nur einige wenige Adaptationen des Systems an stehende Gewässer gegenüber.

Eine dieser Modifikation auf Fischgemeinschaften stehender Gewässer der USA ist von MINNS et al. (1994) durchgeführt worden, die das Litoral einiger Buchten der Great Lakes bewerteten. Auch für diese Bewertung blieb das Grundkonzept von KARR et al. (1986) erhalten. Es erfolgte nur eine Anpassung der fischökologischen Faktoren an die Anforderungen der litoralen Fischgemeinschaften stehender Gewässer.

Weitere IBI- Anwendungen in Seen folgten für Lake Michigan (SIMON 1998), Lake Erie (THOMA 1999), für Seen in Wisconsin (JENNINGS et al. 1999) und für Seen in New England (WHITTIER 1999, O'CONNOR et al. 2000). SCHULZ et al. (1999) erhoben für 60 Seen in Florida

den Index of Biotic Integrity und verglichen diesen mit den Grad des antropogenen Einflüsses (gemessen anhand Cl-Konzentration, Dichte des Straßennetzes im Einzugsgebiet und Begutachtung durch lokale Limnologen) in diesen Seen. Sie fanden jedoch keine Übereinstimmung zwischen anthropogenen Einfluss und IBI-Werten und sind der Ansicht, daß das IBI-Konzept nur bedingt für Seen anwendbar ist. Auf europäischer Ebene wurden das IBI-Konzept in einer ganzen Reihe schwedischer Seen angewandt (APPELBERG et al. 2000), wobei jedoch für weitere Anwendungen noch Modifikationen durchzuführen sind.

In Österreich wurden methodische Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer ausgearbeitet (CHOVANEC et. al. 1994, SCHMUTZ & WAIDBACHER 1994, SCHMUTZ et al. 1999, ÖNORM 2000). Mit diesem österreichischen System ist jedoch ein sehr breiter Bewertungsspielraum gegeben, da die Bewertungskriterien verbaler Art und nicht in Form von konkreten Rechenvorschriften oder definierten Zahlen sind, wie dies bei allen obengenannten Indexberechnungen der Fall ist.

II. MATERIAL UND METHODEN

2.1. Charakterisierung der Gewässer

- **Hallstättersee**

Der Hallstättersee (47° 35´ nördliche Breite und 13° 39´ östliche Länge) erstreckt sich von den Nordabfällen des Dachsteinmassivs in Richtung Süd-Nord. Die fjordartig zwischen den Steilhängen aus Dachsteinkalk eingebettete Seewanne entstand durch den Schurf des mächtigen Dachsteingletschers. Der größte Zufluß des Hallstättersees ist die Traun, die eine Reihe von Seen des Steirischen Salzkammergutes entwässert. Sie bringt etwa 53 % der Gesamtwasserfracht. Der Rest wird von drei größeren Bächen (Waldbach, Gosaubach und Leislingbach) sowie zahlreichen unter- und oberirdischen Quellen geliefert. Entwässert wird der See wieder durch die Traun, die bei Ebensee in den Traunsee mündet. Zur Regulierung des Abflusses sowie der Seespiegelhöhe befindet sich beim Ausfluss des Hallstättersees eine Wehranlage.

Limnologisch (Tab. 1) befindet sich der Hallstättersee im Grenzbereich zwischen einem holomiktischen und einem meromiktischen See. Neben der im Verhältnis zur Oberfläche großen Tiefe gibt es infolge von Dichteunterschieden durch die Chloridbelastung einen weiteren stabilisierenden Faktor. Der Chlorideintrag basierte in erster Linie aus dem Salzbergwerk Hallstatt. Durch eine Änderung des Salzabbauverfahrens ist der Chloridgehalt im Hypolimnion von etwa 26 mg/l (1980) auf etwa 4 mg/l (1997) zurückgegangen. Aufgrund der Konzentrationen an Nährstoffen und Chlorophyll im Epilimnion liegt der Hallstättersee nach dem Gewässerschutzbericht 20/1998 der OÖ Landesregierung (SCHWARZ & JAGSCH 1998) im Grenzbereich der oligo-mesotrophen Bewertung, nach dem Gewässerschutzbericht 1999 (BMLF 1999) jedoch bereits im Bereich des Oligotrophie. Bedingt durch die sehr starke Durchflutung kann sich der Hallstättersee im Sommer nur wenig erwärmen und zeigt keine deutlich ausgeprägte Temperaturschichtung. Dies bedingt eine nur geringe Nutzung des Hallstättersees als Badesee. Weiters friert der See im Winter nur selten zur Gänze zu. Die derzeitige Sauerstoffsituation zeigt aufgrund der drastischen Abnahme der Chloridkonzentration seit 1980 eine Tendenz der Besserung. Die Sauerstoffmengen im

Hypolimnion haben vor allem durch Jahr für Jahr tiefer wirkende Teilzirkulationen zugenommen (SCHWARZ & JAGSCH 1998).
Die fischereiliche Bewirtschaftung des Hallstättersees erfolgt durch einen Berufsfischer sowie durch Angelfischerei. Die Gesamtausfänge der letzten zehn Jahre (1990-2000) liegen im Bereich zwischen 7,5 bis 10 Tonnen (8,7-11,6 kg/ha) pro Jahr. In der Regel wurden in den letzten Jahrzehnten weder Laichfischfang noch kein Besatzmaßnahmen durchgeführt. Ausnahmen sich vereinzelte Besätze von Seeforellen.

- **Mondsee**

Der Mondsee (47° 49´ nördliche Breite und 13° 24´östliche Länge) liegt in einem Talnetz, das durch eine tektonische Störungszone zwischen Alpennordrand und Flyschzone vorgeformt und durch den Tiefenschurf des Gletschers übertieft wurde. Entlang des Nord-Ostufers und im Westen erstrecken sich die Hügel der Flyschzone, während im Süden die steilen Felsen des Schafberges in den See abfallen. Der Mondsee hat drei größere Zuflüsse, welche zusammen etwa 70 % der gesamten Wasserfracht bringen: die Fuschler Ache (aus dem Fuschlsee), die Zeller Ache (aus dem Irrsee) und die Wangauer Ache. Daneben gibt es noch acht kleinere, stets wasserführende Bäche. Entwässert wird der See über die Seeache zum nur 4 km entfernten Attersee (SCHWARZ & JAGSCH 1998). Unmittelbar beim Ausfluß des Mondsees befindet sich ein Wehr mit einer automatischer Seespiegelregulierung.
Der holomiktisch-dimiktische Mondsee liegt aufgrund der Konzentrationen an Nährstoffen und Chlorophyll im Grenzbereich zwischen oligotroph und mesotroph (BMLF 1999). Die derzeitige Sauerstoffsituation liefert zufriedenstellende Ergebnisse mit einem stetig steigendem Sauerstoffgehalt im Hypolimnion. Über Grund gibt es seit 1986 keine anaeroben Verhältnisse mehr (SCHWARZ & JAGSCH 1998) (Tab. 1).
Der Mondsee gilt als einer der wärmsten Salzkammergutseen, wobei während des Sommers regelmäßig Temperaturen von 20 bis 22°C in der obersten Waaerschicht erreicht werden. Dies bedingt auch eine intesive Nutzung des Mondsees als Badegewässer. Aufgrund der West-Ostlage des Sees und der aus dieser Richtung vorherrschenden Winde ist eine vollständige Eisbedeckung sehr selten.
Am Mondsee gibt es insgesamt 18 eingetragene Fischereirechte, von denen jedoch nur mehr 8 im Nebenerwerb ausgeübt werden (Ritterbusch-Nauwerck 1992). Zusätzlich zur kommerziellen Fischerei wird der Mondsee auch angelfischereilich genutzt. Die

durchschnittliche Anzahl an Jahreskarten lag in den Jahren 1992 bis 1998 bei etwa 330 Stück pro Jahr. Der durchschnittliche Gesamtausfang (kommerziell und Angelfischerei) der Jahre 1992 bis 1998 bei 11,1 Tonnen bzw. 7,8 kg/ha. Es wird am Mondsee eine behördlich genehmigter Laichfischfang (Renken, Hecht) und seit Jahren regelmäßiger Besatz mit kommerziell und angelfischereilich interessanten Fischarten durchgeführt.

- **Irrsee**

Der Irrsee (47° 55´ nördliche Breite und 13° 18´ östliche Länge) liegt in einer von Norden nach Süden verlaufenden Senke, die von eiszeitlichen Moränen umgeben ist. Das langgestreckte Seebecken liegt zur Gänze in der Flyschzone und wird durch einen quer verlaufenden Felsrücken, dessen Scheitel bis auf 21 m unter die Wasseroberfläche ansteigt, in zwei kleinere Becken zerteilt. Das kleinere, nördliche Becken erreicht eine Tiefe von knapp 28 m, das größere, südliche Becken die maximale Tiefe von 32 m. Der Irrsee wird neben fünf größeren Zuflüssen durch eine Vielzahl von kleineren Wasserläufen, Gräben und unterirdischen Wasseraustritten gespeist. Entwässert wird der See durch die Zeller Ache (SCHWARZ & JAGSCH 1998). Am Irrsee gibt es keine Wehranlage zur Seespiegelregulierung. Am Seeausrinn befindend sich nur ein sogenannter „Rechen“.
Der holomiktisch-dimiktische Irrsee liegt aufgrund der Konzentrationen an Nährstoffen und Chlorophyll im Epilimnion im unteren Bereich des mesotrophen Seentyps (SCHWARZ et al. 1995, BMLF, 1999). Die geringen Wärmespeicherkapazität sowie die windgeschützte Lage führen zu einer fast regelmäßigen Eisbedeckung im Winter, deren Dauer jedoch zwischen einer Woche und zwei Monaten schwanken kann. Aufgrund der hohen sommerlichen Wassertemperaturen ist der Irrsee ein beliebter Badesee und wird auch entprechend stark genutzt. Es gibt jedoch am Irrsee im Gegensatz zu den anderen Seen keinen Motorbootbetrieb, keine Segel- oder Surfschulen und ein generelles Tauchverbot.
Mit der Inbetriebnahme der Ringkanalisation am Irrsee ergab sich eine signifikante Reduktion des Nährstoffeintrages (SCHWARZ et al. 1995). Die derzeitige Sauerstoffsituation ist jedoch immer noch sehr unbefriedigend, wenn auch eine deutliche Tendenz zur Besserung erkennbar ist. Besonders durch die oft unvollständige Durchmischung im Frühjahr geht der See bereits mit einem Sauerstoffdefizit in die Sommerstagnation über. Durch weitere Zehrungsvorgänge vergrößert sich dieses Defizit in den Sommermonaten noch (SCHWARZ & JAGSCH 1998) (Tab. 1).

Die fischereiliche Bewirtschaftung des Irrsees erfolgt ausschließlich durch Angelfischerei, mit einer durchschnittlichen Anzahl an Jahreskarten zwischen 260 und 375. Der jährliche Gesamtausfang ist seit 1995 rückläufig und lag 1998 bei 3,8 Tonnen, was einem Hektarertrag von etwa 11 kg/ha entspricht. Seit etwa 1987 wird zur Laichgewinnung ein Laichfischfang mit Kiemennetzen auf Coregonen durchgeführt. Zusätzlich zum Coregonenbesatz wird der Irrsee auch noch mit weiteren angelfischereilich interessanten Fischarten regelmäßig besetzt.

	Hallstättersee	**Mondsee**	**Irrsee**	**Wallersee**
Seehöhe (m)	508	481	533	506
Fläche (ha)	858	1421	347	610
Max. Tiefe (m)	125	68	32	23
mittl. Tiefe (m)	65	36	15	12
Volumen (Mio. m^3)	557,0	510,0	53,0	76,6
Wassererneuerungszeit	0,5 Jahre	1,7 Jahre	1,7 Jahre	289 Tage
Sichttiefe (m)	3,6	6,0	5,8	3,9
Gesamt-Phosphor (mg/m^3)	10	7	6	17
Trophiegrad	oligotroph	oligo-mesotroph	oligo-mesotroph	mesotroph

Tabelle 1.: *Morphometrische Daten der Seen.*

- **Wallersee**

Der Wallersee (47° 55´ nördliche Breite und 13° 10´östliche Länge) liegt in der Flachgauer Moränenlandschaft, in einem Zweigbecken des ehemaligen Salzachgletschers. Das Wallerseebecken ist in Flysch und Helvetikum eingebettet (MOOG & JAGSCH 1980), mit allgemein flach auslaufenden und nur selten steileren, grobschotterigen Ufern (JÄGER 1974). Der Wallersee wird durch mehrere kleine Zuflüsse gespeist: Schönbach, Wengerbach, Wallerbach, Henndorfer Bach und Schlachterbach. Die Entwässerung des Sees erfolgt über die Fischach. Hier befindet sich auch eine neu errichtete Wehranlage zur Seespiegelregulierung.

Der holomiktische-dimiktische Wallersee liegt aufgrund der Konzentrationen an Nährstoffen und Chlorophyll derzeit im mesotrophen Bereich (BMLF 1999) (Tab. 1). Die gegenwärtige Sauerstoffsituation am Wallersee ist trotz stetiger Besserung immer noch unbefriedigend. Die Sauerstoffkonzentration nimmt im Hypolimnion alljährlich vom Spätsommer bis etwa November dramatisch ab (< 3 mg/l). Trotz starker Windexponiertheit kommt es aufgrund der

geringen Wärmekapazität des Sees zu fast regelmäßiger Eisbedeckung im Winter, deren Dauer zwischen wenigen Wochen und drei Monaten schwanken kann.
Die Bewirtschaftung des Wallersees erfolgt durch einen Berufsfischer sowie durch Angelfischerei. Der durchschnittliche Gesamtausfang lag in den Jahren 1995 bis 1999 bei rund 8,5 Tonnen (14 kg/ha) pro Jahr, wobei der Anteil der Angelfischerei etwa 45 % ausmachte. Im Wallersee wird Laichfischfang (Hecht) sowie regelmäßiger Fischbesatz komerzeillund angelfischereilich interessanter Fischarten durchgeführt.

2.2. Daten- und Literaturerhebung

Die Suche der aktuellen Literatur erfolgte vor allem über die gängigen Literatursuchprogramme: Biological Abstracts, Current Contents, Zoological Abstracts, sowie anhand der monatlichen ASFA-Handbücher.
Historische Literatur aus dem Zeitraum vor 1940 wurde direkt in den Bibliotheken des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Naturhistorischem Museum Wien, Akademie der Wissenschaften, Landesarchiv Salzburg, Landesarchiv Oberösterreich und lokalen Museen ausgehoben. Weiter zurückliegende Literatur aus den Stiftsakten Mondsee und dem Landesarchiv Salzburg wurden von NAUWERCK (1998) aufgearbeitet. Zusätzlich wurden noch historische Fanglisten ausgewertet. Zu verschiedenen aktuellen Fragen wurden auch Daten aus dem Internet abgefragt.
http://www.fishbase.org
http://www.bio.tcu.edu/lakebib9700.html

2. 3. Rekonstruktion der ursprünglichen Fischartengemeinschaft

Zur Rekonstruktion der ursprünglichen Fischartengemeinschaft wurde eine umfangreiche Recherche nach historischer, fischbiologischer und fischereiwirtschaftlicher Literatur aus dem Zeitraum vor 1940 durchgeführt. Neben der Literatursuche wurde in der Fischsammlung des Naturhistorischen Museum Wien nach Belegexemplaren dieser Seen aus dem Zeitraum vor 1940 gesucht. Zusätzlich wurden auch noch Zeitzeugen über die vorkommenden Fischarten dieser vier Seen befragt. Die zum Teil sehr unterschiedlichen wissenschaftlichen Bezeichnungen der Fische wurden nach FITZINGER (1832), HECKEL (1854), HECKEL & KNER

(1858), JÄCKEL (1864), HENSCHEL (1890) und KOTTELAT (1997) auf Synonyme überprüft und den aktuellen wissenschaftlichen Fischnamen nach SPINDLER (1997) zugeordnet.

Neben den exotischen Fischarten (siehe Tab. 2, Spalte Gefährdung), die eindeutig als allochthon anzusehen sind, werden einige heimische, jedoch standortfremde Fischarten, wie der Karpfen, Aal und Zander als nicht der ursprünglichen Fischfauna dieser Seen zugehörig angesehen. Der Karpfen wird seit dem Mittelalter als Teichfisch gehalten (FREUDLSPERGER 1936, WACHA 1964) und ist in der Folge über fast ganz Europa verbreitet worden (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989, GAUMERT & KÄMMREIT 1993). So gibt HECKEL (1851) den Karpfen als in den oberösterreichischen Seen eingesetzt an. Nach FITZINGER (1878) wurden Atter-, Mond- und Irrsee mit Karpfen aus der Donau besetzt. Die Donau ist nach BALON (1968) als ein Ursprungsgebiet des Karpfen anzusehen. HECKEL (1854) erklärt das Vorkommen des Karpfens in der Salzach mit dem zufälligen Entkommen aus Teichanlagen. Es ist anzunehmen, daß der Karpfen auf derartige Weise auch in den Wallersee gekommen ist, aber ursprünglich auch in diesem See nicht heimisch war. Mit dem Zander und dem Aal wurden schon relativ bald Einbürgerungsversuche unternommen (HAEMPEL 1930). Der Zander wurde aus Böhmen eingeführt und in den um das Jahr 1500 errichteten Glaneggerweiher gesetzt (FREUDLSPERGER 1936). Von dort wurde der Zander um etwa 1770 in den Wallersee eingesetzt (FREUDLSPERGER 1921). Der Irrsee wurde mit Zandern um 1900 (WIESINGER, undatiert), der Mondsee um etwa 1925 (HAEMPEL 1930) besetzt. Die Aale waren in Österreich ursprünglich nur im nördlichen Waldviertel sowie im Bodenseegebiet heimisch, sind jedoch heute durch künstlichen Besatz in ganz Österreich verbreitet (SPINDLER 1997). Aale wurden erstmals 1909 in den Irrsee eingesetzt (HAEMPEL 1930), von wo aus sie auch in den Mond- und Attersee (PÖLZL 1926) einwanderten. Der Aalbesatz erfolgte ab 1960 in größerem Umfang (JAGSCH 1992), und in der Folge wurden eine ganze Reihe von Salzkammergutseen mit Aalen besetzt. Typische Fließgewässerfischarten wie Äsche, Bachforelle, Barbe, Schneider und Bachneunauge sind zum Teil als in den Seen vorkommend angeführt worden. Es wird angenommen, daß diese Arten aus den einmündenden oder abfließenden Bächen kurzzeitig in die Seen einwandern, aber nicht den gesamten Lebenszyklus im See verbringen. Aal, Zander, Karpfen, Äsche, Bachforelle, Barbe, Schneider und das Bachneunauge werden daher nicht in den rekonstruierten Fischartengemeinschaften von Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersee (Tab. 11) angeführt.

2.4. Rekonstruktion der ursprünglichen Fischbiomasse

Die ursprüngliche Fischbiomasse wurde anhand der Beziehung Total-Phosphorkonzentration (TP) zu Fischbiomasse (BM) geschätzt (Abb. 1). Als Datenpunkte wurden hydroakustisch erhobene Biomassen coregonendominierter Seen (Hallstätter-, Mond-, Irr-, Waller- und Traunsee: eigene Daten; Kochel-, Ammer- und Walchensee: (MAYR 1998) sowie Literaturdaten kanadischer und finnischer Seen (DOWNING & PLANTE 1993) verwendet. Die Phosphorwerte der österreichischen Seen stammen aus dem österreichischen Gewässerschutzbericht (BMLF 1999) und sind als Jahresmittelwerte dargestellt.

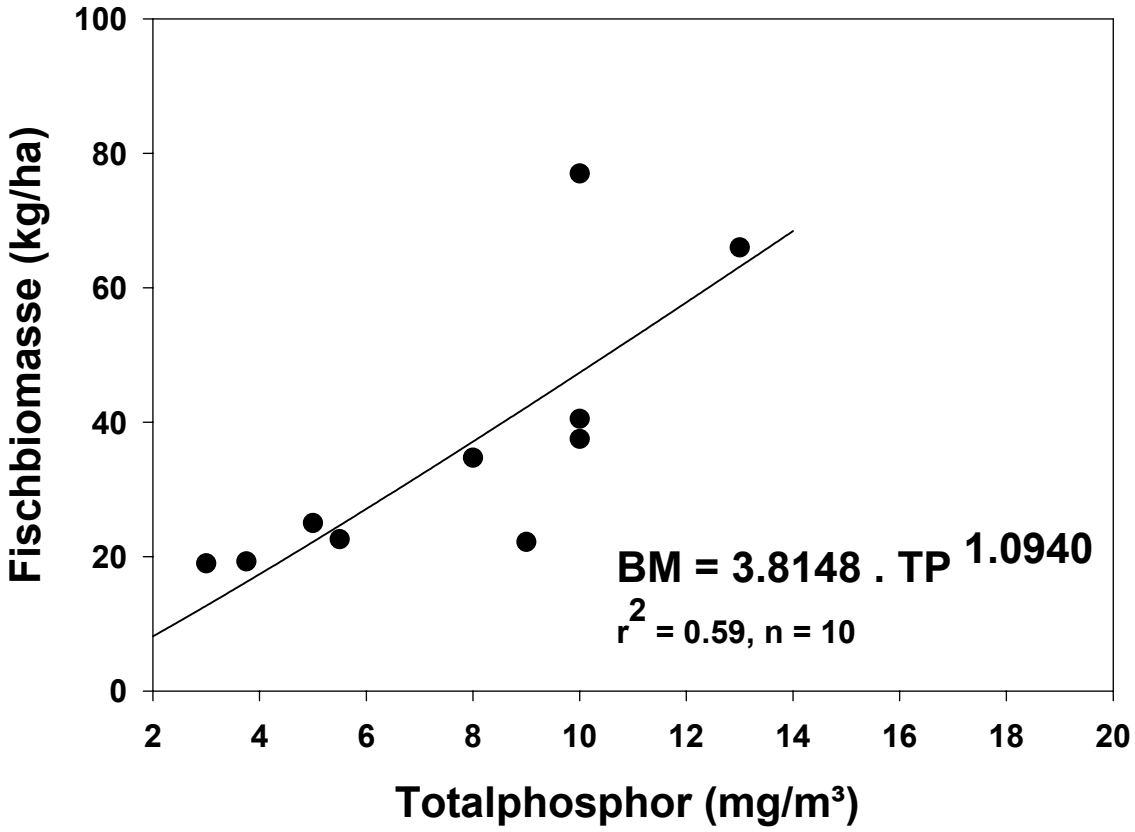


Abbildung 1.: *Zusammenhang zwischen Totalphosphor (TP) und Fischbiomasse (BM). Als Datenpunkte wurden hydroakustisch erhobene Biomassen coregonendominierter Seen (Hallstätter-, Mond-, Irr-, Waller- und Traunsee: eigene Daten; Kochel-, Ammer- und Walchensee: MAYR, 1998) sowie Literaturdaten kanadischer und finnischer Seen (DOWNING & PLANTE 1993) verwendet.*

$$\textbf{Fischbiomasse (kg/ha)} = 3{,}8148\ (\pm\ 3{,}2966\ \text{S.E.})\ .\ TP^{\ 1{,}0940\ (\pm\ 0{,}3847)}$$

$r^2 = 0{,}59;\ n = 10$

Für oligotrophe Seen werden Phosphorkonzentration (P_{tot}) von 5 bis 13 mg/m^3 , Mittelwert 8 mg/m^3 (VOLLENWEIDER & KEREKES 1980) bzw. 10 mg/m^3 (SCHWÖRBEL 1993), für ultraoligotrophe Seen < 4 mg/m^3 (SCHWÖRBEL 1993) zitiert. Eine paläolimnologische Rekonstruktion der Gesamtphosphorkonzentration des Mondsees auf der Basis von Algengemeinschaften ergab Werte von 6 mg/m^3 für den Zeitraum bis etwa 1967 (BENNION et al. 1995, WUNSAM 1996). Für das Leitbild wurde für alle vier Seen die ursprüngliche Fischbiomasse mit **37 kg/ha** bei einem Phosphorgehalt von 8 mg/m^3 angesetzt.

2.5. Erhebung der aktuellen Fischartengemeinschaft

2.5.1. Kiemennetzbefischungen

Im Oktober 1999 wurden an allen vier Seen Kiemennetzbefischungen durchgeführt. Zu diesem Zweck wurde ein Netzsatz bestehend aus 8 Netzen mit jeweils unterschiedlichen Maschenweiten zusammengestellt. In Anlehnung an das Multimaschennetz von LUNDGREN (HAMMAR & FILLLIPSON 1985) kamen Netze (insgesamt 1050 m^2) mit gestaffelten Maschenweiten von 15 mm, 26 mm, 32 mm, 38 mm, 42 mm, 45 mm, 50 mm bis 60 mm mit Fadenstärken zwischen 0,08 und 0,22 mm zum Einsatz. Durch die Staffelung der Maschenweiten wird die Selektivität der Kiemennetze verringert (HAMMAR & FILIPSSON 1985). Die Netze wurden aufgrund unserer vorangegangenen Echolotaufnahmen vom September 1999 am Wallersee und am Hallstättersee in Schwebe (ca. 5 bis 8 m Wassertiefe) am Irrsee und am Mondsee auf Grund (ca. 20 bis 30 m Tiefe) gesetzt. Exponiert wurden die Netze jeweils 12 Nachtstunden (Abb. 2).

Abbildung 2.: *Kiemennetzbefischung*

2.5.2. Elektrobefischungen

Zur Erfassung der in Ufernähe vorkommenden Fischarten sowie zum Nachweis des Eigenaufkommens ufernaher Fischarten wurden Elektrobefischungen durchgeführt. Dabei ist mit einem Elektrofischfanggerät der Fa. Grassl gearbeitet worden. Die verwendete Spannung schwankte je nach See zwischen 450 und 600 Volt bei einer Stromstärke von 2 bis 4 Ampere. Die Anzahl der Befischungsstellen wurde an die Seegröße angepasst, wobei pro km^2 Seefläche je eine Befischungsstelle, mit jeweils möglichst unterschiedlichen Habitatausprägungen befischt wurde. Auf diese Weise ergaben sich 8 Stellen für den Hallstättersee, 14 Stellen für den Mondsee, 6 Stellen für den Irrsee und 7 Stellen für den Wallersee. Die Befischungen wurden vom Boot aus durchgeführt, wobei ein Polführer und zwei Personen mit Kescher zum Einsatz kamen. An den tieferen Stellen wurde mit dem Motor gefahren, ansonst gerudert bzw. gestakt. Zur Vergleichbarkeit wurden Einheitsfänge (Einheitsfang-Fische/Zeiteinheit) durchgeführt, wobei pro Durchgang jeweils 15 Minuten gefischt wurde.

Die Elektrobefischungen wurden 1998 pro See 2 bis 3 mal pro Jahr (Tab. 2) durchgeführt. Im Jahr 1999 wurde nur mehr an ausgewählten Stellen gezielt nach benthischen Kleinfischen gesucht (Tab. 2).

	Hallstättersee	**Mondsee**	**Irrsee**	**Wallersee**
Einheitsfänge	15. 5. 1998	8. 5. 1998	20. 4. 1998	28. 4. 1998
Einheitsfänge	3. 8. 1998	24.und 28. 7. 1998	21. 7. 1998	27. 7. 1998
Einheitsfänge	5. 11. 1998	-	22. 10. 1998	-
Gezielte Artensuche	20. 7. 1999	30. 7. 1999	26. 7. 1999	12. 8, 24. 8. 1999

Tabelle 2.: *Fangtermine Elektrobefischungen*

Abbildung 3.: *Elektrofischfang*

2.5.3. Ringwadenbefischung

Zum Nachweis der oberflächennahe lebenden Fischarten wurden Fänge mit Ringwaden durchgeführt (Termine siehe Tab. 4). Ringwaden bestehen aus einem rechteckigen Netztuch mit gestaffelten Maschenweiten (Tab. 3). Die Oberleine ist derart ausgestattet, daß die regelmäßig angebrachten Styroporschwimmer imstande sind das ganze Netz zu tragen. Die Unterleine ist mit Blei beschwert und in regelmäßigen Abstanden mit Plastikringen (Ø = 5 cm) bestückt, durch welche ein Seil läuft. Das Auslegen der Ringwade erfolgt kreisförmig, wobei zuerst ein Anker fixiert wird und dann mit dem Motor die Ringwade so schnell wie möglich ausgesetzt wird.

Durch den Kreis erreicht man wieder die Ankerboje, der Anker wird abgehängt und das Netz beschwert und geschlossen. Dann wird mit dem Einziehen der Ringwade begonnen, wobei als erstes, das durch die Ringe laufende Seil eingezogen und somit der Boden der Ringwade geschlossen wird. Folglich wird der Rest des Netzes in das Boot gerafft, bis nur mehr der vordere, engmaschige Teil des Netzes eine Netztasche bildet, in der die unverletzten, gefangenen Fischen übrigbleiben (Abb. 4, 5, 6). Die Maße der verwendeten Ringwaden sind in Tabelle (3) dargestellt. Der Zeitaufwand für einen Fang liegt bei guten Bedingungen (windstill, gute Sicht) bei etwa 20 Minuten. Zusätzliche Informationen zur Ringwadenfischerei sind den Arbeiten von EVANS & JOHANNES (1988), TURUNEN et al. (1998), TISCHLER (1999), TISCHLER & WANZENBÖCK im Druck, TISCHLER et al. im Druck, HAYES et al., 1996 zu finden.

Abbildung 4.: *Einziehen der Ringwade kurz nach dem Auslegen*

Abbildung 5.: *Zusammenraffen der Ringwade*

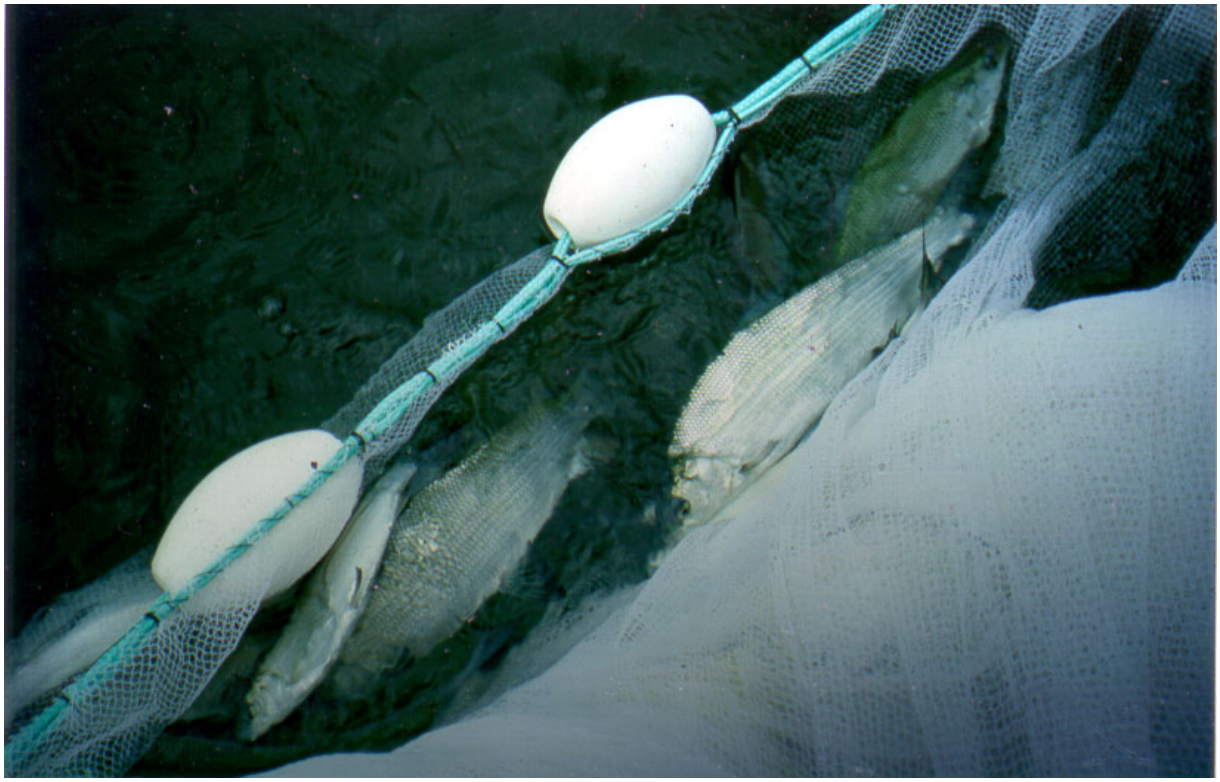


Abbildung 6.: *Netztasche mit Ringwadenfang*

Ringwade	Länge, Höhe (m)	befischte Fläche(m²)	Volumen (m^3)	Netz/Vorne (mm)	Netz/Mitte (mm)	Netz/Ende (mm)
kleine	25 x 6	~ 50	300	1	1	1
mittlere	120 x 5	1000	5.730	3	5	7
große	120 x 12	1000	13.609	6	8	10

Tabelle 3.: *Maße und Maschenweiten der drei in der Untersuchung verwendeten Ringwaden. Die Netze der mittleren und der großen Ringwade bestehen aus drei unterschiedlichen Maschenweiten.*

	Hallstättersee	Mondsee	Irrsee	Wallersee
Ringwadenfänge	12. 8. 1998	10. 8.1998	21. 4. 1998	29. 4. 1998
	4. 11. 1998	10. 9. 1998	19. 8.1998	4. 8. 1998
	27. 5. 1999	-	23. 10.1998	17. 8. 1998
	5. 7. 1999	-	-	2. 11. 1999
	6. 9. 1999			

Tabelle 4: *Fangtermine Ringwadenbefischungen*

2.5.4. Schleppnetzbefischung

Bei den Schleppnetzbefischungen kam ein Zwei-Schiff-Schwimmschleppnetz (STEINBERG & DAHM 1972) der Firma Engel-Netze zum Einsatz . Die Öffnungshöhe des Netzes beträgt etwa 7 m, die Öffnungsbreite etwa 10 m. Die Maschenweiten sind von der Öffnung her gestaffelt, beginnend mit 80 mm, der nächste Teil hat 40 mm, dann 20 mm und der Stert hat eine Maschenweite von 15 mm. Geschleppt wurde das Netz mit den unterschiedlichsten Booten mit Motorleistungen von 20 PS bis 180 PS. Die Länge der Schleppleinen schwankte zwischen 50 m und 200 m, je nach Schlepptiefe. Im ersten Untersuchungsjahr wurde immer mit zwei Booten geschleppt. Im zweiten Untersuchungsjahr wurden Scherbretter zum Offenhalten des Netzes montiert. Damit war es möglich, mit nur einem Boot zu Schleppen. Die Schleppdauer betrug zwischen 20 min und 40 min. Gehoben wurde das Schleppnetz anfangs händisch, dann mit einer motorisierten Winde.

2.6. Erhebung des Eigenaufkommens

2.6.1. Schubnetzbefischung

Zum Fang von Fischlarven und Jungfischen kam ein Schubnetz zum Einsatz. Das **Schubnetz** (Abb. 7, 8) ist eine Netzkonstruktion, die durch ein Gestänge am Bug des Schiffes befestigt war, sodaß sie vor dem Boot hergeschoben werden konnte. Dadurch wird die Fluchtreaktion der Fische im Vergleich zu geschleppten Netzen minimiert (WANZENBÖCK et al. 1997). Die konische Netzkonstruktion bestand aus zwei abgestuften Netzteilen, mit zum Fangbecher hin enger werdenden Maschenweiten (0,7 und 0,6 mm). Am Ende des Netzes befand sich ein verschließbarer Fangbecher in dem sich die gefangenen Fische ansammeln. Die rechteckige Eingangsöffnung hatte ein Maß von 120 x 100 cm. Beim Fang befand sich die Oberkante des Netzes an der Wasseroberfläche (Abb. 8). Ein Netzschub dauerte 6 Minuten, wobei mit einer Schubgeschwindigkeit von 1.6 m s^{-1} jeweils 644 m^3 Wasser mit den darin befindlichen Fischlarven gefiltert wurden. Nach dem Netzschub wurde das Netz gehoben, mit Wasser gespült und die gefangenen Fischlarven wurden dem Fangbecher entnommen. Die Fischlarven werden noch am Boot in Formaldehyd (~4 %) fixiert und bis zur weiteren Bearbeitung in beschrifteten Plastikdosen gelagert.

Am Hallstättersee wurden die Schubnetzfänge von Anfang Februar (1998) bzw. Anfang Jänner (1999) bis jeweils Anfang Juni durchgeführt. Mond-, Irr- und Wallersee wurden 1999 beprobt, wobei am Mondsee am 23.3. und 15.4, am Irrsee am 25.3. und 15.4. und am Wallersee am 24.3., 27.4. und 16.4. Larvenfänge mit dem Schubnetz durchgeführt wurden. Die Beprobung erfolgte am Hallstätter- und Mondsee an 12 Stellen (3 Pelagialstellen, 9 Uferstellen), am Irr- und Wallersee an 8 Stellen (2 Pelagialstellen, 6 Uferstellen). Weitere Details zur Schubnetzmethode sind in (WANZENBÖCK et al. 1997, LAHNSTEINER in Vorbereitung) angeführt.

Abbildung 7.: *Schubnetzkonstruktion*

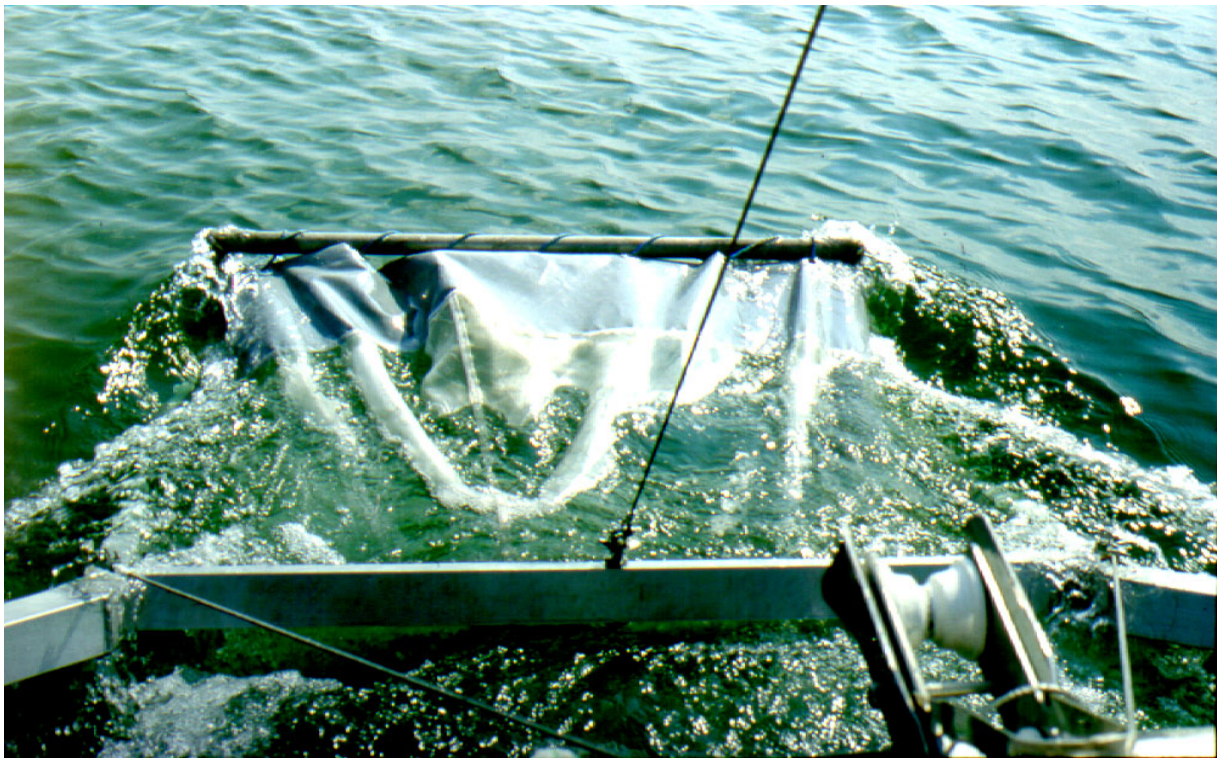


Abbildung 8.: *Schubnetz im Einsatz*

2.6.2. Ringwadenbefischung

Gezielte quantitative Fischlarvenfänge mit der Ringwade wurden am Wallersee regelmäßig (14-tägig von Mai bis September) und am Hallstättersee an 3 Sommerterminen im Jahr 1999 (Tab. 4) durgchgeführt. Am Wallersee wurde im Rahmen dieses Projektes ein umfangreicher Methodenvergleich zwischen Ringwade und Schubnetz durchgeführt (TISCHLER 1999; TISCHLER & WANZENBÖCK im Druck; TISCHLER et al. im Druck). Es wurden jeweils Tag- und Nachtfänge ausgeführt.

2.6.3. Elektrobefischung

Larven und Jungfische die im Litoral leben wurden qualitativ per Elektrofischfang erfasst. Die Befischungsweise und die Termine sind in Tabelle (2) angeführt. Auf Jungfische wurde mit einem kleineren Polring und einem zusätzlichen Kescher mit feinen Netzstoff gefischt.

2.7. Erhebung der aktuellen Abundanzen und Fischbiomassen

2.7.1. Hydroakustische Freilanderhebung

Die hydroakustischen Untersuchungen wurden mit einem EY500-split-beam-Echolot der Firma SIMRAD (Norwegen) durchgeführt. Dieses Echolot besteht aus folgenden Teilen: Elektronikelement (Transceiver), elliptischer, 120-kHz-Schallgeber und -empfänger (Transducer) mit einem Schallkegel von 4° x 10°, Laptop-Computer zum Betreiben des Transceivers und 12 V-Stromquelle. Der Schallgeber wird waagrecht mit einem speziellen Haltesystem, seitlich am Boot in einer Wassertiefe von etwa 0,4 m befestigt (Abb. 9)
Zur exakten Bestimmung der Fahrtroute und der Fahrtgeschwindigkeit kam bei unseren Aufnahmen noch ein direkt an den Tranceiver ankoppelbares und differentiell korrigiertes Satellitennavigationsystem (Firma: Trimble; Modell: Pathfinder pro XR) zum Einsatz. Die Aufnahmen wurden derart gestaltet, daß an jedem See Quertransekte in etwa 500 m Abstand vertikal beschallt wurden. So wurde am Irrsee an 10, am Mondsee an 14 und am Waller- und Hallstättersee an 11 Quertransekten gelotet. Das pro Aufnahme beschallte Wasservolumen betrug am Mondsee etwa 2,217, am Hallstättersee 4,06, am Wallersee 0,137, und am Irrsee

0,250 Milionen m^3 . Bei der Aufnahme werden die Daten in Form von Rohdaten kontinuierlich auf die Festplatte des Laptops gespeichert. Die Bootsgeschwindigkeit betrug während der Aufnahmen etwa 6-8 km/h. Die Pingrate (Schallimpulse/Sekunde) wurde in Abhängigkeit von der Seetiefe und der Temperatur eingestellt, wobei vor allem mit der möglichst höchsten Rate (automatische Modus) gepingt wurde. Aufgrund der besseren Einzelfischverteilung wurde ausschließlich in der Nacht (PTAK & APPENZELLER, 1998) gelotet. In regelmäßigen Abständen (2 bis 3 mal jährlich) wurde das Echolot mit einer Standard-Eichkugel der Fa. Simrad kalibriert (SIMRAD, 1996a).
Für jede Aufnahme wurde die mittlere Temperatur über der tiefsten Stelle des Sees erhoben, die entsprechende Schallgeschwindigkeit berechnet und das Echolot dahingehend eingestellt. Die am Laptop gespeicherten Rohdaten wurden nach der Aufnahme auf CD gebrannt und bis zur Auswertung aufbewahrt. Die Termine der durchgeführten Echlotaufnahmen sind in Tabelle (5) zusammengefasst.

Abbildung 9.: *Echolotboot mit montierten Transducer (Schallgeber und -empfänger)*

	1998			1999				
Hallstättersee	2. 4.	16. 7.	26. 11.	6. 4.	11. 5.	5. 7.	16. 9.	-
Mondsee	1. 4.	10. 7.	17. 11.	10. 3.	9. 5.	6. 7.	13. 9.	25. 11.
Irrsee	18. 3.	6. 7.	23. 11.	25. 3.	10. 5.	8. 7.	14. 9.	26. 11.
Wallersee	31. 3.	8. 7.	18. 11.	24. 3.	12. 5.	1. 7.	15. 9.	29. 11.

Tabelle 5.: *Echolottermine*

2.7.2 Auswertung der hydroakustischen Daten

Für die Auswertung müssen die bei den Aufnahmen gewonnenen Rohdaten vorerst aufbereitet werden. Dazu werden die einzelnen Datensätze nochmals im Aufnahmeprogramm (SIMRAD EY-500) abgespielt, wobei alle für die Auswertesoftware (SIMRAD EP-500-50) notwendigen Einstellungen aktiviert werden (SIMRAD, 1996b). Bei diesem "Replay" erfolgt eine erste vorläufige Grenzwertsetzung, Störungen werden ausgefiltert und die Files werden für das Auswerteprogramm (SIMRAD EP-500-50) lesbar gemacht (SIMRAD, 1996b). Die derart aufbereiteten Files werden dann mit der Auswertesoftware komprimiert und geöffnet. Während dieses Vorganges erfolgten weitere Feineinstellungen, wobei vor allem letzte verbliebene Störungen (Wind, Luftbalsen, Motorgeräusche, etc..) und ungewollte Echos noch ausgefiltert werden. Bei dieser Prozedur werden auch die Minimalgrenzwerte gesetzt. Zur Grenzwertsetzung wurde das Echogramm zuerst mit einem TS-Grenzwert von -58 dB , einem SV-Grenzwert von -68 dB und TVG 40 logR geöffnet. Dann wurde bei 20 logR der SV-Grenzwert solange erhöht bis keine Störungen mehr am Echogramm sichtbar waren. Letztlich wurde das 20 logR Echogramm mit dem 40 logR Echogramm verglichen, stimmten die beiden Echogramme weitgehend überein wurde bei diesen Grenzwerten ausgewertet. Ergaben sich wesentliche Unterschiede zwischen den beiden Echogrammen so wurde der SV - Grenzwert noch bis zur weitgehenden Übereinstimmung feinabgestimmt.

Die nun möglichen Auswertungen erfolgten immer über den gesamten Transekt in der Schicht zwischen 4 m Wassertiefe und Seegrund.

Bei der Auswertung werden die Echos zuerst gefiltert und in zwei Kategorien geteilt:

1) Echos die von Einzelfischen stammen. Um in diese Kategorie zu fallen, müssen die Echos eine Mindeststärke (TS-threshold) überschreiten, z.B. –50 dB, und in einen definierten Bereich von Echolängen, z.B. zwischen 0,8 und 1,5 relativer Echolänge, liegen.

2) Allen anderen Echos, die soweit sie den Minimalgrenzwert (SV-treshold) überschreiten, werden dahingehend interpretiert, daß sie von Fischschwärmen herrühren. Die

Auswertesoftware berechnet dann aus der Wassertiefe und der Schallkegelgeometrie des Schwingers das beschallte Volumen und die beschallte Fläche. Die gefundenen Einzelechos werden dann pro Fläche dargestellt und in den Echogrammen als „Area density (trace)“ gekennzeichnet. Die Gesamtechostärke (in den Echogrammen als „total sa“ gekennzeichnet), welche noch zusätzlich zu den Einzelechos („trace sa“) die Echos der Kategorie 2 beinhaltet, wird aufgeschlüsselt. Die verbleibende Echostärke der Kategorie 2 wird nun so behandelt als bestünde sie ebenfalls aus Einzelechos mit der gleichen Größenverteilung die bei den Einzelechos gefunden wurde. So wird die Echostärke der Schwärme auf Zahl von Einzelechos aus denen sie am wahrscheinlichsten bestehen hochgerechnet und das Ergebnis als Fische pro Flächeneinheit („Area density“ f/ha) mit der dazugehörigen Echostärkeverteilung angezeigt. Für die Echostärkeverteilung werden Dezibelklassen von je 3 Dezibel zusammengefasst. Ausführliche Informationen hinsichtlich der Einstellungen bei der Aufnahme und bei der Auswertung sind den SIMRAD "Instruction manuals" (SIMRAD 1996 a,b) zu entnehmen.

2.7.3. Biomasseberechnung

Bei der Auswertung der einzelnen Transekte fallen Daten über die Fischdichte (Fische/ha) und der dazugehörigen Verteilung an (Abb. 10), wobei diese Verteilung in Klassen von jeweils 3 Dezibel zusammengefaßt wird. Um von der Echostärkeverteilung (Dezibel, dB) auf Fischgewichtseinheiten (Kilogramm, kg) zu kommen sind zwei Rechenschritte notwendig: **1.** von Dezibel auf Fischlänge und **2.** von Fischlänge auf Fischgewicht.
Bedingt durch die vom Gerät vorgegebene Echostärkeverteilung in 3-dB-Schritten, sowie der logarithmischen Dezibel-Skala wurden diese Rechenschritte mit dem logarithmischen Mittel, der Echostärkeverteilung, allerdings in 1-dB-Schritten durchgeführt.
Von Dezibel auf die Fischlänge wurde bei unserem 120 kHz-Schallgeber mit der Formel

Echostärke = 19,1 . (log Totallänge) - 63,85

nach LOVE (1971) umgerechnet.
Ausgehend von den derart berechneten Fischlängen wurde das jeweilige mittlere Fischgewicht jeder 1-dB-Klasse anhand von Längen-Gewichtsregressionen berechnet. Dabei wurden aufgrund der in unseren Netzfängen dominierenden Fischarten am Hallstättersee und

Irrsee nur Renken, am Mondsee und Wallersee mehrere verschieden Arten für die Berechnung herangezogen (Tab. 6).

	Regressionen	r^2	Fischarten
Hallstättersee	$G_{voll} = 0{,}0044 \,.\, (L_{tot})^{3{,}1860}$	0,984	Renken (n = 352)
Mondsee	$G_{voll} = 0{,}0073 \,.\, (L_{tot})^{3{,}0637}$	0,979	Renke (n = 72), Rußnase (n = 181), Seelaube (n = 62), Rotauge (n = 177)
Irrsee	$G_{voll} = 0{,}0044 \,.\, (L_{tot})^{3{,}1860}$	0,984	Renken (n = 352)
Wallersee	$G_{voll} = 0{,}0326 \,.\, (L_{tot})^{2{,}6773}$	0,967	Renken (n = 52), Barsch (n = 113), Rotauge (n = 28), Brachse (n = 111)

Tab. 6: *Längen-Gewichtsregressionen zur Biomasseberechnung (G_{voll}: Vollgewicht; L_{tot}: Totallänge)*

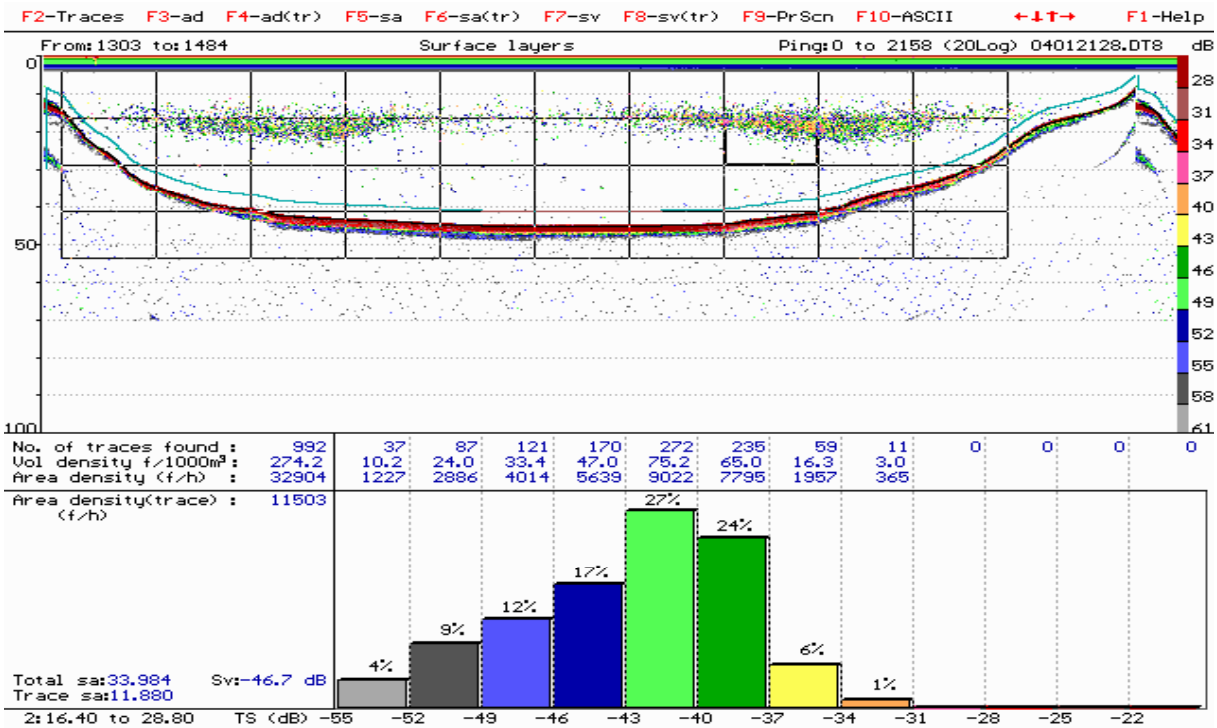


Abbildung 10: *Beispiel eines Echogramm vom Mondsee, Nachtaufnahme 1.4.1998*

Für die Biomasseberechnung wurden nun die in 3-dB-Schritten vorliegenden Abundanzen (Fische/ha) jeder 3-dB-Echostärkeklasse gedrittelt, mit den nun bekannten mittleren Fischgewichten jeder 1-dB Klasse multipliziert und dann addiert. Dabei wurde angenommen, daß die Abundanzverteilung jeder 1-dB-Klasse innerhalb der 3-dB-Klassen gleich ist. Letztlich wurde aus den so gewonnenen Biomassewerten der einzelnen Transekte (= Teilproben) eines Sees die mittlere Fischbiomasse (kg/ha) des jeweiligen Termins berechnet.

Als Ausreißer wurden alle Werte (= mittlere Fischbiomasse eines Termins) die außerhalb des Bereiches vom Mittelwert ± 4 Standardabweichungen lagen, angesehen (LOZAN, 1992). Diese Werte wurden für weitere Berechnungen exkludiert.
Weitere allgemeine Details über die hydroakustischen Methoden sind in Mc LENNON D.N. & E.J. SIMMONDS (1992), BRANDT (1996), GASSNER et al. (1999), WANZENBÖCK & GASSNER (im Druck) angeführt.

2.8. Auswertungen

2.8.1 Ökologische Charakterisierung der vorkommenden Fischarten

Für die Leitbilderstellung wurden die für Hallstätter-, Traun-, Mond-, Irr- und Wallersee theoretisch in Betracht kommenden Fischarten nach Laichgilden, Freßgilden, ökologischen Ansprüchen, Gefährdungsstatus, Lebensräumen und Strömungspräferenzen eingeteilt (siehe Tab. 7; Ökologische Charakterisierung). Die Einteilung basiert auf folgender Literatur:

- **Laichgilden**

Laichgilden auszugsweise nach BALON (1975, 1981):

A	**Gelege wird nicht bewacht**	**B**	**Gelege wird bewacht**
A.1.	Eier werden oberflächlich auf das Substrat gelegt oder frei ins Wasser abgegeben	**B.1.**	gezielte Substratwahl
A.1.1.	Pelagophile	**B.1.4.**	Phytophile
A.1.2.	Lithopelagophile	**B.2.**	Eier werden in Nestern abgelegt
A.1.3.	Lithophile	**B.2.4.**	Ariadnophile
A.2.	Eier werden im Substrat versteckt	**B.2.5.**	Phytophile
A.2.3.	Lithophile	**B.2.7.**	Speleophile
A.2.5.	Ostracophile		

- **Nahrungsgilden**

Nach BAUCH (1963), SCHINDLER (1975), MUUS & DAALSTRÖM (1981), TEROFAL (1984), LAZZARO (1987), GERSTMEIER (1990), NAUWERCK (1992), DOWNING & PLANTE (1993), HERZIG et al. (1993) und VILCINKAS (1993): Pisc = Piscivore; Plan = Planktivore; Benth = Benthivore; Herb = Herbivore; Anfl = Anflugnahrung; Nahrungsgilden von Adultfischen abgestuft nach Haupt- (1) und Neben-Beutefangstrategien (2, 3).

- **Allgemeine ökologische Ansprüche**

Nach BAUCH (1963), SCHINDLER (1975), GROSCH (1978), MUUS & DAALSTRÖM (1981), TEROFAL (1984), HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ (1989), KAINZ & GOLLMANN (1989a, 1989b, 1990), KIRCHHOFER et al. (1990), GAUMERT & KÄMMEREIT (1993), VILCINKAS (1993), SPINDLER (1997) und HOFMANN et al. (1995).

- **Gefährdungsstatus**

Nach SPINDLER (1997): 0 = Ausgestorben oder Verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; 4 = potentiell gefährdet; 5 = Gefährdungsgrad nicht genau bekannt; 6 = nicht genügend bekannt = nicht zuordenbar; Ex = allochthone Art.

- **Bevorzugter Lebensraum der Adultfische**

Nach BAUCH (1963), SCHINDLER (1975), MUUS & DAALSTRÖM (1981), TEROFAL (1984), VILCINKAS (1993) und FISCHER (1995). Der Lebensraum bezieht sich auf die Zeit während der Sommerstagnation. Lit = Litoral; Prof = Profundal; Pel = Pelagial.

- **Strömungspräferenzen**

Nach SCHIEMER (1988) und SCHIEMER & WAIDBACHER (1992): RA = rheophil A; RB = rheophil B; RT = rhitral; EU = eurytop; ST = stagnophil; KA = katadrom.

Familien und Arten[1)]	Trivial-Namen	Nahrungsgilde 1	2	3	Ökologische Ansprüche	Gefähr-dung	Lebens-raum	Strömungs-Präferenzen	Laich-gilde
Salmonidae									
Salvelinus alpinus salvelinus	**Seesaibling**	Plan	Bent	Pisc	stenök	5	Prof / Pelag	ST	A.2.3.
Salmo trutta f. lacustris	**Seeforelle**	Pisc			stenök	5	Pelag	RT	A.2.3.
Oncorhynchus mykiss	**Regenbogenforelle**	Bent	Pisc	Anfl		Exote			A.2.3.
Salvelinus fontinalis	**Bachsaibling**	Bent	Pisc	Anfl		Exote			A.2.3.
Salmo trutta f. fario	**Bachforelle**	Bent	Pisc	Anfl	stenök	6		RT	A.2.3.
Coregonidae									
Coregonus sp.	**Renke, Maräne**	Plan	Bent		stenök	5	Pelag	ST	A.1.2.
Coregonus sp	**Riedling**	Plan			stenök	5	Pelag	ST	A.1.2.
Thymallidae									
Thymallus thymallus	**Äsche**	Bent	Anfl		stenök	3		RT	A.2.3.
Esocidae									
Esox lucius	**Hecht**	Pisc			euryök	3	Lit	EU	A.1.5.
Gadidae									
Lota lota	**Aalrutte**	Pisc	Bent		stenök	2	Prof	RT	A.1.2.
Anguillidae									
Anguilla anguilla	**Aal**	Pisc	Bent				Lit / Prof	KA	A.1.1.
Cottidae									
Cottus gobio	**Koppe**	Bent		Pisc	stenök	Nicht gef.	Lit		B.2.7.
Siluridae									
Silurus glanis	**Wels**	Pisc			euryök	2	Lit/ Prof	EU	B.1.4.
Percidae									
Perca fluviatilis	**Flußbarsch**	Bent	Plan	Pisc	euryök	Nicht gef.	Lit / Pel	EU	A.1.4.
Gymnocephalus cernuus	**Kaulbarsch**	Bent	Plan		euryök	Nicht gef	Lit / Prof	EU	A.1.4.
Stizostedion lucioperca	**Zander**	Pisc	Bent		euryök	Nicht gef	Lit	EU	B.2.5.
Balitoridae									
Barbatula barbatula	**Schmerle**	Bent			euryök	Nicht gef.	Lit	RA	A.1.6.
Cobitidae									
Cobitis taenia	**Steinbeißer**	Bent			stenök	3	Lit	RB	A.1.5.
Cyprinidae									
Leuciscus cephalus	**Aitel**	Bent	Pisc		euryök	Nicht gef.	Lit	EU	A.1.3.
Cyprinus caprio	**Karpfen**	Bent	Herb		euryök	1	Lit	EU	A.1.5.
Leuciscus leuciscus	**Hasel**	Bent	Herb	Anfl	euryök	Nicht gef.	Lit	RA	A.1.4.
Tinca tinca	**Schleie**	Bent	Herb		euryök	4	Lit	ST	A.1.5
Rutilus rutilus	**Rotauge**	Bent	Plan	Herb	euryök	Nicht gef.	Lit	EU	A.1.4.
Scardinius erythrophthalmus	**Rotfeder**	Bent	Herb	Plan	euryök	Nicht gef.	Lit	ST	A.1.5.
Phoxinus phoxinus	**Elritze**	Bent	Plan		stenök	3	Lit	RT	A.2.3.
Carassius carassius	**Karausche**	Bent	Herb		euryök	Nicht gef.	Lit	ST	A.1.5.
Chalcalburnus chalcoides mento	**Seelaube**	Plan	Bent	Anfl	stenök	Nicht gef.	Pel	ST	A.1.3.
Alburnus alburnus	**Laube**	Plan	Bent	Anfl	euryök	Nicht gef.	Lit	EU	A.1.4.
Vimba vimba	**Rußnase**	Bent	Plan		euryök	3	Lit	RA	A.1.3.
Rutilus frisii meidingeri	**Perlfisch**	Bent	Plan		stenök	5	Prof / Pel	RB	A.1.4.
Abramis brama	**Brachse**	Bent	Plan		euryök	Nicht gef.	Lit	EU	A.1.4.
Gobio gobio	**Gründling**	Bent			euryök	Nicht gef.	Lit	RA	A.1.6.
Blicca bjoerkna	**Güster**	Bent	Plan	Herb	euryök	Nicht gef.	Lit	RB	A.1.5.
Aspius aspius	**Schied**	Pisc	Bent		stenök	3	Pel	RB	A.1.3.
Barbus barbus	**Barbe**	Bent			euryök	3		RA	A.1.3.
Ctenopharyngodon idella	**Graskarpfen**	Herb				Exote	Lit		A.1.3.
Hypophthalmichthys molitrix	**Silberkarpfen**	Herb				Exote	Lit		A.1.1.
Pseudorasbora parva	**Blaubandbärbling**	Bent				Exote	Lit		A.1.4.

Tabelle 7.: *Ökologische Charakterisierung der Fischfauna (Erläuterungen siehe Text Seite 31/32)* [1)] *Wissenschaftl. Namen nach (SPINDLER, 1997).*

2.8.2. Larvenproben: Art- und Dichtebestimmung

Im Labor wurden die Fischlarven unter einer Sortierlupe (2 fache Vergrößerung) vom Beifang (Blätter, Algen, Makrozooplankton, usw.) getrennt. Dann wurden die Fischlarven nach KOBLITSKAJA (1981), SPINDLER (1988) und URHO (1996) determiniert und nach Artzugehörigkeit sortiert. Letztlich wurden die Larven ausgezählt. Zur quantitativen Auswertung der Schubnetz- und Ringwadenfänge wurde die Anzahl der Fischlarven auf Larven pro 100 m³ standardisiert. Die Elektrofischfänge wurden qualitativ ausgewertet. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte anhand von Tabellen und Diagrammen.

2.8.3 Altersbestimmung

Die Altersbestimmung wurde von den Renken der vier Seen, anhand der Schuppen durchgeführt. Die Schuppenentnahme erfolgte einheitlich, im Bereich zwischen dem Rückenflossenende und der Seitenlinie (DEVRIES & FRIE, 1996). Unmittelbar nach der Entnahme wurden die Schuppen in einer Spülmittellösung gereinigt und in numerierten Papiersäckchen getrocknet und aufbewahrt. Für die Altersbestimmung und die Wachstumsrückberechnungen wurden jeweils 6 Schuppen eines Fisches in einen Glasdiarahmen (Fa. Gepe) eingelegt. Das Alter wurde anhand des mit einem Diaprojektor projizierten Bildes abgelesen. Die Schuppenlesung wurde jeweils mehrfach und unabhängig von zwei Personen durchgeführt, wobei beim Bestimmen keine Kenntnis über die Größe des jeweiligen Fisches vorlag. Von jedem Fisch wurden zumindest zwei Altersbestimmungen durchgeführt. Stimmte das Alter der beiden Bestimmungen überein, so war dies das endgültige Alter. Bei jenen Fischen mit unterschiedlichen Altersbestimmungen wurden solange weitere Lesungen durchgeführt bis es mehrere Übereinstimmungen gab.

2.8.4. Längen-Frequenz-Indizes

Zur Bewertung der Altersstruktur bzw. von Längen-Frequenz Daten einer Fischpopulation wurden der Proportionale Längen-Frequenz Index (PLF) und der Relative Längen-Frequenz (RLF) Index angewandt. Mit diesen beiden Indizes können Längen-Frequenz-Daten numerisch beschrieben und bewertet werden. Ausgehend von den Orginalarbeiten von ANDERSON (1976), GABELHOUSE (1984a,b), WILLIS et al. (1993) wurde der PLF und RLF

vorerst für österreichische Coregonenpopulationen modifiziert. Die Berechnung der Indizes erfolgte nach folgenden Formeln:

$$PLF = \frac{\text{Anzahl der Fische} \geq \text{minimale Maturitätslänge}}{\text{Anzahl der Fische} \geq \text{minimale Bestandslänge}} \times 100$$

$$RLF = \frac{\text{Anzahl der Fische} \geq \text{spezifischer Längenklassen}}{\text{Anzahl der Fische} \geq \text{minimale Bestandslänge}} \times 100$$

Die fünf unterschiedlichen Längenklassen sind folgendermaßen definiert:

minimale Bestandslänge B = M - ((T-M)/3)
minimale Maturitätslänge M = Totallänge bei der etwa 75 % der Fische geschlechtsreif sind
minimale Fanglänge F = M + ((T-M)/3)
minimale Großfischlänge G = M + (((T-M)/3) x 2)
minimale Trophäenlänge T: 80 % der erreichbaren Maximallänge (Maximallänge = ~ 70 cm bei *Coregonus lavaretus*; nach publizierten Maximallängen: www\fishbase.org, mündliche Mitteilung Peter Wimmer, Karl Maier).

Die Berechnung ergibt Werte zwischen 0 und 100, wobei für harmonische Populationen die PLF-Werte zwischen 20 und 70, RLF-Fanglänge zwischen 5 bis 40, RLF - Großfischlänge zwischen 0 bis 10 liegen (ANDERSON & WEITHMAN 1978; GABELHOUSE 1984a; GABELHOUSE 1984b; ANDERSON, 1985; WILLIES et al., 1993).
Zur Definition des Referenzzustandes wurden die Längen-Frequenz-Daten aus den Fängen sowie den Echolotaufzeichnungen der Renkenpopulation des Hallstättersees bewertet. Auf Basis dieser Bewertung wurden die entsprechenden Grenzwerte für ausgewogene und unausgewogene Coregonenpopulationen festgelegt.

2.8.5. Nachweisqualität

Die Liste der aktuellen Fischartengemeinschaft wird in einer fünfstufigen Skala (0, 1, 2, 3 und 4) unterschiedlicher Nachweisqualitäten dargestellt. Dadurch können bei einem definierten Fangaufwand (Einheitsfang/Seegröße) zumindest annähernd die unterschiedlichen Häufigkeiten der jeweiligen Fischarten abgeschätzt werden. Aber auch Einzelmeldungen von Fischarten werden berücksichtigt. Bei regelmäßiger Erstellung derartiger Fischartenlisten

kann damit die Dynamik einer Fischart (bleibt ein Einzelfund, beginnt zu Reproduzieren, etc...) gut verfolgt werden. Die jeweiligen Qualitätsklassen sind folgendermaßen definiert:

Nachweisqualität 0:
Diese Fischart konnte mit definiertem Fangaufwand nicht nachgewiesen werden.
Von dieser Fischart ist in den letzten 5 Jahren kein Fang und keine Beobachtung bekannt (Fangliste, mündliche Mitteilung etc...) geworden.
Nachweisqualität 1:
Diese Fischart konnte mit definiertem Fangaufwand nicht nachgewiesen werden.
Von dieser Fischart gibt es Fangmeldungen und/oder Beobachtungen, die nicht länger als etwa 5 Jahre zurückliegen.
Nachweisqualität 2:
Von dieser Fischart konnten mit definiertem Fangaufwand bis zu 5 Exemplare nachgewiesen werden.
Nachweisqualität 3:
Von dieser Fischart konnten mit definiertem Fangaufwand 5 bis 50 Exemplare nachgewiesen werden.
Nachweisqualität 4:
Von dieser Fischart konnten mit definiertem Fangaufwand > 50 Exemplare nachgewiesen werden.

Der Fangaufwand orientiert sich an der jeweiligen Seegröße, wobei mit zunehmender Seegröße die Anzahl der Fangstellen (Elektrofischfang, Ringwade, Schubnetz) beziehungsweise die Netzfläche (Kiemennetz) proportional zunimmt. So wurde beispielsweise pro km² Seefläche eine Elektrobefischung durchgeführt.

2.8.6. Zähl-, Meß-, Präparations- und Auswerteprogramm

Alle mit den unterschiedlichen Methoden gefangenen Fische wurden gewogen (g), vermessen (± 0,5 cm), determiniert und protokolliert. Von den Fischen aus den Kiemennetzfängen (vor allem Renken) wurde zusätzlich noch die Geschlechtreife nach NIKOLSKY (in RICKER 1970) bestimmt. Fischarten die sich im Freiland nicht eindeutig determinieren ließen, wurden fixiert (Formaldehyd 4 %) und bis zur weiteren Artbestimmung gelagert. Sämtliche Berechnungen

wurden mit den Statistikprogrammen SPSS, EXCEL oder SIGMA-STAT durchgeführt. Die Graphiken wurden mit dem Grafikprogramm SIGMA-PLOT gemacht.

2.9. Bewertungsmethoden

2.9.1. Bewertungsansatz I

So wie im Projektantrag vorgesehen, wurde der erste Bewertungsansatz I in Anlehnung an das Bewertungsystem von KARR et al. (1986), sowie einigen Modifikationen dieses Systems (OBERDORFF & HUGHES 1992, MINNS et al. 1994), mit 13 verschiedenen fischökologischen Faktoren erstellt (Tab. 8). Der wesentliche Unterschied zum IBI Verfahren von KARR et al. (1986) liegt darin, daß mit dem vorliegenden System keine relativen und absoluten Abundanzen gewisser Arten und Gilden in einem Fang bewertet werden. Es wird ausschließlich auf Basis des Artenspektrums bewertet.
Die Orginalarbeit für das Leitbild zum Bewertungsmodell I (GASSNER & WANZENBÖCK 1999) ist in der vorliegenden Version in zwei Punkten abgeändert worden. Die fischökologischen Faktoren "Fischbiomassen der allochthonen Arten" und "Anteil der verletzten Fische" sind in der aktuellen Version exkludiert worden (siehe auch Diskussion).

Für das Bewertungsmodell I sind folgende Datensätze zu erheben:

- ursprüngliche Fischartengemeinschaft
- ursprüngliche Fischbiomasse
- aktuelle Fischartenliste
- aktuelle Fischbiomasse
- Gildeneinteilung
- Altersstruktur der Hauptwirtschaftsfischart
- Eintritt der Laichreife bei der Hauptwirtschaftsfischart

Die wesentliche Basis für das jekweilige Leitbild (oder Referenzzustand) bildet die rekonstruierte Fischartengemeinschaft. Ausgehend von dieser rekonstruierten Fischartengemeinschaft werden die fischökologischen Faktoren Nr. 2, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 und 13 (Tab. 8) als gerundeter Prozentanteil des Gesamtartenspektrums im Leitbild

dargestellt. Die Einordnung der Fischarten in die jeweilige Gilde erfolgt nach Tabelle (7) (Ökologische Charakterisierung). Der fischökologische Faktor Nr. 13 (Tab. 8) bezieht sich auf die ursprüngliche Fischbiomasse (siehe Punkt 2.4.), Nr. 7, 8 und 9 auf die Hauptbeutefangstrategie (Tab. 7). Der fischökologische Faktoren Nr. 3 bezieht sich auf die wichtigste Wirtschaftsfischart (= Anteil am Gesamtausfang > 30 %). Diese Wirtschaftsfischart ist am Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersee die Reinanke (nach Angaben der Bewirtschafter). Der Faktor Artenanzahl und Arten (Nr. 1) bezieht sich im Leitbild auf die Rekonstruktion der ursprünglichen Fischartengemeinschaft. Die Wertungsgegebenheiten sind in Tabelle (8) dargestellt.

Bei den Prozent-Berechnungen zum aktueller Zustand werden die fischökologischen Faktoren 2, 5, 6 ,7 ,8 ,9 ,10 ,11 und 12 als Prozent der ursprünglichen Artenanzahl ausgedrückt, wobei alle aktuell erhobenen Arten berücksichtigt werden. Ausnahme bildet der fischökologische Faktor Nr. 4 bei dem nur jene Fischarten einbezogen werden, welche auch ursprünglich vorhanden waren. Bei der aktuellen Gesamtartenanzahl werden nur die Arten mit der Nachweisqualität 2, 3 und 4 herangezogen. Bewertet wird die Abweichung des aktuellen fischökologischen Zustandes zum Leitbild in einer dreistufigen Punkteskala, mit prozentuellen oder numerischen Bereichsklassen.

See	**AKTUELLER ZUSTAND**	**AB-WEICHUNG**	**WERTUNG**			**BEWERT-UNG**
LEITBILD (Referenzzustand)			**1**	**3**	**5**	
1. Artenanzahl und Arten			>-1; >+3	+ 1-3	± 0	
2. Anteil allochthoner Fischarten			>+25%	1 - 25%	+0%	
3. > als 3 Jahrgänge laichreifer Coregonen			1	2	>3	
4. Anteil stenöker Arten			> -20%	-10 bis -20 %	<-10 %	
5. Anteil euryöker Arten			> +20 %	+10 bis +20 %	<10 %	
6. Anteil piscivorer Arten*			> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	
7. Anteil planktivorer Arten*			> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	
8. Anteil benthivorer Arten*			> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	
9. Anteil an krautlaichenden Arten (A 1.5; B 1.4; B 2.5)*			> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	
10. Anteil an fakultativ kraut- oder kieslaichenden Arten (A 1.4)*			> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	
11. Anteil an sand,- stein- höhlen- und kieslaichenden Arten (A.1.2; A 1.3; A 1.6; A 2.3; B 1.3, B.2.7)*			> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	
12. Anteil an Litoralarten			> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	
13. rekonstruierte Fischbiomasse ±25 %			±>75 %	± 26 - 75 %	±25 %	
						Summe

Tab. 8.: *Tabellarische Darstellung des Referenzzustandes (Leitbildes) und der Bewertung zum Bewertungsmodell I (**Wertung:** 5 Punkte keine oder geringe Abweichung vom Leitbild; 3 Punkte mäßige Abweichung vom Leitbild; 1 Punkt starke Abweichung vom Leitbild)*

Die Bewertung wird anhand der erreichten Gesamtpunkteanzahl durchgeführt wobei >55 Punkte einer sehr gute Qualität (I), 45-54 Punkte einer guten Qualität (II), 36-44 Punkte einer befriedigenden Qualität (III), 26-35 Punkte einer unbefriedigenden Qualität (IV) und < 26 Punkte einer schlechten Qualität entsprechen.

2.9.2. Bewertungsansatz II

Das weiterentwickelte Bewertungsmodell II (siehe Diskussion) ist aus 19 unterschiedlichen Faktoren der Qualitätskomponenten, Fischartenzusammensetzung, Fischbiomasse, Reproduktion und Populationsstruktur, aufgebaut. Das Leitbild für das Bewertungsmodell II ist durch die Wertungsspalte mit der maximal erreichbaren Punktanzahl (= 12 Punkte) definiert (Tab. 10). Im Hinblick auf die Fischartengemeinschaft basiert das Leitbild auf der rekonstruierten Artenzusammensetzung. Da die ursprünglichen Häufigkeiten der Fischarten nicht rekonstruiert werden können, wird deshalb im Leitbild für alle Fischarten eine Nachweisqualität von 4 angesetzt.

Für das Bewertungsmodell II sind folgende Datensätze zu erheben:

- ursprüngliche Fischartengemeinschaft (Leitbildarten)
- ursprüngliche Fischbiomasse
- aktuelle Fischartenliste
- aktuelle mittlere Fischbiomasse
- Nachweisqualität mit standardisiertem Fangaufwand
- Reproduktion
- Populationsstruktur der dominanten, typspezifischen Fischart(en)
- Länge bei Eintritt der Laichreife der dominanten, typspezifischen Fischart(en)

Die Bewertungsfaktoren Nr. 1, 2, 3, 4, 5, 7 und 8 beziehen sich auf die rekonstruierte Fischartengemeinschaft. Die in relativen und absoluten Werten angegebenen Qualitätskomponenten (Nr. 1, 2, 3, 4, 5, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, und 19) basieren immer auf der rekonstruierten Fischartenanzahl. Sie sind demnach in Veränderung der Artenanzahl (absolut) und prozentuelle Veränderung (relativ) gegenüber der rekonstruierten Fischartenanzahl angeführt. Die Faktoren Nr. 7 und 8 (stenöke Arten) gehen bei der

Bewertung nur vom Anteil (relativ) an stenöken Fischarten und nicht von der aktuellen Gesamtartenanzahl im jeweiligen Gewässer aus. Stenöke Arten (Nr. 7 und 8) werden nach Tabelle (7) eingeordnet. Ab einer Nachweisqualität von ≥ 2 (Nachweis von 1 bis 5 Exemplaren) werden Fischarten als im jeweiligen See vorkommend gewertet. Die Exoten (Nr. 10, 11, 12, 13 und 19) sind nach Spindler (1997) in Tabelle (7) definiert. Standortfremde Fischarten (Nr. 14, 15, 16, 17 und 18) sind alle Arten, die weder Exoten noch Leitbildarten (ursprüngliche Fischarten) sind. Die ursprüngliche Fischbiomasse (Nr. 6a und 6b) ist mit 37 kg/ha definiert (siehe Punkt 2.4.) und es wird entweder die Über- oder Unterschreitung gewertet. Die Berechnungen zu den Längen-Frequenz-Indizes sind unter Punkt 2.8.4. angeführt. Für die Bewertung werden die einzelnen Werte der vier Längen-Frequenz-Indizes durch vier dividiert (Tab 10).

Kann eine Larve oder ein Jungfisch einer Art nachgewiesen werden, so wird diese Art als im Gewässer reproduzierend angesehen. Ausnahme bilden jene Fischarten, bei denen auch ein Besatz erfolgt und dieser nicht eindeutig vom natürlichen Aufkommen getrennt werden kann. Diese Art wird dann in der Bewertung nicht berücksichtigt.

Bewertet wird die Abweichung zum Referenzzustand auf einer 5-teiligen Punkteskala. Die Summe aller 19 Bewertungsfaktoren ergibt die Gesamtbewertung, wobei 190 bis 228 Punkte einer sehr guten Qualität (I), 152 bis 189 Punkte einer guten Qualität (II), 114 bis 151 Punkte einer befriedigenden Qualität (III), 76 bis 113 Punkte einer unbefriedigenden Qualität (IV) und < 76 Punkte einer schlechten Qualität (V) entsprechen (Tab. 9). Da aufgrund der WRRL nur physikalisch-chemisch oder hydromorphologisch bedingte Veränderungen der Fischgemeinschaft bewertet werden dürfen, müssen die Faktoren 10-19 für eine EU-konforme Bewertung weggelassen werden. Es dürfen nur die Faktoren 1-9 bewertet werden. Die jeweilige Berechnung der Bewertungsgrenzen erfolgt folgendermaßen:

Abstufungen	**Berechnung**	**Bewertungsfaktoren**	
		1 bis 9	**1 bis 19**
Sehr gute Qualität (I)	>(Anzahl der Bewertungsfaktoren x 10)	> 90	> 190
Gute Qualität (II)	≥ (Anzahl der Bewertungsfaktoren x 8)	≥ 72	≥ 152
Befriedigende Qualität (II)	≥ (Anzahl der Bewertungsfaktoren x 6)	≥ 54	≥ 114
Unbefriedigende Qualität (IV)	≥ (Anzahl der Bewertungsfaktoren x 4)	≥ 36	≥ 76
Schlechte Qualität (V)	< (Anzahl der Bewertungsfaktoren x 4)	< 36	< 76

Tabelle 9.: *Bewertungskriterien 5-stufig in Anlehnung an das EU-Schema*

See		Wertung						
Bewertungsfaktoren	**aktueller Zustand**	**4**	**6**	**8**	**10**	**12 Leitbild**	**Be-Wertung**	
1.absoluter Verlust ursprünglicher Fischarten		>3	3	2	1	0		
2. relativer Verlust ursprünglicher Fischarten		>30 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %	0 %		
3. ursprüngliche Fischarten mit Nachweisqualität 2 und 3, absolut		>3	3	2	1	0		
4. ursprüngliche Fischarten mit Nachweisqualität 2 und 3, relativ		>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		
5. relativer Anteil reproduzierender ursprünglicher Fischarten		<55 %	55-69 %	70-84 %	85-99 %	100 %		
6a. Überschreitung der ursprünglichen Biomasse		>300 %	200-300 %	100-200 %	25-100 %	<25 %		
6b. Unterschreitung der ursprünglichen Biomasse		>80 %	65-80 %	50-65 %	25-50 %	0-25 %		
7. absoluter Verlust stenöker Arten		>2	-2	-1	-	0		
8. relativer Anteil stenöker Arten		< 40 %	40-59 %	60 -79 %	80 -99 %	100 %		
9. Längen-Frequenz Index der dominanten Fischart(en)	PLF =	<25/>75	-	25-34/66-75	-	35-65	/4	
	RLF-F =	0/>45	-	0,1-29/31-45	-	10-30	/4	
	RLF-G =	< 0/>25	-	0,1-1,9/16-25	-	2-15	/4	
	RLF-T =	>4	-	0-2	-	2-4	/4	
						Bewertung nach EU-WRRl	**Summe**	
10. Vorkommen von Exoten mit Nachweisqualität 4, absolut		>3	3	2	1	0		
11. Vorkommen von Exoten mit Nachweisqualität 4, relativ		>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		
12. Vorkommen von Exoten mit Nachweisqualität 1 und 2, absolut		>5	4	4	3	<2		
13. Vorkommen von Exoten mit Nachweisqualität 1 und 2, relativ		>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		
14. absolute Anzahl standortfremder Fischarten mit Nachweisqualität 4		>3	3	2	1	0		
15. relativer Anteil standortfremder Fischarten mit Nachweisqualität 4		>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		
16. absolute Anzahl standortfremder Fischarten mit Nachweisqualität 2 und 3		>3	3	2	1	0		
17. relativer Anteil standortfremder Fischarten mit Nachweisqualität 2 und 3		>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		
18. Reproduktion standortfremder Fischarten, absolut		>1	-	1	-	0		
19. Reproduktion exotischer Fischarten, absolut		>0	-	-	-	0		
						Gesamtbewertung	**Summe**	

Tabelle 10.: *Tabellarische Darstellung des Bewertungsmodelles II*

III. ERGEBNISSE

3.1. Rekonstruierte Fischartengemeinschaft

Die in GASSNER & WANZENBÖCK (1999) angeführten rekonstruierten Fischartengemeinschaften wurden in vorliegender Studie nochmals überarbeitet und ergänzt. Die rekonstruierten Fischartengemeinschaften von Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersee sind in Tabelle (11) angeführt.

	Hallstättersee	**Mondsee**	**Irrsee**	**Wallersee**
Salmonidae	Seeforelle	Seeforelle	Seeforelle	Seeforelle
	Seesaibling	Seesaibling	Seesaibling	-
Coregonidae	Reinanke	Reinanke	-	-
Gadidae	Aalrutte	Aalrutte	-	Aalrutte
Percidae	Barsch	Barsch	Barsch	Barsch
Cyprinidae	Aitel	Aitel	Aitel	Aitel
	-	Brachse	Brachse	Brachse
	Elritze	Elritze	Elritze	
	-	Laube	-	Laube
	-	(Hasel)	-	-
	Seelaube	Seelaube	(Seelaube)	-
	-	Perlfisch	-	-
	Rotauge	Rotauge	Rotauge	Rotauge
	-	-	-	Rotfeder
	-	Rußnase	Rußnase	-
	-	-	Schleie	Schleie
Esocidae	Hecht	Hecht	Hecht	Hecht
Balitoridae	Schmerle	Schmerle	-	-
Cottidae	Koppe	Koppe	-	-
Summe	12 Arten	17 Arten	11 Arten	10 Arten

Tabelle 11.: *Rekonstruierte Fischartengemeinschaften von Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersee nach FITZINGER (1832), HECKEL & KNER (1858), ZETTER (1860), KUKULA, (1874), FITZINGER (1878), HAEMPEL (1916, 1918, 1930), NERESHEIMER & DOLJAN (1920), DUMITRIU (1932), RENNER (1935)***,** *FREUDLSPERGER (1936), AWECKER (1952), HINTENBERGER (1974), JÄGER & SCHILLINGER (1988), WIESINGER (ohne Datierung), Belegexemplaren des Naturhistorischen Museums und der Fangstatistik 1932 bis 1942 der Fischerinnung* Wallersee. *Für das ursprüngliche Vorkommen von in Klammer angeführten Fischarten gibt es nur unsichere Hinweise.*

- **Hallstättersee**

Das ursprüngliche Vorkommen von Seeforelle, Seesaibling, Reinanke, Hecht, Barsch, Aalrutte, Elritze, Koppe, Aitel und (See)Laube (Tab. 12) im Hallstättersee ist mehrfach belegt (HECKEL & KNER 1858, FITZINGER 1878, HINTENBERGER 1974, HAEMPEL 1916, 1918, 1930; RENNER 1935, Naturhistorisches Museum 1842, 1884). Diese Arten werden deshalb in Tabelle (12) angeführt. Die Brachse kam ursprünglich nicht im Hallstättersee vor und wurde nach RENNER (1935) um etwa 1925 eingesetzt, konnte sich im Hallstättersee jedoch nicht etablieren. Bei der von HAEMPEL (1916, 1918, 1930) als *Scardinius erythrophthalmus* angeführten Rotfeder handelt es sich vermutlich um das Rotauge *Rutilus rutilus*. Die Bezeichnung *Scardinius erythrophthalmus* wurde nach JÄCKEL (1864) und HENSCHEL (1890), sowohl für Rotauge als auch für die Rotfeder verwendet. Der bevorzugte Lebensraum der Rotfedern sind flache krautreiche Brachsen-Seen oder Hecht-Schleien-Seen und die Flüsse der Brachsenregion (BERG et al. 1989; SPINDLER 1997). Dies trifft für den Hallstättersee nicht zu. Einen weiteren Hinweis darauf, daß Rotfedern in den Salzkammergutseen ursprünglich nicht heimisch waren, geben einige Belegexemplare von Mond- und Traunsee im Naturhistorischen Museum in Wien (1842, 1907), die eindeutig als Rotaugen bestimmt wurden. Es ist daher mit hoher Wahrscheinlichkeit auszuschließen, daß Rotfedern im Hallstättersee autochthon sind.
Bei der in der historischen Literatur mehrfach nachgewiesenen Laube wird angenommen, daß es sich um die Seelaube handelte, da bei unseren aktuellen Befischungen nur Seelauben bestimmt werden konnten. Auch im Traunsee konnten nur Seelauben und keine Lauben (WANZENBÖCK et al. 2000) nachgewiesen werden.

- **Mondsee**

Für den Mondsee ist das ursprüngliche Vorkommen von Seeforelle, Seesaibling, Reinanke, Hecht, (See)Laube, Barsch, Brachse, Perlfisch, Aalrutte, Elritze, Koppe, Aitel, Rotauge und Rußnase (Tab. 13) gut dokumentiert (HECKEL & KNER 1858; ZETTER 1860; JÄGER & SCHILLINGER 1988; HAEMPEL l930; FREUDLSPERGER 1936; AWECKER 1952; Naturhistorisches Museum 1907, 1890; NAUWERCK, 1998). Bei den von HAEMPEL (1930) angegebenen Rotfedern dürfte es sich, so wie am Hallstättersee um Rotaugen handeln. Dies wird auch durch Belegexemplare aus dem Naturhistorischen Museum in Wien (1907) bestätigt, die alle

als Rotaugen bestimmt werden konnten. Das ursprüngliche Vorkommen der Schmerle im Mondsee wurde von Berufsfischern (Hr. WESENAUER, Hr. REICHL) bei Befragungen bestätigt (RITTERBUSCH-NAUWERCK 1992). Weiters gibt es in den Stiftsakten Mondsee und im Landesarchiv Salzburg schriftliche Nachweise (ab 1715) bezüglich eines Schmerlenvorkommens im Mondsee (NAUWERCK, 1998).

angeführte Fischarten	**Vorkommen beschrieben von... Beschrieben für das Jahr...**								**Liste der Rekonstruierten Fischarten-gemeinschaft**
	A 1842	B 1858	C 1878	D 1884	E 1910	F 1918	G 1930	H 1935	
Hecht	+	+	+		+	+	+	+	Hecht
Seesaibling		+	+	+	+	+	+	+	Seesaibling
Elritze	+	+	+			+	+	+	Elritze
Aalrutte		+	+		+	+	+	+	Aalrutte
Reinanke	+		+		+	+	+		Reinanke
Seeforelle			+	+		+	+	+	Seeforelle
Barsch			+			+	+	+	Barsch
Aitel			+			+	+	+	Aitel
Äsche			+			+	+	+	
Laube						+	+	+	Seelaube
Koppe			+			+	+		Koppe
Rotauge			+					+	Rotauge
Rotfeder						+	+		
Schmerle			+						Schmerle
Bachneunauge			+						
Brachse								+	

Tabelle 12.: *Fischarten des Hallstättersees nach A: Belegexemplare Naturhistorisches Museum (1842), B: HECKEL & KNER (1858), C: FITZINGER (1878), D: Belegexemplare Naturhistorisches Museum (1884) E: HINTENBERGER (1974), F: HAEMPEL (1916 und 1918), G: HAEMPEL (l930); H: RENNER (1935).*

Relativ unsicher ist die von HAEMPEL (1930) angeführte Hasel. Als Hasel werden im Salzkammergut, vor allem am Traunsee, auch die Seelauben bezeichnet (HENSCHEL, 1890). Bei aktuellen Befischungen konnte die Hasel mehrfach nachgewiesen werden und wird auf der Liste der rekonstruierten Fischarten angeführt. Die Laube wird mehrfach beschrieben und es gibt auch ein Belegexemplar vom Naturhistorischen Museeum. Daher wird die Laube als ursprünglich im Mondsee vorkommend angeführt. Dennoch erscheint ein Laubenvorkommen gemeinsam mit der Seelaube als fraglich und ungewöhnlich. Zukünftig sollte bei fischereilichen Untersuchungen am Mondsee auf ein mögliches Laubenvorkommen Acht gegeben werden.

- **Irrsee**

Für den Irrsee wird das Vorkommen von Seeforelle, Seesaibling, Hecht, Barsch, Brachse, Rotauge, (See)Laube und Rußnase (Tab. 14) in der aufgefundenen Literatur (FREUDLSPERGER 1936; WIESINGER ohne Datierung; HAEMPEL l930; DUMITRIU 1932) zum Teil mehrfach erwähnt. In FREUDLSPERGER (1936) findet sich ein Hinweis darauf, daß im 18. Jahrhundert Reinanken vom Irrsee an das Erzstift Salzburg abgeliefert werden mußten. Diese Art wurde in der jüngeren Literatur (HAEMPEL l930; DUMITRIU 1932) nicht erwähnt, und sie gilt als im Jahr 1968 erstmals eingesetzt (JAGSCH et al. 1990; GASSNER 1996).

angeführte Fischarten	**Vorkommen beschrieben von... Beschrieben für das Jahr...**								**Liste der Rekonstruierten Fischarten-gemeinschaft**
	A 1544	B ~ 1780	C 1858	D 1859	E 1890	F 1898	G 1907	H 1930	
Seeforelle	+	+	+	+		+		+	Seeforelle
Seesaibling	+	+	+	+		+		+	Seesaibling
Reinanke	+	+		+	+	+		+	Reinanke
Hecht	+	+				+		+	Hecht
Laube						+	+	+	Laube
Barsch		+				+		+	Barsch
Brachse	+	+						+	Brachse
Perlfisch			+	+					Perlfisch
Aalrutte	+	+	+						Aalrutte
Elritze						+		+	Elritze
Koppe						+		+	Koppe
Aitel	+							+	Aitel
Seelaube	+	+						+	Seelaube
Rotauge							+	+	Rotauge
Rußnase	+	+							Rußnase
Rotfeder								+	
Schmerle									Schmerle
Hasel								+	Hasel
Bachforelle						+			
Aal								+	
Barbe								+	
Äsche						+			
Zander								+	
Karpfen				+				+	

Tab. 13.: *Fischarten des Mondsees nach A: AWECKER (1952); B: FREUDLSPERGER (1936), C: HECKEL & KNER (1858); D: ZETTER (1860); E: Belegexemplar des Naturhistorischen Museum (1890); F: JÄGER & SCHILLINGER (1988); G: Belegexemplar des Naturhistorischen Museum (1907); H: HAEMPEL (l930).*

Gegen ein ursprüngliches Vorkommen der Reinanken im Irrsee spricht, daß auch in anderen, am Ende einer Seenkette gelegenen Salzkammergutseen (Fuschlsee, Grundlsee und

Altausseersee), die Reinanken fehlen (HAEMPEL 1930). Dies wird damit begründet, daß Reinanken kaum in der Lage sind, im steileren Flußgelände zu wandern (EINSELE & HEMSEN 1959). Des weiteren konnte in den Archiven des Klosters Mondsee kein Hinweis auf ein ursprüngliches Vorkommen der Reinanken gefunden werden (NAUWERCK, 1998).

Die Renke wird daher als ursprünglich nicht im Irrsee vorkommend angesehen. Der von DUMITRIU (1930) für den Irrsee beschriebene Schied ist eine Fischart des Stromsystems der Donau (SPINDLER 1997) und einiger bayerischer Seen (SCHINDLER 1975). Schied ist in Oberösterreich ein gebräuchlicher Trivialname für die Rußnase (HENSCHEL 1890). Daher wird angenommen, daß es sich beim Schied des Irrsees um Rußnasen gehandelt hat. Die Elritze wird aufgrund von Aussagen einheimischer Fischer, die vor 1940 ein massenhaftes Vorkommen von Elritzen im Irrsee beobachteten (HADEK 1960), auf die Liste der rekonstruierten Fischartengemeinschaft gesetzt. In den Archiven des Klosters Mondsee wird die Schleie als im Irrsee vorkommend angeführt (NAUWERCK, 1998) und daher ebenfalls zur rekonstruierten Fischgemeinschaft gezählt. Unklar ist die Situation beim Vorkommen von Laube/Seelaube im Irrsee. Es wird aber angenommen, daß nur die Seelaube ursprünglich am Irrsee heimisch war.

angeführte Fischarten	**Vorkommen beschrieben von... Beschrieben für das Jahr...**					**Liste der Rekonstruierten Fischarten-Gemeinschaft**
	A ~1500	B ~ 1780	C ~ 1850	D l930	E 1932	
Hecht	+	+	+	+	+	Hecht
Brachse	+		+	+	+	Brachse
Seeforelle			+	+	+	Seeforelle
Karpfen			+	+	+	
Zander				+	+	
Seesaibling				+	+	Seesaibling
Rotauge	+			+	+	Rotauge
Barsch	+			+	+	Barsch
Rußnase				+	+	Rußnase
Reinanke		+				
Aitel	+				+	Aitel
Laube					+	Seelaube
Elritze						Elritze
Schneider					+	
Schleie	+					Schleie
Schied					+	
Aal				+	+	

Tab. 14.: *Fischarten des Irrsees nach A: NAUWERCK 1998; B: FREUDELSBERGER (1936) C: WIESINGER (ohne Datierung); D: HAEMPEL (l930); E: DUMITRIU (1932).*

- **Wallersee**

Das ursprüngliche Vorkommen von Seeforelle, Brachse, Hecht, Barsch, Aitel, Schleie, Aalrutte und Rotauge im Wallersee (Tab. 15) ist mit der zur Verfügung stehenden Literatur (HECKEL & KNER 1858; ZETTER 1860; JÄGER & SCHILLINGER 1988; NERESHEIMER & DOLJAN 1920; HAEMPEL 1930; FREUDLSPERGER 1936; Fangstatistik 1932 bis 1942 der Fischerinnung Wallersee) mehrfach belegt. Diese Arten können als ursprünglich im Wallersee vorkommend angesehen werden. Fraglich ist das ursprüngliche Vorkommen von Kaulbarsch und Wels im Wallersee. Der Wels wird von HECKEL & KNER (1858), der Kaulbarsch von JÄGER & SCHILLINGER (1988) für den Wallersee beschrieben. Nach HECKEL (1854) fehlt der Kaulbarsch in der Salzach, er bleibt auch in „Salzburgs Fische" von ZETTER (1860) unerwähnt. In den älteren Fanglisten der Fischerinnung Wallersee (1932 bis 1942) tauchen weder Kaulbarsch noch Wels auf, beide werden daher in Tabelle (15) nicht angeführt. In der zur Verfügung stehenden Literatur blieben jedoch Rotfeder und Laube unerwähnt.

angeführte Fischarten	**Vorkommen beschrieben von... Beschrieben für das Jahr...**							**Liste der Rekonstruierten Fischarten-gemeinschaft**
	A ~ 1780	B 1858	C 1859	D 1898	E 1920	F 1930	G 1932	
Seeforelle	+		+	+	+	+	+	Seeforelle
Zander			+	+	+	+	+	
Brachse	+		+	+	+	+	+	Brachse
Hecht	+			+	+	+	+	Hecht
Karpfen	+		+		+		+	
Barsch					+	+	+	Barsch
Aitel				+			+	Aitel
Schleie	+			+			+	Schleie
Aalrutte	+			+			+	Aalrutte
Aal							+	
Rotauge	+			+			+	Rotauge
Laube								Laube
Rotfeder								Rotfeder
Kaulbarsch				+				
Barbe				+				
Wels		+						

Tab. 15.: *Fischarten des Wallersees nach A: FREUDLSPERGER (1936) B: HECKEL & KNER (1858), C: ZETTER (1860), D: JÄGER & SCHILLINGER (1988), E: NERESHEIMER & DOLJAN (1920), F: HAEMPEL (1930), G: Fangstatistik 1932 bis 1942 der Fischerinnung Wallersee.*

Das Vorkommen dieser beiden Arten wurde uns jedoch vom Fischereiberechtigten, Herrn CHRISTIAN KAPELLER für die späten 50iger Jahre bestätigt. Auch bei eigenen Untersuchungen in den letzten Jahren konnten diese beiden Arten immer regelmäßig und reproduzierend nachgewiesen werden (WANZENBÖCK, unveröffentl.). Rotfeder und Laube werden daher auf der Liste der rekonstruierten Fischartengemeinschaft des Wallersees angeführt (Tab. 15). Zum Vorkommen von Karausche und Schmerle gibt es fragliche mündliche Hinweise, die jedoch weder durch Literaturzitate noch durch weitere Hinweise abgesichert werden konnten. Diese beiden Fischarten werden nicht auf der Liste der rekonstruierten Fischartengemeinschaft des Wallersees angeführt.

3.2. Aktuelle Fischartengemeinschaft

In die aktuelle Fischartengemeinschaft fließen alle selbst durchgeführten Fänge sowie Daten aus Fanglisten, Fangmeldungen, Beobachtungen und Besatzdaten der letzten Jahre (etwa 5 Jahre zurück) ein.

- **Hallstättersee**

Am Hallstättersee konnten insgesamt 14 Arten (≥ Nachweisqualität 2) nachgewiesen werden (Tab. 16). Alle Fischarten der rekonstruierten Artengemeinschaft konnten anhand von Fängen wieder belegt werden. Damit gab es auch bei der Anzahl der stenöken Fischarten (7 Arten) keine Veränderungen. Von 2 ursprünglichen Arten konnte kein Eigenaufkommen mehr nachgewiesen werden. Zusätzlich zu den 12 Arten der rekonstruierten Artenliste schienen Aal und Regenbogenforelle als standortfremde Fischarten in den Fängen auf.

Rekonstruierte Artgemeinschaft	**Aktuelle Artengemeinschaft**	**Nachweis-Qualität**					**Eigen-aufkommen**	**Besatz***
		0	1	2	3	4		
Seeforelle	**Seeforelle**			+			-	+
Seesaibling	**Seesaibling**					+	+	-
Renke	**Renke**					+	+	-
Aalrutte	**Aalrutte**					+	+	-
Barsch	**Barsch**					+	+	-
Aitel	**Aitel**					+	+	-
Elritze	**Elritze**					+	+	-
Seelaube	**Seelaube**			+			-	-
Rotauge	**Rotauge**				+		+	-
Hecht	**Hecht**				+		+	-
Schmerle	**Schmerle**					+	+	-
Koppe	**Koppe**					+	+	-
	Aal				+		-	-
	Regenbogenforelle			+			-	-

Tabelle 16.: *Datensatz Hallstättersee (* nach Angaben der Bewirtschafter).*

- **Mondsee**

Für den Mondsee können insgesamt 19 Fischarten (≥ Nachweisqualität 2) aufgelistet werden (Tab. 17), zusätzlich liegen über den Wels Fangmeldungen seitens der Angelfischerei vor.

Die Koppe wurde im Mondsee mehrfach von Tauchern in einer Tiefe von etwa 30 Metern beobachtet (mündliche Mittteilung Hr. PACHER). Von den 17 Arten der rekonstruierten Artengemeinschaft konnten 14 Fischarten anhand von Fängen nachgewiesen werden. Über die Schmerle gibt es weder Fangmeldungen noch Beobachtungen, sodaß diese Fischart als derzeit verschollen angesehen werden kann. Von den ursprünglichen 8 stenöken Arten konnten aktuell nur mehr 7 Arten nachgewiesen werden. Reproduktion konnte für 4 ursprüngliche Arten nicht mehr nachgewiesen werden. Beim Seesaibling konnte nicht mehr zwischen Besatz und Eigenaufkommen unterschieden werden. Das Eigenaufkommen des Hechtes konnte vom Besatz abgetrennt werden (mündl. Mitteilung, Hr. K. MAIER).
Zusätzlich wurden noch 5 weitere standortfremde Fischarten (Karpfen, Schleie, Zander, Kaulbarsch, Aal) durch Fänge nachgewiesen und für den Wels gibt es zwei unabhängige Fangmeldungen seitens der Angelfischerei. Von allen standorfremden Fischarten wurde bei 2 Arten (Kaulbarsch, Zander) eine natürliche Reproduktion festgestellt.

Rekonstruierte Artgemeinschaft	**Aktuelle Artenliste**	**Nachweis-Qualität**					**Eigen-aufkommen**	**Besatz***
		0	1	2	3	4		
Seeforelle	**Seeforelle**				+		-	+
Seesaibling	**Seesaibling**				+		+	+
Reinanke	**Reinanke**					+	+	+
Aalrutte	**Aalrutte**			+			+	-
Barsch	**Barsch**					+	+	-
Aitel	**Aitel**					+	+	-
Brachse	**Brachse**				+		+	-
Elritze	**Elritze**				+		+	-
Hasel	**Hasel**				+		+	-
Laube		+					-	-
Seelaube	**Seelaube**					+	+	-
Perlfisch	**Perlfisch**				+		+	-
Rotauge	**Rotauge**					+	+	-
Rußnase	**Rußnase**					+	+	-
Hecht	**Hecht**				+		+	+
Schmerle		+					-	-
Koppe	**Koppe**		+				-	-
	Karpfen				+		-	+
	Schleie				+		-	+
	Zander			+			+	+
	Kaulbarsch					+	+	-
	Wels		+				-	-
	Aal					+	-	-

Tabelle 17.: *Datensatz Mondsee (Arten in Klammer nur Fangmeldung; * nach Angaben der Bewirtschafter).*

- **Irrsee**

Am Irrsee konnten insgesamt 14 Fischarten (≥ Nachweisqualität 2) anhand von Fängen nachgewiesen werden (Tab. 18). Von den 11 ursprünglichen Fischarten konnten aktuell nur mehr 8 nachgewiesen werden, wobei für die Seeforelle nur Fangmeldungen vorliegen. Über Seesaibling, Elritze und Rußnase gibt es aktuell keine Fangmeldungen oder Beobachtungen. Diese drei Arten gelten als verschollen. Von den ursprünglichen 4 stenöken Arten konnten aktuell nur mehr 2 stenöke Arten nachgewiesen werden. Reproduktion konnte für 5 ursprüngliche Arten nicht mehr nachgewiesen werden. Bei einer weiteren Art (Hecht) konnte nicht mehr zwischen Besatz und Eigenaufkommen unterschieden werden. Sieben standortfremde Fischarten wurden durch Fänge belegt, davon vier reproduzierend.

Rekonstruierte Artgemeinschaft	**Aktuelle Artenliste**	**Nachweis-qualität**					**Eigen-aufkommen**	**Besatz***
		0	1	2	3	4		
Seeforelle	**Seeforelle**		+				-	+
Seesaibling		+					-	+
Barsch	**Barsch**					+	+	-
Aitel	**Aitel**					+	+	-
Brachse	**Brachse**				+		+	-
Elritze		+					-	-
Seelaube	**Seelaube**			+			+	-
Rotauge	**Rotauge**					+	+	-
Rußnase		+					-	-
Hecht	**Hecht**					+	+	+
Schleie	**Schleie**				+		-	+
	Zander			+			-	+
	Renke					+	+	+
	Kaulbarsch					+	+	-
	Rotfeder					+	+	-
	Karpfen				+		-	+
	Aal					+	-	-
	Wels			+			+	-

Tabelle 18.: *Datensatz Irrsee (* nach Angaben der Bewirtschafter).*

- **Wallersee**

Am Wallersee konnten insgesamt 15 Arten (≥ Nachweisqualität 2) festgestellt werden. Zusätzlich dazu liegen von Seeforelle, Sterlet und Wels Fangmeldungen vor (Tab. 19). Alle anderen Arten wurden im Rahmen unserer Befischungen erfasst. Von den ursprünglichen zwei stenöken Arten konnte aktuell nur eine Art (Aalrutte) mit eigenen Fängen belegt werden, über die zweite Art (Seeforelle) liegen nur mehr Fangmeldungen vor. Von sieben ursprünglichen Arten konnte ein Eigenaufkommen nachgewiesen werden, wobei beim Hecht nicht zwischen Besatz und Eigenaufkommen unterschieden werden kann. Acht standortfremde Fischarten wurden für den Wallersee erfasst, wobei von Sterlet und Wels aber nur Fangmeldungen vorliegen. Bei drei dieser standortfremden Fischarten konnte eine Reproduktion festgestellt werden. Für ein Vorkommen der von VOCKNER (1988) beschriebenen Karausche gibt es keine Hinweise mehr.

Rekonstruierte Artgemeinschaft	**Aktuelle Artenliste**	**Nachweis-qualität**					**Eigen-aufkommen**	**Besatz***
		0	1	2	3	4		
Seeforelle	**Seeforelle**		+				-	+
Aalrutte	**Aalrutte**			+			-	-
Barsch	**Barsch**					+	+	-
Aitel	**Aitel**					+	+	-
Brachse	**Brachse**					+	+	-
Laube	**Laube**					+	+	-
Rotauge	**Rotauge**					+	+	-
Rotfeder	**Rotfeder**			+			+	-
Schleie	**Schleie**				+		+	+
Hecht	**Hecht**					+	+	+
	Hasel				+		-	-
	Zander				+		+	+
	Renke					+	+	+
	Kaulbarsch					+	+	-
	Sterlet		+				-	-
	Karpfen				+		-	+
	Aal					+	-	-
	Wels		+				-	-

Tabelle 19.: *Datensatz Wallersee * nach Angaben der Bewirtschafter.*

- **Fischarten-Areal-Zusammenhänge**

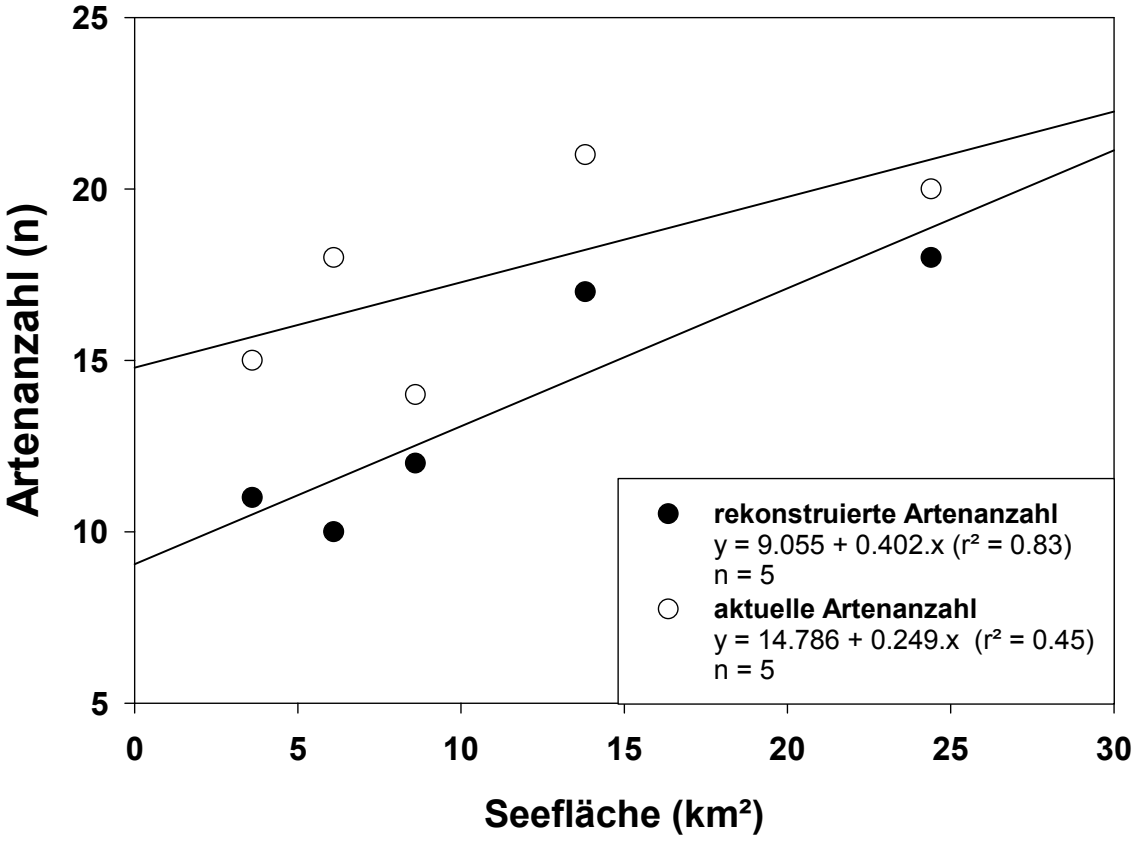


Abbildung 11.: *Zusammenhang von Seefläche zu Fischartenanzahl ursprünglich und aktuell (Datensatz Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersee: eigene Daten; Traunsee:* WANZENBÖCK *et al. 2000).*

Ein Vergleich der Abhängigkeit "rekonstruierte Fischartenanzahl zu Seefläche" und "aktuelle Fischartenanzahl zu Seefläche" (Abb. 11) zeigt für die rekonstruierte Fischartenanzahl eine wesentlich bessere Abhängigkeit und Stärke als für die aktuelle Fischartenanzahl.

- **Elektrofischfang**

Mit dem Elektrofischfanggerät konnten an den vier Untersuchungsgewässern maximal 60 Prozent der aktuellen Gesamtartenanzahl erhoben werden (Abb. 12). Am Hallstättersee wurde das Maximum schon nach sechs Fängen (a' 15 min) erreicht. An den anderen drei Untersuchungsgewässern waren zwischen 10 bis 15 Fänge (a' 15 min) notwendig um 60 %

der Gesamtartenanzahl zu erfassen. Zusätzliche Fänge (> 20) ergaben keine Zunahme der Artenanzahl.

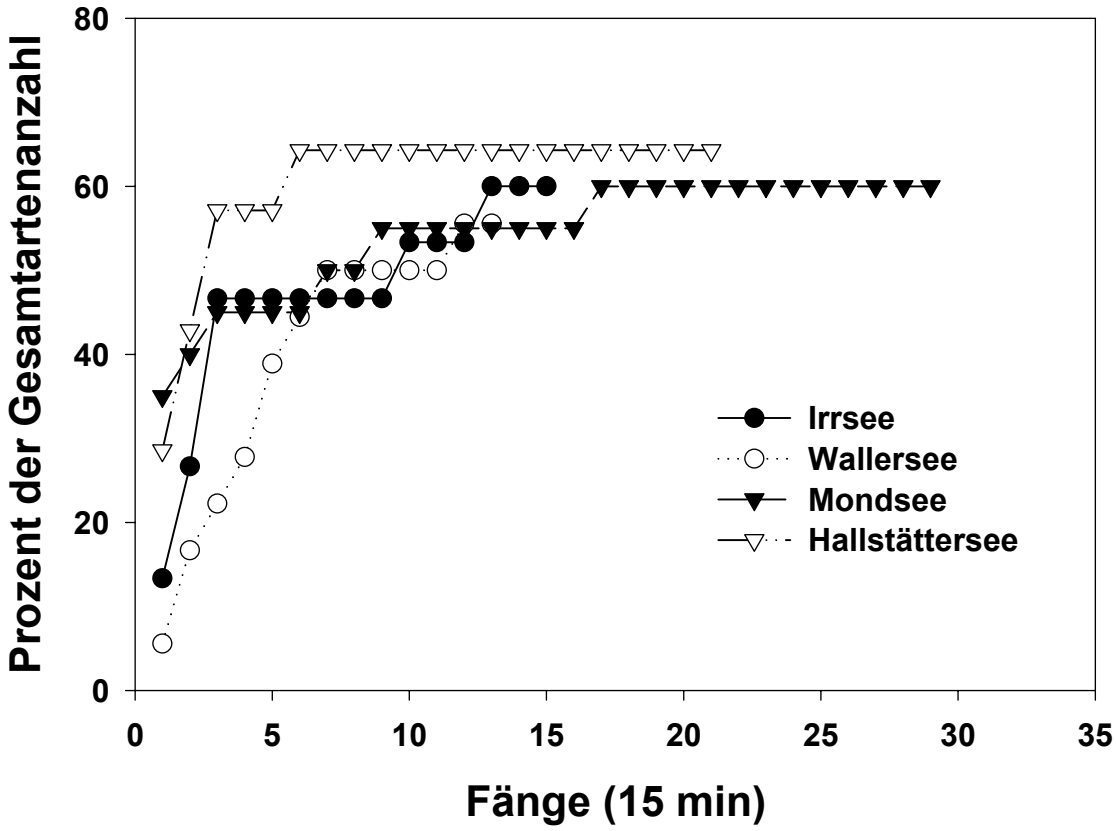


Abbildung 12.: *Beziehung Artenanzahl zu Anzahl der Fänge im Uferbereich der Untersuchungsgewässer.*

3.3. Abundanzen und Biomassen

Die mittleren Fischbiomassen aller hydroakustischen Aufnahmen (exl. Ausreißer) ergaben für den Hallstättersee 66,4 kg/ha (± 4,47 Standard Error; n = 6), für den Mondsee 37,5 kg/ha (± 7,00 S.E.; n = 8) für den Irrsee 34,7 kg/ha (± 1,03 S.E.; n = 7) und für den Wallersee 26,9 kg/ha (± 5,06 S.E.; n = 8). Zwischen den einzelnen Aufnahmen wurden zum Teil hohe Schwankungen der Biomasse festgestellt (Abb. 14). Am Mondsee (Variabilitätskoeffizient V% = 52,91) und Wallersee (V% = 53,11) variierten die Biomassewerte aller Einzelaufnahmen wesentlich höher als am Hallstättersee (V% = 17,81) und am Irrsee (V% = 8,38). Die mittleren Fischbiomassen und die Biomassewerte aller Einzelaufnahmen sind in Abbildung (13) dargestellt.

Eine Auftrennung der mittleren Fischbiomassen nach den Totallängen (Abb. 15) zeigt wesentlich deutlichere Unterschiede zwischen den Seen, als dies bei einer Gegenüberstellung der Abundanzen zu den Totallängen (Abb. 16) hervortritt. Auffällig ist auch die Abundanzspitze im Bereich der Fische mit etwa 20 cm Totallänge bei der Abundanz-Längenverteilung (Abb. 16) von Irrsee und Hallstättersee.

Größen	Hallstättersee		Mondsee		Irrsee		Wallersee	
klassen	Fische/ha	%	Fische/ha	%	Fische/ha	%	Fische/ha	%
< 10 cm	792,4	68.15	617,2	68.57	422,0	73.12	2005,8	92.25
10 bis 20 cm	193,4	16.63	201,3	22.36	66,4	11.50	117,3	5.40
20 bis 30 cm	100,8	8.67	51,6	5.73	47,4	8.22	29,5	1.36
30 bis 40 cm	57,0	4.90	21,1	2.34	31,2	5.41	16,6	0.76
40 bis 60 cm	16,4	1.41	7,1	0.78	8,7	1.50	4,7	0.22
> 60 cm	2,7	0.23	1,9	0.21	1,5	0.26	0,4	0.02

Tabelle 20.: *Abundanzen (Fische/ha) aufgetrennt nach Längenklassen.*

Größen	Hallstättersee		Mondsee		Irrsee		Wallersee	
klassen	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
< 10 cm	0,54	0,81	0,93	2,53	0,21	0,61	3,47	12,87
10 bis 20 cm	5,48	8,25	5,61	15,27	2,01	5,78	4,76	17,66
20 bis 30 cm	12,02	18,09	6,59	17,93	5,80	16,72	5,07	18,82
30 bis 40 cm	19,99	30,10	8,02	21,83	10,93	31,49	7,09	26,31
40 bis 60 cm	17,45	26,27	7,94	21,61	9,20	26,50	4,99	18,53
> 60 cm	10,95	16,48	7,65	20,83	6,56	18,91	1,57	5,82

Tabelle 21.: *Biomassen (kg/ha) aufgetrennt nach Längenklassen.*

Eine Unterteilung der Abundanzen in sechs unterschiedliche Größenklassen (Tab. 20) ergibt für alle vier Seen eine kontinuierliche Abnahme der Abundanzen mit zunehmender Fischlänge. Im Gegensatz dazu, ist bei einer Aufteilung der Biomassen nach Größenklassen (Tab. 21) bei allen vier Seen ein Biomasseanstieg bis zur Größenklasse 30 bis 40 cm zu beobachten. Ab dieser Größenklasse nehmen die Biomassen mit zunehmender Größe wieder ab. An allen vier Seen sind mehr als 80 % der Fische der Größenklassen < 10 cm und 10 bis 20 cm zuzuordnen. In Bezug auf die Biomasse machen diese Größenklassen, ausgenommen der Wallersee (30 %), nur einen geringen prozentuellen Anteil (6 bis 17 %) aus. Hier fallen vor allem die Größenklassen >30 cm mit jeweils mehr als 50 % ins Gewicht.

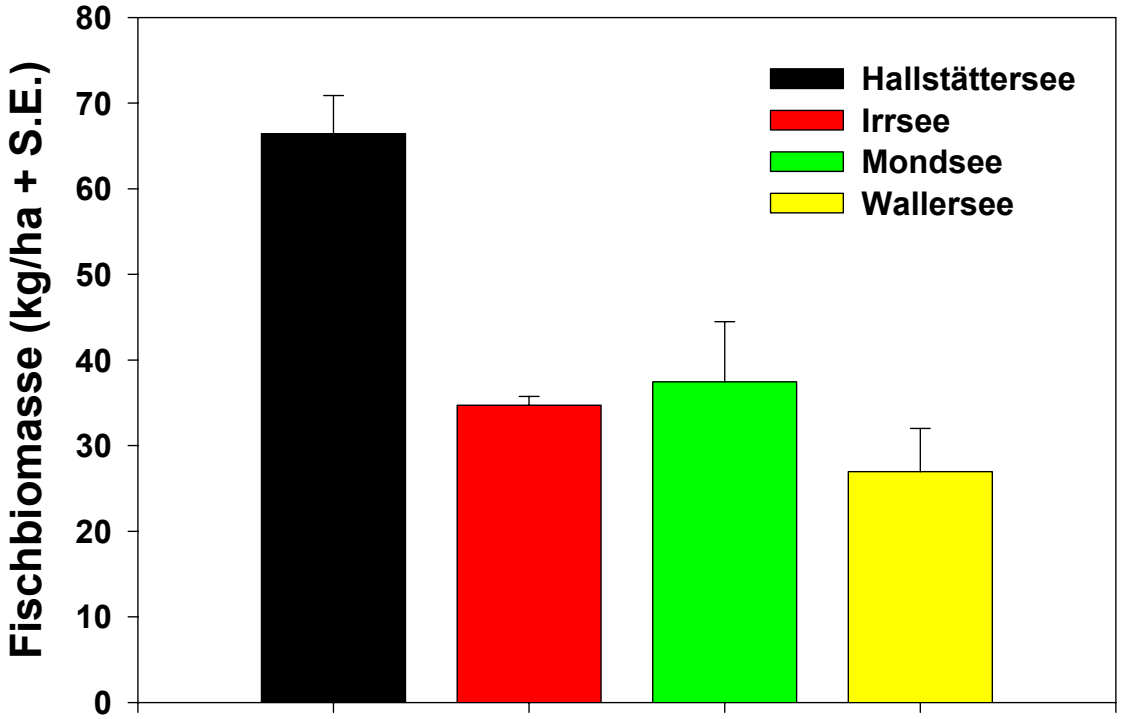


Abbildung 13.: *Mittlere Fischbiomassen beider Untersuchungsjahre von Hallstättersee (n = 6), Mondsee (n = 8), Irrsee (n = 7) und Wallersee (n = 8); (S.E. = Standard Error)*

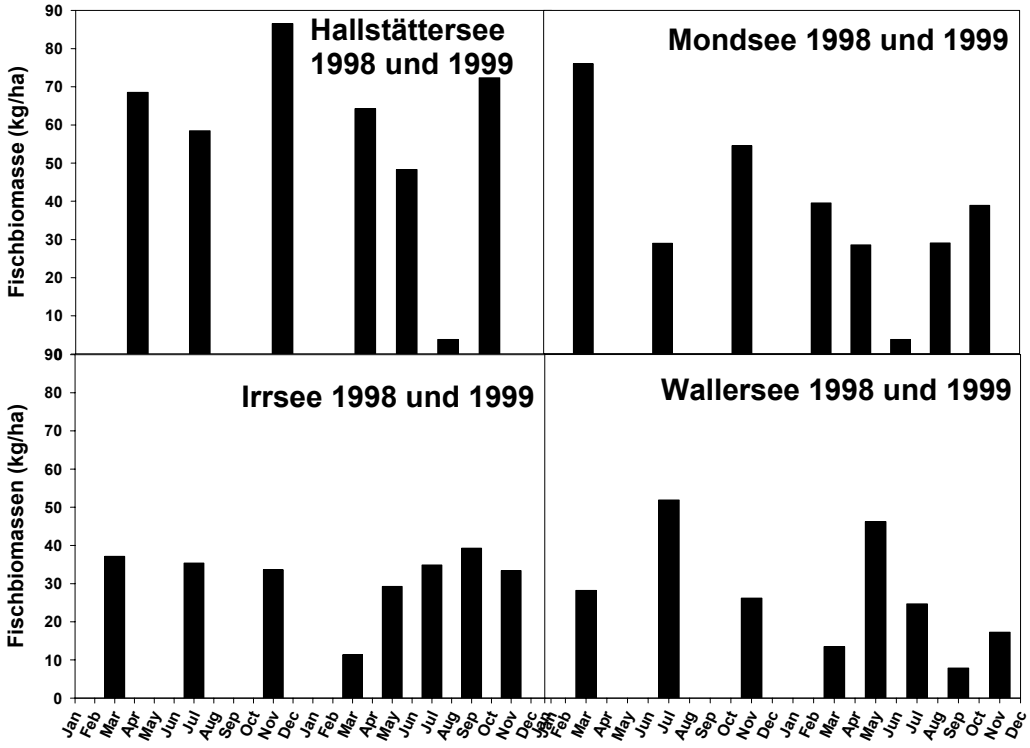


Abbildung 14.: *Fischbiomassen aller Einzelaufnahmen.*

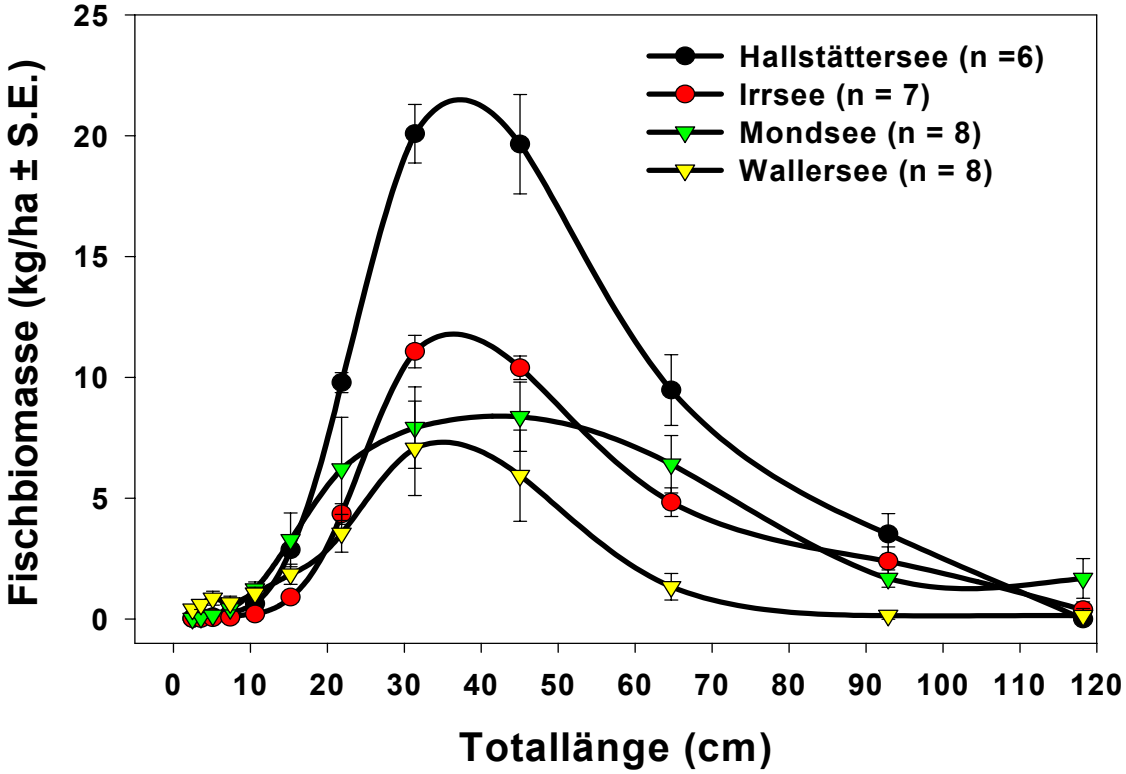


Abbildung 15.: *Mittlere Biomassen-Längenverteilung (S.E. = Standard Error).*

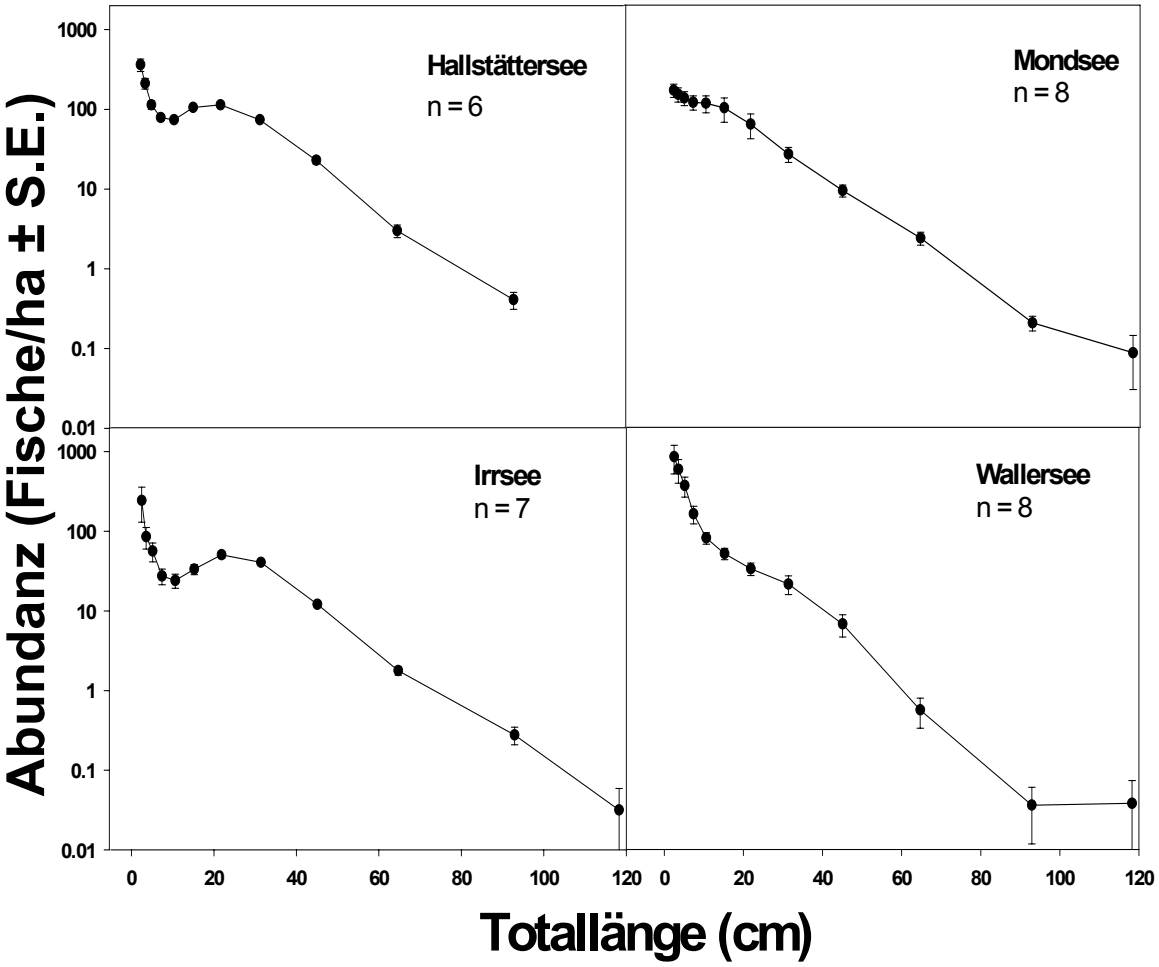


Abbildung 16.: *Mittlere Abundanz-Längenverteilung (S.E. = Standard Error).*

3.4. Populationsstruktur

Zur Beschreibung der Populationsstruktur wurden exemplarisch die Renken von Hallstättersee, Irrsee und Wallersee sowie die Barsche des Wallersees und die Rußnasen des Mondsees herangezogen. Vom Irrsee gibt es auch aus früheren Studien (GASSNER, 1996) vergleichbare Alterstrukturdaten. Von den anderen drei Seen gibt es keine diesbezüglichen früheren Untersuchungen. Aktuelle vergleichende Untersuchungen von fünf Coregonenpopulationen sind im Rahmen dieses Projektes durchgeführt worden (HASSAN, in Vorbereitung), eine Zusammenfassung der Ergebnisse findet sich im Anhang. Da am Irrsee und Hallstättersee die Renken im Freiwasser dominieren, konnten bei diesen beiden Seen auch noch die hydroakustischen Daten herangezogen werden

- **Renkenpopulation Irrsee**

Beim Vergleich der 1994 erhobenen Altersstruktur mit jener von 1999 (Abb. 17) fällt auf, daß in beiden Untersuchungsjahren die Altersklassen 0 +, 1 + und 2 + mit Kiemennetzen nicht repräsentativ befischt werden konnten. Weiters wurde eine massive Reduktion der älteren Tiere (> 3+ Jahre) zwischen der Untersuchung von 1994 und 1999 festgestellt. Werden zusätzlich zu den Kiemennetzfängen auch noch die Ringwadenfänge berücksichtigt (Abb. 18), so fehlen auch hier die größeren (älteren) Renken. Die in den Kiemennetzen häufig vertretenen Größen sind auch in den Ringwadenfängen entsprechend häufig, wobei jedoch im Größenbereich der 25 bis 35 cm Renken die Ringwade etwas fängiger ist als die Kiemnetze.

Alter	Totallänge	%-laichreif	N
0+	22.5	0.0	8
1+	29.0	11.5	26
2+	33.6	23.6	55
3+	36.4	64.6	133
4+	38.8	52.3	21
5+	47.8	100	3
6+	46.1	100	16
7+	47.5	100	17
>8+	48.7	100	16

Tabelle 22.: *Zusammenhang Geschlechtsreife-Totallänge und Alter.*

Ein Vergleich mit den hydroakustischen Daten (Abb. 18) zeigt recht deutlich die Unterschätzung der Fänge bei den Renken < 30 cm Totallänge. Erst ab dieser Totallänge sind die kombinierten Fänge mit Kiemennetz und Ringwade einigermaßen repräsentativ. Unter Beachtung aller drei Methoden zeigt die Renkenpopulation des Irrsees bis zur Größenklasse von etwa 40 cm Totallänge einen annähernd normalen Populationsaufbau. Bei den Renken > 40 cm bzw. > 3+ Jahre ist ein signifikanter Einbruch zu verzeichnen. Der Eintritt in die Geschlechtsreife ist in Tabelle 22 dargestellt.

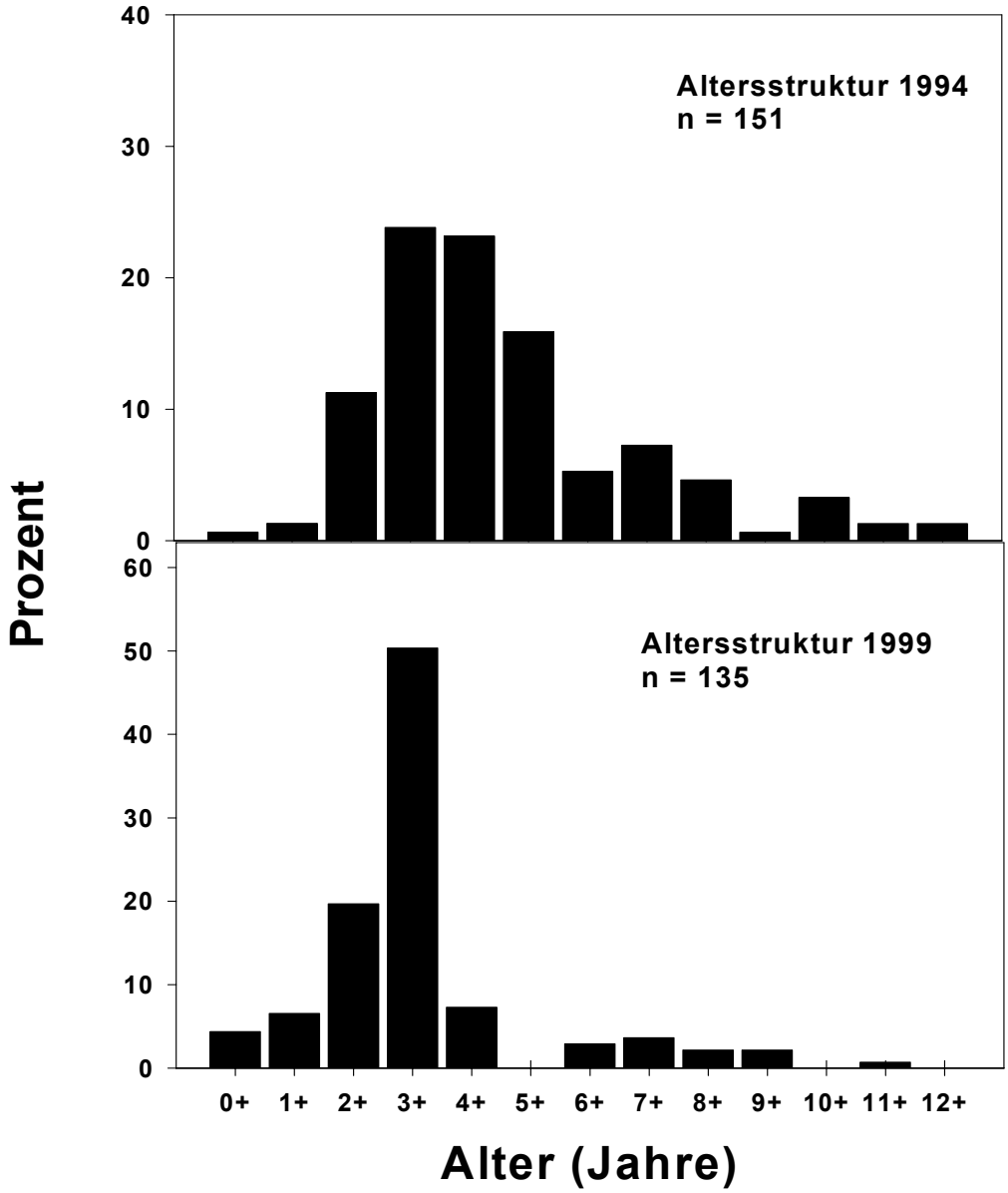


Abbildung 17: *Alterstruktur der Irrseerenken aus den standardisierten Kiemenetzfängen der Jahre 1994 und 1999*

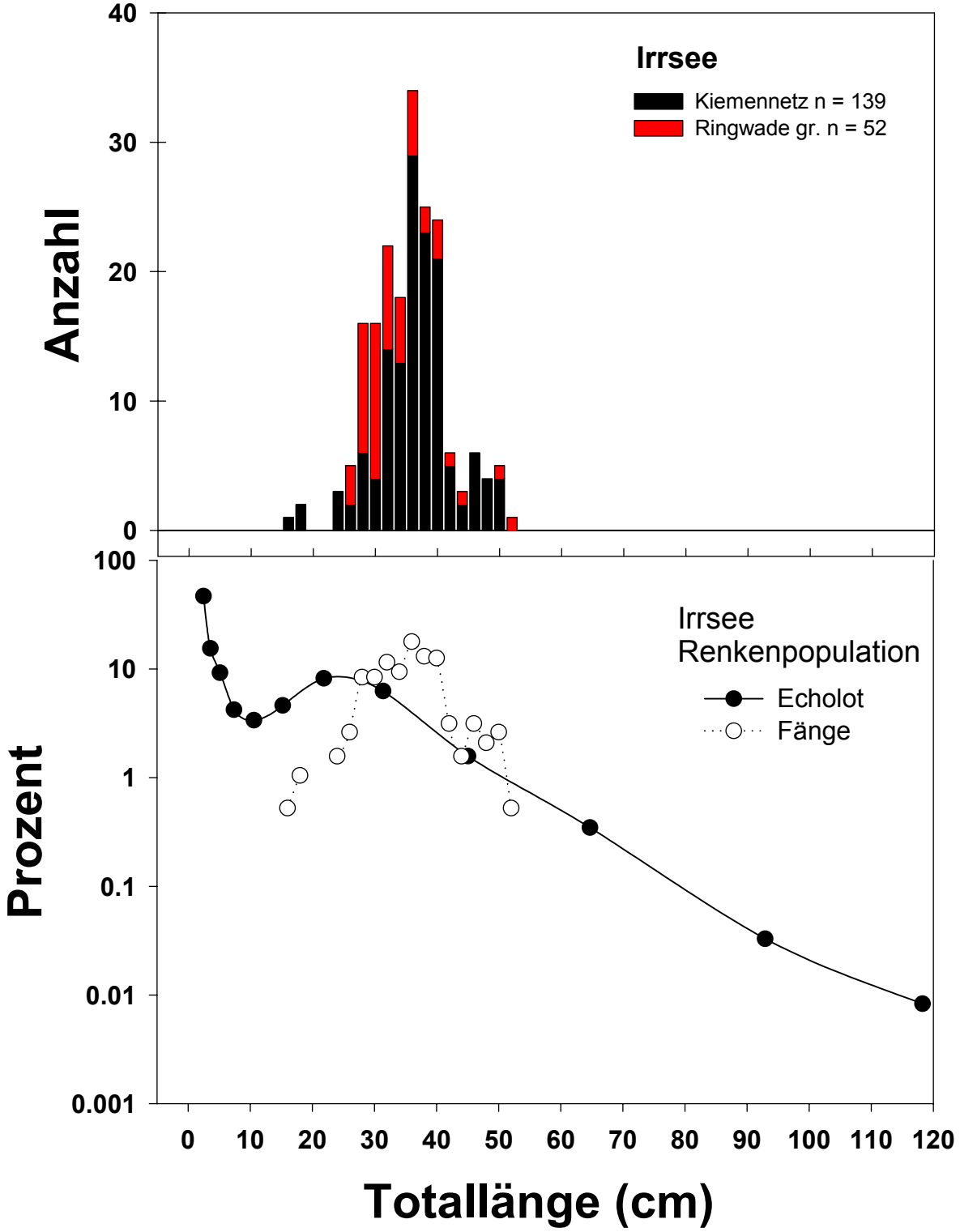


Abbildung 18.: *Vergleich der Längenverteilung aus Ringwadenfängen und Kiemennetzfängen mit den Echolotergebnissen.*

- **Renkenpopulation Hallstättersee**

Die Alterstruktur, welche anhand von standardisierten Kiemennetzfängen erstellt wurde (Abb. 19), zeigt einen relativ raschen Abfall mit zunehmenden Alter. Die 0+ und 1+ Renken konnten mit dem standardisierten Kiemennetzsatz nicht repräsentativ befischt werden. Unter Einbeziehung der Ringwadenfänge aus dem Jahr 1998 ergibt sich ein relativ breites Größenspektrum, bei dem sich sehr klar drei Altersklassen (0+, 1+, 2+) trennen lassen. Beim Vergleich aller Fänge mit den hydroakustischen Daten zeigt sich eine insgesamt gute Übereinstimmung (Abb. 2). Die 0+, 1+ und 2+ Renken konnten am Hallstättersee repräsentativ befischt werden. Im Bereich der 40 und 45 cm Renken wurde der Anteil beim Fang überschätzt. Die größeren Renken (> 45 cm) wurden mit den Fängen etwas unterschätzt. Mit den Daten aller Fänge (1998 und 1999) zeigt die Renkenpopulation des Hallstättersees ein ausgewogenes Größenverhältnis. Die im Oktober 1999 durchgeführten Kiemenenetzfänge zeigen hingegen ein Fehlen älterer Renken. Die Renken des Hallstättersees erreichen die Geschlechtreife am Ende des zweiten Jahres (2+) bei einer mittleren Totallänge von 30,6 cm (Tab. 23).

Alter	Totallänge	%-laichreif	n
0+	11.5	0.0	51
1+	24.6	25.0	56
2+	30.6	94.6	94
3+	33.5	95.1	41
4+	38.7	100.0	14
5+	40.5	100.0	17
6+	42.9	100.0	5

Tabelle 24.: *Zusammenhang Geschlechtsreife-Totallänge und Alter der Hallstätterseerenken.*

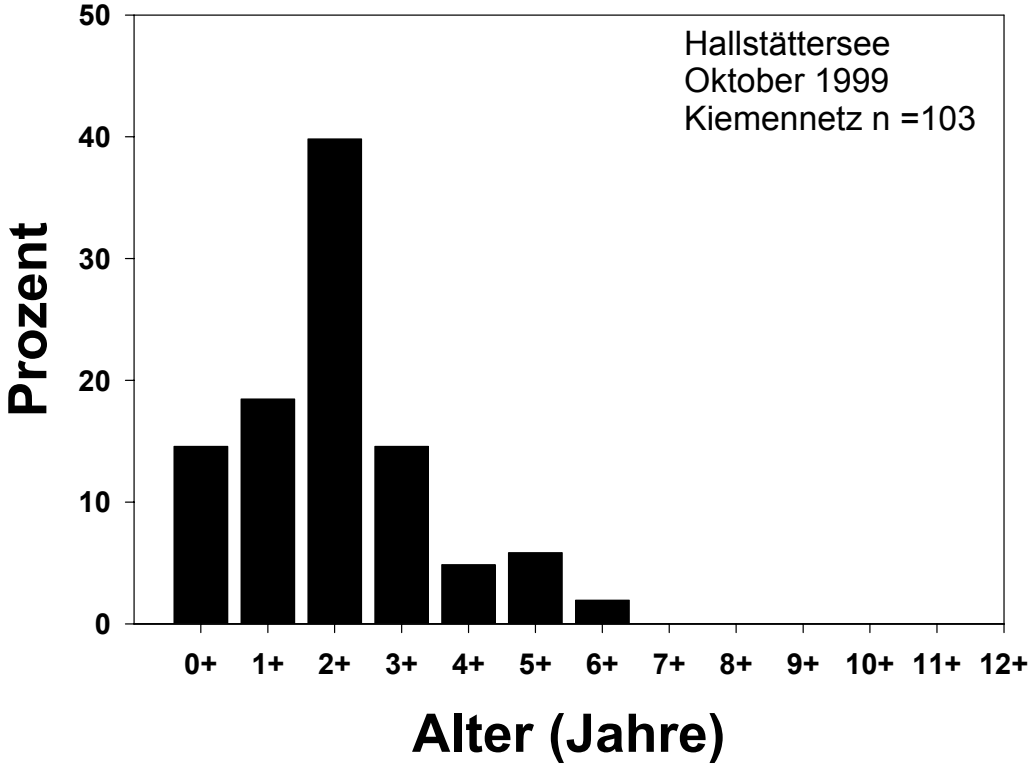


Abbildung 19.: *Altersstruktur der Hallstätterseerenken aus standardisierten Kiemnenetzfängen des Jahres 1999.*

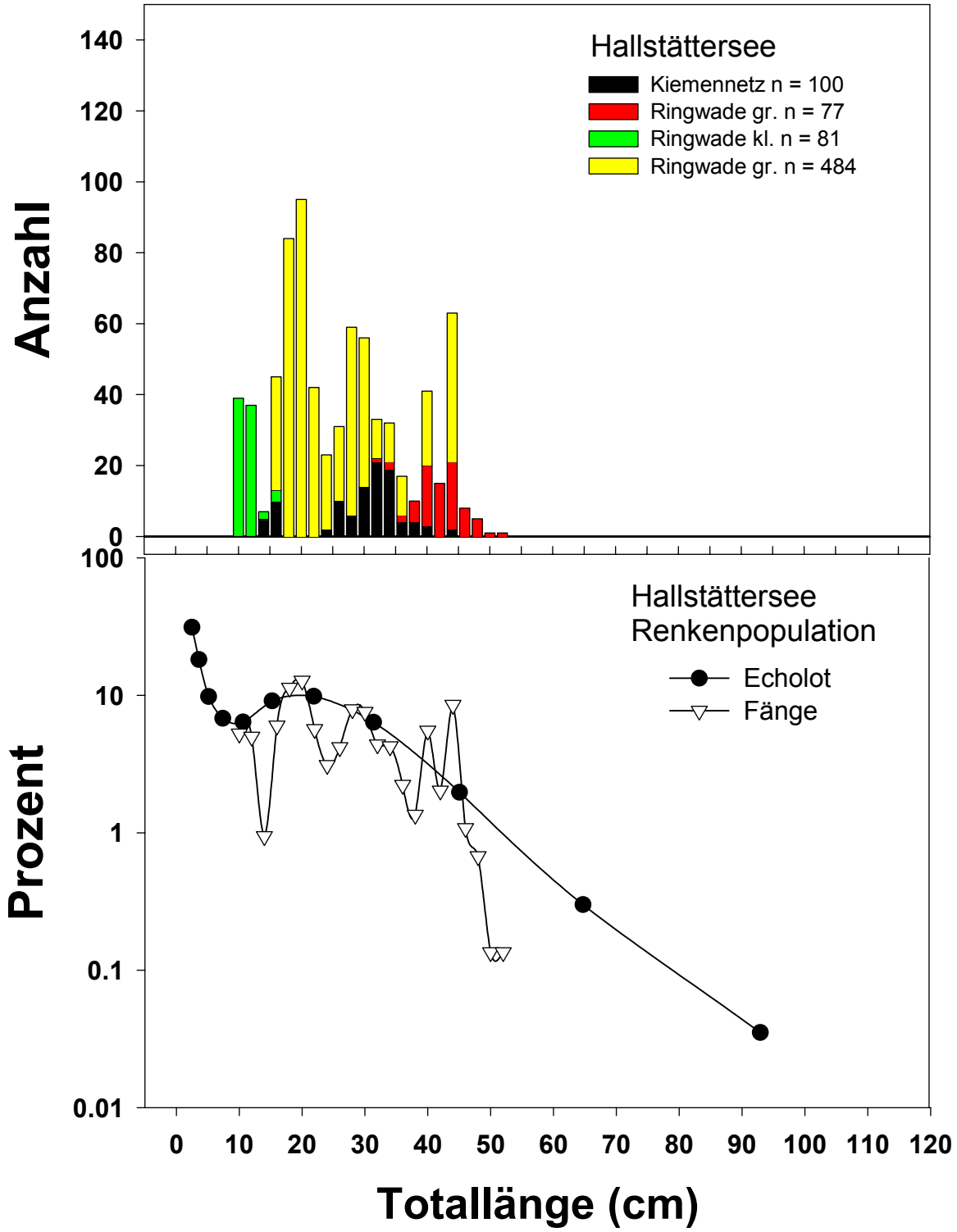


Abbildung 20.: *Vergleich der Längenverteilung aus Ringwadenfängen und Kiemennetzfängen mit den Echolotergebnissen.*

- **Renkenpopulation Wallersee**

Auf der Basis aller Fänge ergibt sich für die Renkenpopulation des Wallersees ein überproportionales starkes Auftreten großer Fische (> 42 cm Totallänge). Ein weiteres Maximum zeigte sich im Bereich der Renken mit Totallänge von 35 bis 39 cm. Kleinere Renken konnten in nur relativ geringen Ausmaß gefangen werden. Dieses Bild bestätigt sich im wesentlichen bei allen Fangmethoden (Abb. 21). Kleine Renken (30 cm) konnten allerdings nur mit der Ringwade gefangen werden. Am Wallersee erreichen die Renken mit einem Alter von 4+ Jahren und eine mittleren Länge von 42.2 cm die Geschlechtsreife (Tab. 24).

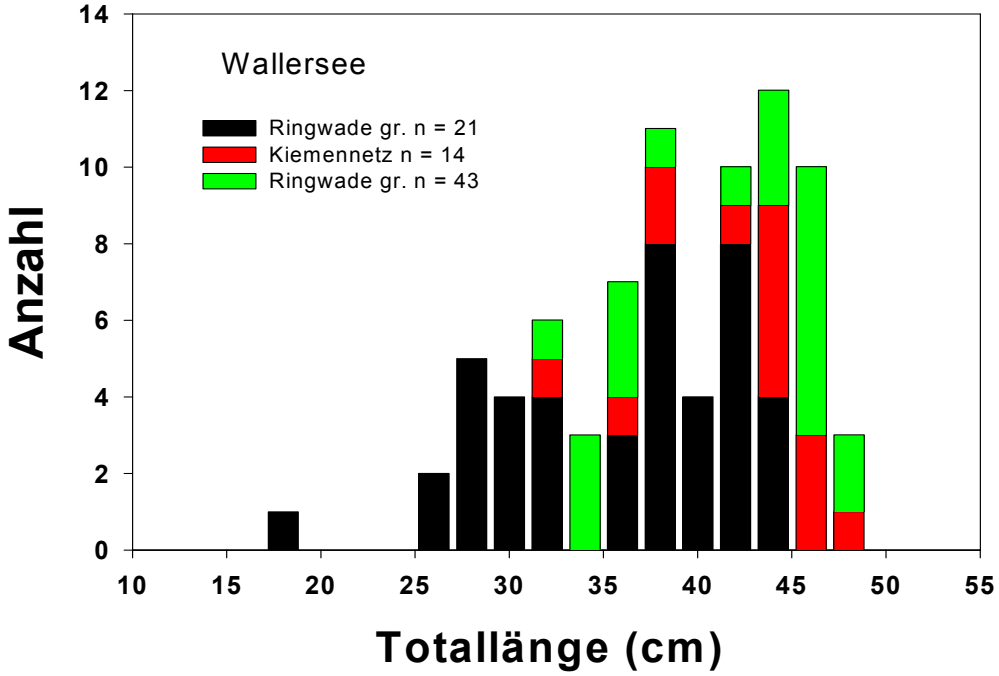


Abbildung 21.: *Größenverteilung der Renken des Wallersees aus den Fängen mit Ringwade und Kiemennetz.*

Alter	mittl Totallänge	%-laichreif	N
0+	18.0	0.0	1
1+	30.5	0.0	1
2+	31.2	25.0	12
3+	41.4	75.0	16
4+	42.2	94.4	18
>5+	46.3	100.0	3

Tabelle 24.: *Zusammenhang Geschlechtsreife-Totallänge und Alter der Wallerseerenken.*

- **Barschpopulation Wallersee**

Bei der Barschpopulation des Wallersees konnten sämtliche Längenklassen bis hin zu Barschen > 20 cm festgestellt werden. Am effektivsten konnten die Barsche mit der großen Ringwade befischt werden. Das Schubnetz und die kleine Ringwade befischten vor allem die 0+ Barsche sehr effektiv. Der Elektrofischfang erbrachte einen relativ großen Längenbereich und das Kiemnnetz war vor allem bei den großen Barschen fängig (Abb. 22).

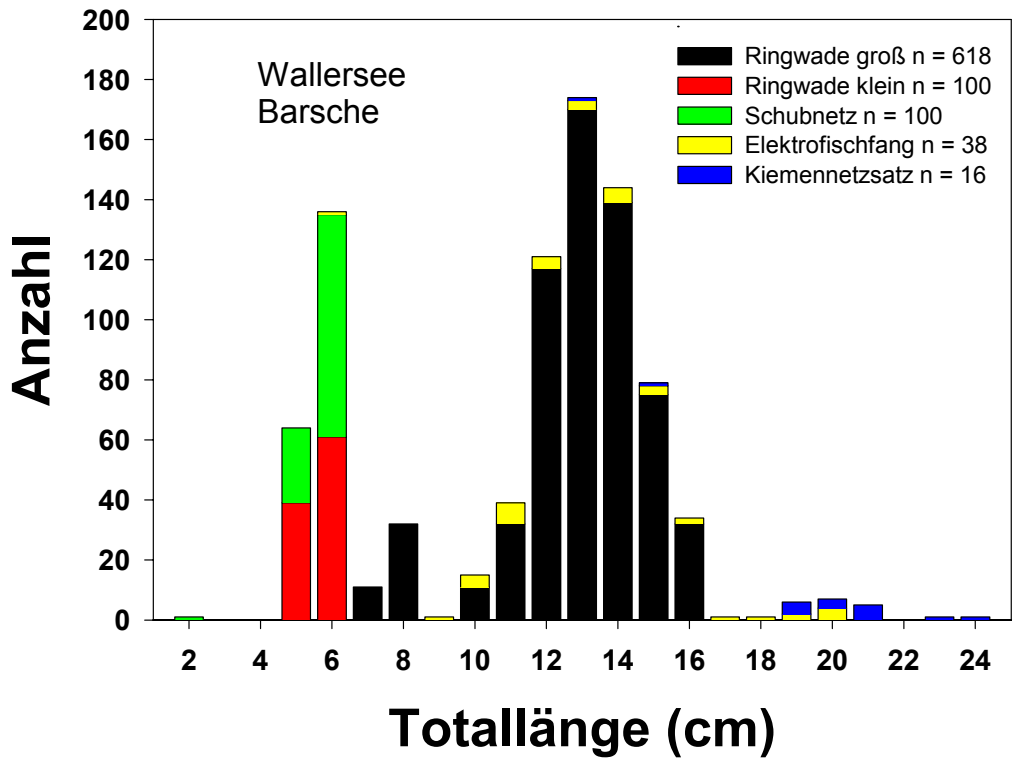


Abbildung 22.: *Längenverteilung der Barsche des Wallersees aus Fängen mit der Ringwade, dem Kiemennetz und Elektrofischfang.*

3.5. Einheitsfänge

An allen vier Seen wurden im Herbst 1999 Einheitsfänge mit Kiemennetzssätzen mit gestaffelten Maschenweiten an jeweils einer Stelle im Freiwasser durchgeführt. Am Hallstättersee wurden bei diesen Fängen ausschließlich Renken gefangen. Am Irrsee wurden ebenfalls nur Renken, mit Ausnahme eines Zanders, gefangen. Die Artenzusammensetzungen

von Mondsee und Wallersee sind in Tabelle 26 und 27 dargestellt. Zusätzlich wurden noch Daten des Irrsees aus dem Jahr 1994 (GASSNER, 1996) ausgewertet (Tab. 25).

Fischart	Anzahl	Prozent	Gewicht (kg)	Prozent
Renke	93	14,9	41,4	82,7
Barsch	360	57,8	1,8	3,7
Seelaube	6	1,0	0,4	0,8
Kaulbarsch	37	5,9	0,4	0,8
Rotauge	113	18,1	2,1	4,1
Brachse	12	1,9	0,7	1,3
Hecht	2	0,3	3,3	6,6
Summe	623	100,0	50,1	100,0

Tabelle 25.: *Artenzusammensetzung aus monatlichen (n = 11) Multimaschennetzfängen des Jahres 1994 am Irrsee.*

Fischart	Anzahl	Prozent	Gewicht (kg)	Prozent
Rußnase	200	71,7	32,8	64,4
Rotauge	40	14,3	5,0	9,8
Renke	9	3,2	1,7	3,3
Brachse	5	1,8	3,3	6,5
Perlfisch	2	0,7	2,7	5,4
Zander	4	1,4	0,2	0,5
Hecht	2	0,7	3,9	7,8
Kaulbarsch	10	3,6	0,3	0,7
Laube	6	2,2	0,4	0,8
Seesaibling	1	0,4	0, 3	0,7
Summe	279	100,0	50,1	100,0

Tabelle 26.: *Artenzusammensetzung aus dem Fang mit Kiemnetzen Bodensatz (10 bis 25 m Tiefe) des Mondsees (Schwarzindien - Mondseer Bucht).*

Fischart	Anzahl	Prozent	Gewicht (kg)	Prozent
Renke	15	31,2	9,7	64,3
Brachse	6	12,5	2,5	16,8
Rotauge	4	8,3	0,9	6,3
Barsch	17	35,4	1,7	11,2
Laube	6	12,5	0,2	1,5
Summe	48	100,0	15,0	100,0

Tabelle 27.: *Artenzusammensetzung aus dem Fang mit Kiemnetzen Schwebnetz (5 bis 8 Tiefe) des Wallersees (über der tiefsten Stelle).*

3.6. Eigenaufkommen

Die Ergebnisse des qualitativen Nachweises des Eigenaufkommen der jeweiligen Fischarten der untersuchten Seen sind unter Punkt 3.2. in den Tabellen 16, 17, 18 und 19 angeführt. Eine quantitative Erhebung konnte für das Aufkommen der Renken im Frühjahr 1999 durchgeführt werden. Dabei ergaben sich wesentlich höhere mittlere Dichten an Renkenlarven für den Hallstättersee (54,6 Larven/1000 m³, n = 7) und Mondsee (14,2/1000 m³, n = 2) im Vergleich zu Irrsee (3,5/1000 m³, n = 2) und Wallersee (2,3/1000 m³, n = 3) (Abb. 23). Eine ausführliche quantitative Abschätzung des Larvenaufkommens der Coregonen wurde für den Hallstättersees im Vergleich zum Traunsee durchgeführt (LAHNSTEINER, in Vorbereitung). Eine Zusammenfassung der Ergebnisse findet sich im Anhang.

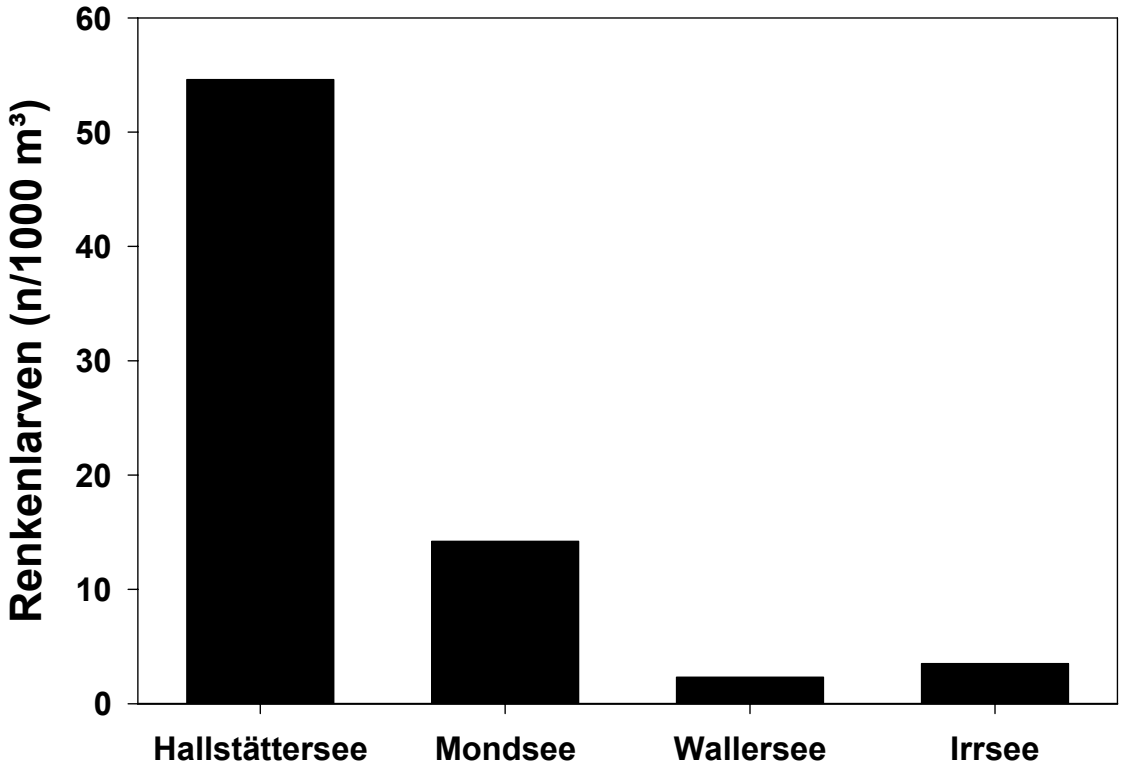


Abbildung 23.: *Mittlere Renkenlarvendichten im Frühjahr 1999.*

3.7. Längen-Frequenz-Indizes

Die Längen-Frequenz-Daten der Renken von Hallstätter-, Irr- und Wallersee wurden auf ihre Ausgeglichenheit getestet. Die Ergebnisse sind in Tabelle (28) zusammengestellt.

Indizes	Hallstättersee 1999	Irrsee 1994	Irrsee 1999	Wallersee199	Soll-Werte*
PLFI	54,3	47,0	24,5	56,5	35 -65
RLFI-F	29,1	15,0	13,8	6,5	10-30
RLFI-G	0,5	10,0	2,1	0,0	2-15
RLFI-T	0,0	1,7	0,0	0,0	0-2

Tabelle 28.: *Längen-Frequenzindizes (PLFI = proportionaler Längen-Frequenzindex; RLFI-F = relativer Längen-Frequenzindex-Fanglänge; RLFI-G = -Großfischlänge; RLFI-T = -Trophäenlänge; *nach* ANDERSON & WEITHMAN 1978, GABELHOUSE 1984a und b, ANDERSON, 1985, WILLIES et al. 1993 *sowie eigenen Echolotdaten.*

Mit Ausnahme des Irrsees im Jahr 1994 zeigten sich bei allen drei Seen Defizite bei der Trophäenlänge und Großfischlänge. Am wenigsten ausgewogen ist die Renkenpopulation des Wallersees, bei der nur der proportionale Längen-Frequenz-Index im Bereich liegt und alle anderen herausfallen. Am Irrsee 1999 liegt hingegen der proportionale Längen-Frequenz-Index außerhalb des Bereiches.

3.8. Bewertung

3.8.1. Bewertungsansatz I

Der ökologische Zustand, bewertet anhand des Bewertungsansatzes I, ergab für den Hallstättersee einen sehr guten (I) fischökologischen Zustand, für Mondsee einen guten (II) fischökologischen Zustand und für den Irrsee und Wallersee einen befriedigenden (III) fischökologischen Zustand (Tab. 29, 30, 31 und 32).

Hallstättersee	**AKTUELLER ZUSTAND**	**AB-WEICHUNG**	**WERTUNG**			**BEWERT-UNG**
LEITBILD (Referenzzustand)			**1**	**3**	**5**	
1. 12 Fischarten	14	+ 2/-0	>-1; >+3	+ 1-3	± 0	3
2. 0 % allochthone Fischarten	17 %	+ 17 %	>+25%	1 - 25%	+0%	3
3. > als 3 Jahrgänge laichreifer Coregonen	4 Jahrgänge	>3	1	2	>3	5
4. 58 % sind stenöke Arten	58 %	0 %	> -20%	-10 bis -20 %	<-10 %	5
5. 42 % sind euryöke Arten	42 %	0 %	> +20 %	+10 bis +20 %	<10 %	5
6. 25 % der Arten sind piscivor	33 %	+ 8 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
7. 25 % der Arten sind planktivor	25 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
8. 50 % der Arten sind benthivor	58 %	+ 8 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
9. 8 % sind Krautlaicher	8 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
10. 17 % sind fakultative Kraut- oder Kieslaicher	17 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
11. 75 % sind Sand,- Stein- Höhlen- und Kieslaicher	75 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
12. 58 % Litoralarten	67 %	+ 9 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
13. 37 kg/ha ±25 %	66 kg/ha	+78 %	±>75 %	± 26 - 75 %	±25 %	1
					Summe	57 Punkte

Tabelle 29.: *Fischökologische Bewertung des Hallstättersees.*

Mondsee	**AKTUELLER ZUSTAND**	**AB-WEICHUNG**	**WERTUNG**			**BEWERT-UNG**
LEITBILD (Referenzzustand)			**1**	**3**	**5**	
1. 17 Fischarten	19	+ 5/-3	>-1; >+3	+ 1-3	± 0	1
2. 0 % allochthone Fischarten	19 %	+ 19 %	>+25%	1 - 25%	+0%	3
3. > als 3 Jahrgänge laichreifer Coregonen	2 Jahrgänge	2	1	2	>3	3
4. 47 % sind stenöke Arten	41 %	- 6 %	> -20%	-10 bis -20 %	<-10 %	5
5.53 % sind euryöke Arten	70 %	+ 17 %	> +20 %	+10 bis +20 %	<10 %	3
6. 18 % der Arten sind piscivor	29 %	+ 11 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	3
7. 23 % der Arten sind planktivor	18 %	-5 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
8. 59 % der Arten sind benthivor	65 %	+ 6 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
9. 6 % sind Krautlaicher	24 %	+ 18 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	3
10. 35 % sind fakultative Kraut- oder Kieslaicher	35 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
11. 59 % sind Sand,- Stein- Höhlen- und Kieslaicher	59 %	+ 0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
12. 65 % Litoralarten	76 %	+ 11 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	3
13. 37 kg/ha ±25 %	38 kg /ha	+3 %	±>75 %	± 26 - 75 %	±25 %	5
					Summe	49 Punkte

Tabelle 30.: *Fischökologische Bewertung des Mondsees.*

Irrsee LEITBILD (Referenzzustand)	AKTUELLER ZUSTAND	AB-WEICHUNG	WERTUNG			BEWERT-UNG
			1	3	5	
1. 11 Fischarten	14	-4/ + 7	>-1; >+3	+ 1-3	± 0	1
2. 0 % allochthone Fischarten	64 %	+ 64 %	>+25%	1 - 25%	+0%	1
3. > als 3 Jahrgänge laichreifer Coregonen	4 Jahrgänge	>3	1	2	>3	5
4. 36 % sind stenöke Arten	18 %	-18 %	> -20%	-10 bis -20 %	<-10 %	3
5.64 % sind euryöke Arten	100 %	+ 36 %	> +20 %	+10 bis +20 %	<10 %	1
6. 18 % der Arten sind piscivor	36 %	+18 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	3
7. 18 % der Arten sind planktivor	18 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
8. 64 % der Arten sind benthivor	73 %	+ 9 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
9. 18 % sind Krautlaicher	54 %	+ 36 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	1
10. 36 % sind fakultative Kraut- oder Kieslaicher	36 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
11. 46 % sind Sand,- Stein- Höhlen- und Kieslaicher	27 %	- 19 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	3
12. 82 % Litoralarten	109 %	+ 27 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	1
13. 37 kg/ha ±25 %	35 kg /ha	-5 %	±>75 %	± 26 - 75 %	±25 %	5
					Summe	39 Punkte

Tabelle 31.: *Fischökologische Bewertung des Irrsees.*

Wallersee LEITBILD (Referenzzustand)	AKTUELLER ZUSTAND	AB-WEICHUNG	WERTUNG			BEWERT-UNG
			1	3	5	
1. 10 Fischarten	15	- 1/+6	>-1; >+3	- 0/+ 1-3	± 0	1
2. 0 % allochthone Fischarten	50 %	+ 50 %	>+25%	1 - 25%	+0%	1
3. > als 3 Jahrgänge laichreifer Coregonen	2 Jahrgänge	2	1	2	>3	3
4. 20 % sind stenöke Arten	10 %	-10 %	> -20%	-10 bis -20 %	<-10 %	5
5.80 % sind euryöke Arten	120 %	+ 40 %	> +20 %	+10 bis +20 %	<10 %	1
6. 30 % der Arten sind piscivor	40 %	+ 10 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
7. 10% der Arten sind planktivor	20 %	+ 10 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
8. 60 % der Arten sind benthivor	90 %	+ 30 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	1
9. 30 % sind Krautlaicher	50 %	+ 20 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	3
10. 40 % sind fakultative Kraut- oder Kieslaicher	60 %	+ 20 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	3
11. 30 % sind Sand,- Stein- Höhlen- und Kieslaicher	30 %	0 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	5
12. 80 % Litoralarten	130 %	+ 50 %	> ±20 %	±11 - 20 %	±0 - 10 %	1
13. . 37 kg/ha ±25 %	27 kg /ha	-17 %	±>75 %	± 26 - 75 %	±25 %	5
					Summe	39 Punkte

Tabelle 32.: *Fischökologische Bewertung des Wallersees.*

3.8.2. Bewertungsansatz II

Die vorliegenden Datensätze erlaubten ein fischökologische Bewertung von Hallstättersee und Irrsee anhand des Bewertungsansatzes II. Dabei ergab sich für den Hallstättersee ein sehr guter fischökologischer Zustand (197 Punkte), sowohl bei der Gesamtbewertung als auch bei der Teilbewertung (93 Punkte) ohne Berücksichtigung exotischer und standortfremder Fischarten. Für den Irrsee ergab sich ein befriedigender fischökologischer Zustand, sowohl bei der Gesamtbewertung (150 Punkte) als auch bei der Teilbewertung (66 Punkte) ohne Berücksichtigung exotischer und standortfremder Fischarten (Tab. 33 und 34).

Hallstättersee		Wertung						
Bewertungsfaktoren	**aktueller Zustand**	**4**	**6**	**8**	**10**	**12 Leitbid**	**Be-Wertung**	
1.absoluter Verlust ursprünglicher Fischarten	0	>3	3	2	1	0		12
2. relativer Verlust ursprünglicher Fischarten	0%	>30 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %	0 %		12
3. ursprüngliche Fischarten mit Häufigkeit 2, absolut	2	>3	3	2	1	0		8
4. ursprüngliche Fischarten mit Häufigkeit 2, relativ	17 %	>30 %	20-30 %	10 -20 %	0-10 %	0 %		8
5. relativer Anteil reproduzierender ursprünglicher Fischarten	83 %	<55 %	55-69 %	70-84 %	85-99 %	100 %		10
6a. Überschreitung der ursprünglichen Biomasse	66 kg/ha/ +78 %	>300 %	200-300 %	100-200 %	25-100 %	<25 %		10
6b. Unterschreitung der ursprünglichen Biomasse	0	>80 %	65-80 %	50-65 %	25-50 %	0-25 %		-
7. absoluter Verlust stenöker Arten	0	>2	-2	-1	-	0		12
8. relativer Anteil stenöker Arten	7Arten/ 100 %	< 40 %	40-59 %	60 -79 %	80 -99 %	7 Arten 100 %		12
9. Längen-Frequenz Index der dominanten Fischart(en) = Renken	PLF = 52	<25/>75	-	25-34/66-75	-	35-65	/4	3
	RLF-F =37	0/>45	-	0,1-29/31-45	-	10-30	/4	2
	RLF-G =0,6	< 0/>25	-	0,1-1,9/16-25	-	2-15	/4	2
	RLF-T =0	>4	-	0-2	-	2-4	/4	2
				Bewertung nach EU-WRRL				**93**
10. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 4, absolut	0	>3	3	2	1	0		12
11. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 3, relativ	0%	>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		12
12. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 2 und 3, absolut	1	>5	4	4	3	<2		8
13. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 2 und 3, relativ	8 %	>30 %	20-30 %	10 -20 %	0-10 %	0 %		8
14. absolute Anzahl standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 4	0	>3	3	2	1	0		12
15. relativer Anteil standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 4	0 %	>30 %	20-30 %	10 -20 %	0-10 %	0 %		12
16. absolute Anzahl standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 2 und 3	1	>3	3	2	1	0		8
17. relativer Anteil standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 2 und 3	8 %	>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10 %	0 %		8
18. Reproduktion standortfremder Fischarten, absolut	0	>1		1		0		12
19. Reproduktion exotischer Fischarten, absolut	0	>0				0		12
						Gesamtbewertung 1 bis 19		**197**

Tabelle 33.: *Bewertung des fischökologischen Zustandes vom Hallstättersee anhand des Bewertungsmodelles II.*

Irrsee		Wertung						
Bewertungsfaktoren	**aktueller Zustand**	**4**	**6**	**8**	**10**	**12 Leitbid**	**Be-Wertung**	
1.absoluter Verlust ursprünglicher Fischarten	3	>3	3	2	1	0		6
2. relativer Verlust ursprünglicher Fischarten	27 %	>30 %	20-30 %	10-20 %	0-10 %	0 %		6
3. ursprüngliche Fischarten mit Nachweisqualität 2 und 3, absolut	3	>3	3	2	1	0		6
4. ursprüngliche Fischarten mit Nachweisqualität 2 und 3, relativ	27 %	>30 %	20-30 %	10 -20 %	0-10 %	0 %		6
5. relativer Anteil reproduzierender ursprünglicher Fischarten	45 %	<55 %	55-69 %	70-84 %	85-99 %	100 %		4
6a. Überschreitung der ursprünglichen Biomasse	0	>300 %	200-300 %	100-200 %	25-100 %	<25 %		
6b. Unterschreitung der ursprünglichen Biomasse	35 kg/ha/ -5 %	>80 %	65-80 %	50-65 %	25-50 %	0-25 %		12
7. absoluter Verlust stenöker Arten	-3	>2	-2	-1	-	0		4
8. relativer Anteil stenöker Arten	1 Art 25 %	< 40 %	40-59 %	60 -79 %	80 -99 %	4 Arten 100 %		4
9. Längen-Frequenz Index der dominanten Fischart(en)	PLF = 25	<25/>75	-	25-34/66-75	-	35-65	/4	2
	RLF-F =14	0/>45	-	0,1-29/31-45	-	10-30	/4	3
	RLF-G =2	< 0/>25	-	0,1-1,9/16-25	-	2-15	/4	3
	RLF-T =0	>4	-	0-2	-	2-4	/4	2
				Bewertung nach EU-WRRL				**58**
10. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 4, absolut	0	>3	3	2	1	0		12
11. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 3, relativ	0%	>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		12
12. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 2 und 3, absolut	0	>5	4	4	3	<2		12
13. Vorkommen von Exoten mit Häufigkeit 2 und 3, relativ	0 %	>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		12
14. absolute Anzahl standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 4	4	>3	3	2	1	0		4
15. relativer Anteil standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 4	36 %	>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		4
16. absolute Anzahl standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 2 und 3	3	>3	3	2	1	0		6
17. relativer Anteil standortfremder Fischarten mit Häufigkeit 2 und 3	27 %	>30 %	20-30 %	10 -20%	0-10%	0%		6
18. Reproduktion standortfremder Fischarten, absolut	4	>1		1		0		4
19. Reproduktion exotischer Fischarten, absolut	0	>0				0		12
						Gesamtbewertung 1 bis 19		**142**

Tabelle 34.: *Bewertung des fischökologischen Zustandes vom Irrsee anhand des Bewertungsmodelles II.*

IV. DISKUSSION

4.1. Referenzzustand (Leitbild)

Die wesentliche Grundvoraussetzung für jede fischökologische Bewertung ist ein möglichst genau definierter Referenzzustand, der sich am anthropogen möglichst ungestörten Zustand eines Gewässers zu orientieren hat und der anhand der zu bewertenden Qualtitätskomponenten definiert wird (WRRL 2000). An sich würde nur der nacheiszeitliche Zustand den ursprünglich natürlichen, anthropogen völlig unbeeinflußten Zustand von Fischartengemeinschaften darstellen. Diese nacheiszeitlichen Verhältnisse sind jedoch nicht mehr zu rekonstruieren und wären auch nicht als Referenzzustand auf heutige Verhältnisse übertragbar, da Urbarmachung und Besiedelung das Einzugsgebiet der Untersuchungsgewässer langfristig und nicht rückführbar verändert haben. Nach WRRL (2000) soll der Referenzzustand anhand der Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischbestände definiert werden.
Aus all diesen Gründen stellt eine gute, möglichst genaue Definition des Referenzzustandes eine grundlegende Schwierigkeit aller Bewertungssysteme dar, deren Referenz auf dem anthropogen möglichst ungestörten Zustand beruht. Dieser Zustand ist meist nicht oder nur zum Teil bekannt (NESS & GEBHARD 1992). Im wesentlichen bieten sich in der Praxis drei Möglichkeiten zur Definition des fischökologischen Referenzzustandes an, wobei mit den verschiedenen Möglichkeiten nicht immer alle geforderten Qualitätsmerkmale definiert werden können.

1.) Vergleich mit einem vergleichbaren, unbeeinflußten Gewässer
2.) Rekonstruktionen anhand der Auswertung historischer Daten
3.) Typologische Vergleiche

- **Vergleich mit einem vergleichbaren, unbeeinflußten Gewässer**

Eine wissenschaftlich relativ gut abzusichernde Möglichkeit ist die Definition des Referenzzustandes anhand eines anthropogen unbeeinflußten Gewässers, vergleichbarer

geographischer Region und fischökologischer Ausprägung. Der direkte Vergleich hätte den wesentlichen Vorteil, daß alle geforderten Qualitätskriterien (WRRL 2000) auch im Referenzzustand dargestellt werden könnten. Im Alpenraum stehen jedoch derartige, in fischökologischer Hinsicht anthropogen möglichst ungestörte und mit den vier untersuchten Seen vergleichbare Gewässer nicht zur Verfügung. Eutrophierungserscheinungen, fischereiliche Bewirtschaftung, und verschiedenste andere (siehe Einleitung: 1.3.1.) anthropogene Einflüsse (SAMPL et al., 1989; JAGSCH 1992, RITTERBUSCH-NAUWERCK 1991) haben derartige Vergleiche unmöglich gemacht. Inwieweit es in Österreich Seen gibt, die für einen derartigen Vergleich herangezogen werden können ist bis dato noch nicht abgeklärt. Es ist davon auszugehen, daß im österreichischen Raum weitgehend unbeeinflußte Seen bestenfalls im montanen, subalpinen oder alpinen Raum zu finden sind, wobei diese wiederum zumeist keine natürliche Fischfauna beheimaten.

- **Rekonstruktionen anhand der Auswertung historischer Daten**

Ist ein direkter Vergleich mit unbeeinflußten Gewässern nicht möglich, so wäre eine Rekonstruktion des ursprünglich, natürlichen fischökologischen Zustandes anhand historischer Daten der nächste Schritt. Die bei der hier vorliegenden Seenbewertung angewandten seespezifischen, fischökologischen Referenzzustände von Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersee wurden anhand derartiger historischer Aufzeichnungen erstellt.
Historische Aufzeichnungen über Fischerei und Fischfang in den Salzkammergutseen reichen teilweise bis in das 15. Jahrhundert zurück (WALLNER 1911, FREUDLSPERGER 1936, 1937, WACHA 1964). Mit diesen historischen Aufzeichnungen wurden aber vor allem die für diese Zeit wirtschaftlich wichtigen Fischarten dokumentiert. Umfassende Fischartenlisten für gewisse Gebiete (FITZINGER 1832, HECKEL 1851, HECKEL 1854, ZETTER 1860, JÄCKEL 1864, KUKULA 1874) oder für einzelne Seen (FITZINGER 1878, GAßNER 1893) gibt es erst ab Beginn des 19. Jahrhunderts. Mit Ausnahme von zumeist unbrauchbaren Ertragswerten, sind Aufzeichnungen über Biomassen oder Abundanzverhältnissen der einzelnen Arten aus den historischen Aufzeichnungen nicht abzulesen.
Mit der gesichteten historischen Literatur war es dennoch weitgehend möglich die ursprüngliche Fischartengemeinschaften der vier Untersuchungsgewässer für die Zeit vor 1940 zu rekonstruieren. Es zeigte sich, daß in allen Seen Kleinfischarten und wirtschaftlich

nicht genutzte Fischarten in der Literatur oftmals sehr undeutlich dokumentiert sind. Meist wurden mehrere Fischarten in Gruppen zusammengefaßt und daher war es oft nicht mehr nachvollziehbar, um welche Fischarten es sich gehandelt hat. So wurden früher verschiedene Cyprinidenarten als "Weißfische" und ein Allerlei von Kleinfischarten und Jungfischen als "Sängel" bezeichnet (FREUDLSPERGER, 1936, 1937). In Verbindung mit der etwas jüngeren Literatur und Berichten von Zeitzeugen war es möglich, diese Gruppen im wesentlichen aufzulösen und die jeweiligen Arten daraus zu rekonstruieren.

Grundsätzlich beinhaltet die Aufarbeitung von historischen Daten jedoch immer eine gewisse, schlecht definierbare Unsicherheit, die in der sehr unterschiedlichen Qualität und Quantität dieser Daten begründet ist. So konnten über Hallstätter-, Mond- und Traunsee (WANZENBÖCK et al., 2000) eine ganze Reihe historischer fischereilicher Daten erhoben werden, für den Wallersee fanden sich nur mehr relativ wenige und am Irrsee war es am schwierigsten, eine ausreichende Datenmenge zu finden.

Ein weiteres Problem der historischen fischereilichen Aufzeichnungen liegt in der sich im Laufe der Zeit oftmals ändernden Taxonomie. Wurden vor Einführung der Systematik von LINNAEUS (1758) die Fische mit regionenweise unterschiedlichen Trivialnamen benannt, so gab es später zumindest wissenschaftliche Artnamen, die sich zwar oftmals änderten, aber eine Zuordnung zu einer bestimmten Art doch wesentlich besser ermöglichten. Für die vier Untersuchungsgewässer konnten allfällige Synonyme aber auch alte Trivialnamen ganz gut nach den Arbeiten von FITZINGER (1832), HECKEL (1854), HECKEL & KNER (1858), JÄCKEL (1864), HENSCHEL (1890) und KOTTELAT (1997) auf Synonyme überprüft und den aktuellen wissenschaftlichen Fischnamen nach SPINDLER (1997) zugeordnet werden. Zusammenfassend muß bemerkt werden, daß mit der Aufarbeitung historischer Daten (vor etwa 1940) bestenfalls das Qualitätsmerkmal Fischartenzusammensetzung abgedeckt werden kann, quantitive Aspekte lassen sich nicht ableiten.

- **Typologische Vergleiche**

Ist ein direkter Vergleich mit unbeeinflußten Gewässern nicht möglich und liegen auch keine historischen Daten vor, so bleibt noch ein seentypologischer Ansatz zur Definition des Referenzzustandes. Grundsätzlich gibt es neben den limnologischen Seentypisierungen (HUTCHINSON 1957, ELSTER 1958), ähnlich der fischereilichen Zonierung von Fließgewässern

(ILLIES & BOTOSANEANU 1963, KLEE 1991) auch noch fischereiliche Seentypisierungen. Typisiert werden die Seen überwiegend nach den in der fischereilichen Bewirtschaftung wichtigen Fischarten (HAEMPEL 1930, BAUCH 1963, KLEE 1991, SCHWÖRBEL 1993, SPINDLER 1997, HOFMANN et al. 1995).

In der vorliegenden Studie wurde versucht, zur Definition des Referenzzustandes die obigen fischereilichen Seentypisierungen zu vereinheitlichen und an die geographischen bzw. fischökologischen Gegebenheiten der vier Untersuchungsgewässer anzupassen. Damit sollte eine erste Einteilung bezüglich der im jeweiligen See vorkommenden Fischarten durchgeführt werden. Es zeigte sich jedoch, daß aufgrund der bestehenden sehr heterogenen Seentypisierungen keine wirklich sinnvollen Ergebnisse zu erzielen waren. Diese publizierten fischereilichen Seentypisierungen waren an den vier Untersuchungsgewässern zur Definition des Referenzzustandes nicht anwendbar.

In jüngerer Zeit gibt es jedoch wieder erste neue Ansätze zu einer fischökologischen Seentypisierung (GROLLITSCH 2000), wobei für Österreich sechs unterschiedliche Typen beschrieben werden. Eine wesentlich breiter angelegte biologische Seentypisierung, die den Anforderungen der WRRL (2000) gerecht werden soll, ist derzeit in Ausarbeitung (DOKULIL et al. 2000).

- **Zeitlicher Bezug des Referenzzustandes**

Der in dieser Arbeit für den Referenzzustand gewählte zeitliche Bezug (von etwa 1500 bis 1940) ergibt sich aus der Tatsache, daß es aus diesem Zeitraum erste brauchbare Aufzeichnungen von Fischgemeinschaften gibt und die Seen mit ihren Fischgemeinschaften sich in einem noch relativ ursprünglich natürlichen Zustand befanden. Auch bei der ökologischen Klassifizierung britischer Seen wurde als zeitliche Basis der Zeitraum vor dem 2. Weltkrieg herangezogen (MOSS et al. 1996).

Es wurde jedoch schon seit der ersten Besiedelung vor etwa 5000 Jahren Fischfang in den Salzkammergutseen betrieben (MORTON 1961). Die Intensität des Ausfanges dürfte aber damals vergleichsweise gering gewesen sein. Selbst Anfang des 19. Jahrhunderts waren die Fischerträge noch wesentlich niedriger als heute (HINTENBERGER 1974). Dies war bedingt durch die verwendeten Fanggeräte, die nur zu bestimmten Zeiten (meist in der Laichzeit) kostendeckend fängig waren (SCHWARZ 1929). Es kann davon ausgegangen werden, daß es

mit den damals verwendeten Fanggeräten nicht möglich war, die Fischgemeinschaft massiv zu beeinträchtigen und gewisse Fischarten auszurotten. In den Salzkammergutseen vollzogen sich die großen ökologischen Veränderungen ab der Mitte des 20. Jahrhunderts. War vor 1940 der Fremdenverkehr und die Wirtschaft im Salzkammergut im Vergleich zu heute noch relativ wenig entwickelt, so erlebten beide Branchen nach dem 2. Weltkrieg einen enormen Aufschwung (KUNZE 1986). Damit verbunden war der Ausbau der Straßen, die Verbauung der Ufer, die Intensivierung der Landwirtschaft und die Eutrophierung der Seen. Gemeinsam mit den zum Teil intensiven Fischbesätzen sind dadurch die Fischgemeinschaften vieler dieser Seen, vor allem in der Zeit nach 1940, massiv beeinträchtigt und verändert worden.

- **Rekonstruierte Fischbiomasse**

Eine wesentliche Qualitätskomponente der WRRL (2000) ist die Abundanz der Fischarten. Über die vier Untersuchungsgewässer gibt es jedoch weder aktuelle noch historische Abundanzdaten, anhand derer der Referenzzustand in Hinsicht auf die Fischabundanz erstellt werden kann. Die Fischbiomasse eines Sees steht im engen Zusammenhang mit der Fischabundanz und hat darüberhinaus den Vorteil, im Laufe des Jahres wesentlich weniger zu schwanken als die durch die Brut- und Jungfische stark beeinflusste Fischabundanz.
Stehen keine Referenzseen, wie im Falle der vier Untersuchungsgewässer, zum direkten Vergleich der Fischbiomasse, zur Verfügung so muß die ursprüngliche Fischbiomasse rekonstruiert werden. Dazu bieten sich die verschiedenen empirischen Zusammenhänge zwischen Nährstoffgehalt und Gesamtfischbiomasse und/oder Ertrag (HANSON & LEGGETT 1982, PETERS 1986, DOWNING & PLATE 1993, CYR & PETERS 1995, KNÖSCHE & BARTHELMES 1998) an. Für eine erste Biomasserekonstruktion (GASSNER & WANZENBÖCK 1999) erwies sich von den verschiedenen publizierten empirischen Formeln, der Zusammenhang zwischen Gesamtphosphor und Fischbiomasse nach HANSON & LEGGETT (1982) am geeignetsten. Ein großer Vorteil war das Vorliegen vorindustrieller, paläolimnologisch erhobener Gesamtphosphorwerte von Mondsee und Wallersee (WUNSAM 1996; BENNION et al., 1995). Allerdings ist die Datenbasis dieser Beziehung (HANSON & LEGGETT, 1982) sehr breit gestreut und es fließen Seen von vier Kontinenten und allen Trophiestufen ein, sodaß eine Fischbiomasseabschätzung für die vier österreichischen Untersuchungsgewässer mit großen Unsicherheiten behaftet sein dürfte.

Die in der vorliegenden Arbeit verwendete Phosphorkonzentration-Fischbiomasse-Beziehung basiert hauptsächlich auf hydroakustisch erhobenen Fischbiomassedaten von oligo- bis mesotrophen Alpenseen. Diese Beziehung anhand hydroakustischer Daten aus Alpenseen zu berechnen ist sicherlich genauer als mit weltweiten Fischbiomassedaten, welche mit den unterschiedlichsten Methodiken erhoben worden sind. Allerdings stellen die zehn verfügbaren Datenpunkte die absolute Untergrenze für einer derartige Beziehung dar, was auch durch den relativ niedrigen Korrelationskoeffizienten ($r^2 = 0,59$) ausdrückt wird.

Für eine gute Absicherung, dieser erstmals für österreichische Gewässer erstellten Beziehung, wäre eine hydroakustische Biomasseerhebung von zumindest 30 österreichischen Seen wünschenswert. Dennoch können die auf Basis dieser Beziehung berechneten ursprünglichen Fischbiomassen von 37 kg/ha als durchaus realistisch angesehen werden.

Für die von der Europäischen Union im Rahmen der WRRL (2000) geforderte Erstellung typologischer Referenzzustände ist eine Kombination aller vorher genannten Möglichkeiten anzustreben. Damit können die jeweiligen Schwächen der unterschiedlichen Ansätze ausgeglichen und in der Folge ein Referenzzustand mit allen entsprechenden Qualtätskriterien erstellt werden.

4.2. Datenerhebung

Fischbestände von Seen haben eine ausgeprägte, je nach Art unterschiedliche räumlich-zeitliche Dynamik. Weiters zeigen Fischpopulationen, bedingt durch die hohe Mortalität im ersten Lebensjahr, große numerische Schwankungen im Jahresverlauf. Art- und zeitabhängig ist auch die Schwarmbildung von Fischen (WOOTTON 1990). Die meisten österreichischen Seen weisen, so wie auch die vier Untersuchungsgewässer, relativ große Wassertiefen auf (STALZER et al., 1999) und die Fische sind je nach Art, Größe und Fanggerät unterschiedlich fangbar (RICKER 1970, BAGENAL 1978, MURPHY & WILLIS 1996).
Dies alles macht eine qualitative, vor allem aber eine quantitative Erhebung von Fischbeständen der größeren Österreichischen Seen aufwendig und schwierig. Für eine Bewertung des ökologischen Zustandes von Fischbeständen nach der WRRL (2000) sind jedoch sowohl qualitative als auch quantitative Qualitätskriterien vorgesehen.
Die wohl einzige praktikable Möglichkeit diesen Schwierigkeiten, bei einer "ganzheitlichen" Erhebung von Fischbeständen in Seen, etwas gerecht zu werden ist, verschiedenste Methoden anzuwenden und diese zumeist auch noch an das jeweilige Gewässer, die jeweilige Fischart und Fischgröße anzupassen. Grundsätzlich sind qualitative Fischbestandserhebungen mit einem ungleich geringeren Aufwand durchzuführen als quantitative.

- **Qualitative Datenerhebung**

Das wesentliche Ziel einer qualitativen Fischbestandserhebung ist eine aktuelle, möglichst gut abgesicherte und komplette Fischartenliste. Derartige Fischartenlisten liegen für österreichische Seen nur lückenhaft vor (GROLLITSCH 2000) und auch von den vier Untersuchungsgewässern gab es keine aktuellen, wissenschaftlich abgesicherten, offiziellen Fischartenlisten.
Im Prinzip kann zu einer qualitativen Fischbestandserhebung die ganze Palette der unterschiedlichsten Fanggeräte und Beobachtungsmethoden eingesetzt werden (z.B. MURPHY & WILLIS 1996), wobei jedoch jene am praktikabelsten sind, die mit wenig Fangaufwand eine hohe Artenanzahl liefern. Wird bei einer Fischbestandserhebung nur ein Fanggerät angewendet, so wird oftmals die Artenanzahl eines Gewässers gravierend unterschätzt (JACKSON & HARVEY 1997). In der vorliegenden Studie wurden die Fischartenlisten des

Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersees anhand von fünf verschiedenen Methoden erhoben. Es kamen Elektrofischfang, Kiemennetz, Ringwade, Schleppnetz und Schubnetz zum Einsatz. Als relativ effektiv zum Fischartennachweis erwies sich an allen vier Seen der Elektrofischfang im Litoral. Zeitlich günstig erwiesen sich dabei die Sommer- und Herbstmonate. Aus der Literatur ist bekannt (THOMA 1998), daß Nachtfänge mit dem Elektrofischfanggerät noch effektiver sind als die von uns durchgeführten Tagfänge. Es steigt jedoch damit auch der gesamte Arbeitsaufwand beträchtlich an und daher wurden derartige Nachtfänge im Rahmen der vorliegenden Studie nicht durchgeführt. Weitere in Hinsicht auf die Artenzusammensetzung effektive Methoden waren das Kiemennetz und die Ringwade. Mit dem Schubnetz konnten neben einer Reihen anderer Fischarten auch die pelagischen Larven der Aalrutte gut nachgewiesen werden.

Am Mondsee konnte trotz des Einsatzes verschiedenster Fangmethoden die Koppe nicht durch Fänge belegt werden. Diese Fischart lebt im Mondsee nach Beobachtungen von Tauchern in Tiefen ab 20 m und ist daher mit Elektrofischfang nicht erfassbar. Fischartenerhebungen mittels Tauchern stellen grundsätzlich eine gute Ergänzung zu den Fangmethoden dar und sind mittlerweile auch schon ausgereift (DOLLOFF et al. 1996).

Ein sehr wichtiges, zusätzliches informelles Instrument zur Erstellung von Fischartenlisten sind genau geführte jährliche Ausfanglisten seitens der Bewirtschafter. Wesentlich dabei ist, daß jede gefangene Fischart separat angeführt wird, auch dann, wenn es sich nur um ein Einzelexemplar handelt.

Die Grundvoraussetzung bei der Erstellung von Fischartenlisten ist eine genaue und nachvollziehbare Artabgrenzung. Dies ist aber bei einigen Arten bzw. Formen nur sehr schwierig möglich. Zusätzlich wurde durch die taxonomische Studie von KOTTELAT (1997) die bisherige Fischtaxonomie weitgehend in Frage gestellt. Für die hier vorliegenden Artenlisten wurde nicht die Taxonomie von KOTTELAT (1997) angewandt, sondern als taxonomische Basis vor allem die praktikablere Arbeit von SPINDLER (1997) angewandt.

Die Erarbeitung von aktuellen Fischartenlisten gemäß der WRRL (2000) ist methodisch kein allzu großes Problem. Für die vier Untersuchungsgewässer gelang es ganz gut die aktuellen Fischartenlisten zu erstellen, wobei jedoch nicht alle Fischarten (z.B. Koppe am Mondsee) mit unseren fünf angewandten Methoden erfasst werden konnten. Ein für die Zukunft wichtiger Aspekt wäre es Fischartenlisten regelmäßig zu aktualisieren, da dadurch aktuelle Veränderungen sichtbar würden und eventuell Gegenmaßnahmen eingeleitet werden könnten.

- **Quantitative Datenerhebung**

Wesentlich schwieriger und aufwendiger als die Erstellung von Fischartenlisten gestaltet sich eine quantitative Fischbestandserhebung. Im Idealfall ist das Ziel einer derartigen Erhebung die artenmäßige, quantitative Abschätzung der Abundanzen und/oder Biomassen aller im Gewässer lebenden Fischarten. Auch mit dem heutigem Stand der Wissenschaft ist dies, ein in größeren Seen bislang noch ungelöstes Problem der Fischökologie.
In der Praxis kommen zur zahlenmäßigen Abschätzung von Fischbeständen eine ganze Reihe verschiedenster Methoden zum Einsatz mit denen absolute Abundanzen, zumeist jedoch nur relative Abundanzen, oder die Populationsstruktur bestimmter Arten abgeschätzt werden können. Am gebräuchlichsten sind dabei diverse Fang-Wiederfangmethoden, aktive Fangmethoden wie Schleppnetz, Ringwade und Uferzugnetz, passive Fangmethoden wie beispielsweise standardisierte Kiemennetzfischerei und Elektrofischfang sowie hydroakustische Fischbestandserhebungen. Eine ausführliche Beschreibung all dieser Methoden ist in (RICKER 1970, BAGENAL 1978, ECKMANN 1990, MURPHY & WILLIS 1996, MAC LENNAN & SIMMONDS 1993) angeführt.

- **Hydroakustik**

In der vorliegenden Studie wurde die quantitative Abschätzung des Gesamtfischbestandes anhand der **Hydroakustik** durchgeführt. Grundsätzlich ist die Hydroakustik als eine äußerst zukunftsorientierte Methode (HICKLEY 1996) anzusehen, mit der es möglich ist, in relativ kurzer Zeit und mit relativ geringem Kostenaufwand gute Abundanz- und in der Folge Biomassedaten eines Seen zu erheben (MACLENNAN & SIMMONDS 1993). Voraussetzung dafür, ist jedoch eine umfassende Ausbildung und eine gewisse Erfahrung des Anwenders (BRANDT, 1996).
Durchwegs vergleichbare, hydroakustisch erhobene Fischbiomassedaten liegen von einigen bayerischen Seen (MAYR 1998), dem Bodensee (APPENZELLER 1996), dem Wallersee (KUBEČKA 1996) und dem Traunsee (WANZENBÖCK et al. 2000) vor. Insgesamt schwanken die Fischbiomassewerte dieser Seen zwischen 17,8 kg/ha (Traunsee) und 77,0 kg/ha (Kochelsee). Die in den vier Untersuchungsgewässern erstmals erhobenen

Fischbiomassedaten liegen mit ihren 26,9 kg/ha bis 66,4 kg/ha damit im mittleren Bereich anderer Alpen und Voralpenseen.

Sehr großen Einfluß auf die Fischbiomasse eines Sees hat die Abundanz bzw. das Vorhandensein großer Fische (> 45 cm). Fehlen diese Fischgrößen so kann ein signifikanter Einbruch der Fischbiomasse beobachtet werden. Die vergleichsweise niedrige Fischbiomasse des Traunsees (17,8 kg/ha) hängt mit einem derartigen Fehlen größerer Fische zusammen. Die Ursache dafür dürfte in erster Linie im hohen Befischungsdruck liegen (WANZENBÖCK et al., 2000). Auffallend waren die zum Teil hohen Schwankungen der Fischbiomasse zwischen den einzelnen Aufnahmen. So konnte bei der Sommeraufnahme am Hallstättersee und Mondsee (1998 und 1999) eine wesentlich geringere Fischbiomasse beobachtet werden als bei den Herbst- und Frühjahrsaufnahmen. Der Hauptgrund dafür liegt in der Habitatwahl der Renken (Hallstättersee und Mondsee) und Seelauben (Mondsee), die in diesen beiden Seen im Sommer das obere Epilimnion (0 bis 5 m) besiedeln. Ein derartiges Verhalten der Renken wurde auch an einigen bayerischen Seen beobachtet (MAYR, 1998), bei den Seelauben ist der epilimnische Lebensraum durch Untersuchungen am Mondsee gut belegt (NAUWERCK 1992). Da aufgrund der physikalischen Gegebenheiten des Echolotes (SIMRAD 1996a), sowie einer gewissen Scheuchwirkung des Bootes (MISUND et al. 1996) die oberflächennahe stehenden Fische echographisch nicht erfasst werden können, führt dies zu dieser zeitweisen Unterschätzung der Fischbiomasse. Am Irrsee wurden diese massiven Unterschiede, mit Ausnahme der Märzaufnahme, nicht beobachtet. Aufgrund der hohen Wassertemperaturen (max. 26°C) des Irrsees im Sommer, ist es hier den Renken, die den wesentlichen Anteil der Fischbiomasse ausmachen, nicht möglich, die obersten Wasserschichten zu bevölkern. Renken meiden Temperaturen von über 18° C (MAYR 1998). Die Märzaufnahme 1999 wurde wenige Tage nach dem Eisbruch durchgeführt. Zu dieser Zeit dürfte ein Großteil der Fische noch sehr bodennahe in den Winterlagern gestanden sein. Sehr nahe am Boden stehende Fische sind ebenfalls hydroakustisch schwer erfassbar (SIMRAD 1996a).

Am Wallersee schwankten die Fischbiomassen der Einzelaufnahmen beider Jahre am massivsten und die mittlere Fischbiomasse mit 26,9 kg/ha erscheint im Verhältnis zum Nährstoffgehalt (siehe Material und Methoden) als relativ gering. Im Gegensatz zu den drei anderen Untersuchungsgewässern ist der Wallersee ein eher Cypriniden-Perciden dominiertes Gewässer mit ausgedehnten Flachwasserhabitaten.

Vor allem die Flachwasserhabitate sind schwierig mit der herkömmlichen vertikalen Echographie zu erfassen. Bootslärm (MISUND et al. 1996) und akustisches Nahfeld (SIMRAD, 1996a) kommen hier verstärkt zum Tragen. Aber auch die Cypriniden-Perciden Fischgemeinschaft, welche bevorzugt das Litoral bewohnt (FILKA 1988, VOCKNER 1988), verursacht diese Schwankungen. Eine hydroakustische Studie im August 1996 (KUBEČKA, 1996) ergab mit 20,4 bis 27,5 kg/ha ähnliche niedrige Fischbiomassen im Freiwasser. Allerdings konnten anhand zusätzlicher Horizontallotung, für den Litoralbereich Biomassewerte von 66 bis 76 kg/ha erhoben werden. Für flache Gewässer scheint daher eine Kombination von Vertikal- und Horizontalaufnahme als sinnvoll.
Grundsätzlich steigt mit der Anzahl der Einzelaufnahmen der Wert der Gesamtabschätzung, wobei zumindest drei, besser fünf hydroakustische Aufnahmen während des Jahresverlaufes durchgeführt werden sollten. Die besten Gesamtbiomasseergebnisse werden zu jenen Jahreszeiten (zumeist im Herbst) erreicht, in denen die Fische nicht mehr im Litoral und Epilimnion aber auch noch nicht in den Winterlagern stehen.
Den Qualitätsfaktor "gesamte Fischbiomasse" hydroakustisch zu erheben, ist gerade in Hinsicht auf eine Bewertung des ökologischen Zustandes von Fischgemeinschaften in Seen ein völlig neuer und durchaus praktikabler Ansatz. Der wesentliche Nachteil der hydroakustischen Methode liegt im Unvermögen des Systems direkt Fischarten aufzulösen. Allerdings kann aufgrund der Einschichtungstiefe, des Schwarmverhaltens und der Echostärken auf bestimmte Fischarten rückgeschlossen werden.

- **Absolute Abundanzen**

Weitere methodische Ansätze zur Gewinnung absoluter Abundanzen (Fische pro Flächen- oder Volumseinheit) stellen die Verwendung von **Schleppnetz** und **Ringwade** (HAYES et al. 1996, STEINBERG & DAHM 1972) dar. In der vorliegenden Studie wurden die beiden bisher in Österreich noch nicht angewandten Fangmethoden erstmals eingesetzt. Beide Methoden erforderten eine längere Einarbeitungszeit sowie Adaptationen an den Netzen und am jeweiligen Boot.
Besonders erfolgreich verliefen die durchgeführten Ringwadenfänge, wobei sowohl 0+ Fische als auch Adultfische quantitativ erhoben werden können. Eine umfassende quantitative Abschätzung der 0+ Barsche des Wallersees ist im Rahmen dieser Studie durchgeführt

worden. Die Ergebnisse wurden publiziert (TISCHLER 1999; TISCHLER et al. im Druck; TISCHLER & WANZENBÖCK im Druck) und eine Zusammenfassung befindet sich im Anhang. Die Ringwadenfänge der Adultfische flossen im Wesentlichen in die Populationsstruktur ein. Für eine abgesicherte Abundanzabschätzung der Adultfische war jedoch die Anzahl der Einzelfänge pro See zu gering. Bei einer entsprechender Anzahl an Einzelfängen ist die Ringwade jedoch grundsätzlich gut geeignet für eine Abundanzabschätzung von Freiwasserfischen. Es zeigte sich auch hier, daß Nachtfänge höhere Abundanzen als Tagfänge erbrachten. Ein herausragender Vorteil der Ringwade gegenüber vielen anderen Fangmethoden ist, daß die gefangenen Fische völlig unverletzt bleiben. Da die Fluchtfähigkeit der Fische und die Fischgröße positiv korrelieren (NOBLE 1970, SNYDER 1983), ist die Ringwade bevorzugt im mittleren bis kleinen Fischgrößenbereich fängig. Dies wird auch bei der Gegenüberstellung unserer hydroakustischen Daten mit unseren Fangdaten deutlich.

Die in dieser Studie mit dem Schleppnetz gemachten Erfahrungen waren weniger erfolgreich. So ist schon der Arbeitsaufwand (pro Fang 4 Personen, ca. 2,5 Stunden) im Vergleich zur Ringwade (pro Fang 2 Personen, ca. 0,5 Stunden) wesentlich höher. Aber auch der Fangerfolg war signifikant schlechter und konnte trotz intensivster Versuche nicht gesteigert werden.

Die vorerst vermuteten Gründe (WANZENBÖCK et al. 1998) für die schlechte Fängigkeit des Schleppnetzes (Schleppgeschwindigkeit, Schlepptiefe etc..) erwiesen sich alle als nicht zutreffend. Aus heutiger Sicht ist anzunehmen, daß ein Hauptgrund der schlechten Fängigkeit in der relativ geringen Fischdichte und der schlechten Einschichtung der Fische in den vier Untersuchungsgewässern liegen dürfte. Ein weiterer vermuteter Grund könnte in der schnelleren Schwimmgeschwindigkeit der Renken (*Coregonus lavaretus*) liegen. Im ursprünglichen Einsatzgebiet des Schleppnetzes, in einigen Stauseen des Ruhrgebiets wird ausschließlich die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) gefangen, die nur Maximallängen von 25 cm erreicht.

Mit dem aktuellen Stand der Schleppnetzfischerei lassen sich derzeit noch keine erfolgreichen Befischungen durchführen. Es müßten weiter Adaptationen, eventuell unter Beiziehung eines Schleppnetzexperten, durchgeführt werden.

- **Relative Abundanzen**

Zur Erhebung von relativen Abundanzen regelmäßig in der Fischereibiologie angewandte Methoden sind Kiemennetz und Elektrofischfang. Sehr oft werden die relativen Abundanzen auch in Form von Einheitsfängen (catch per unit effort, CPUE) ausgedrückt, wobei als Grundannahme ein proportionaler Zusammenhang zwischen Fischdichte und CPUE gilt (HUBERT, 1996).

Ein grundsätzliches Problem beider Methoden ist ihre ausgeprägte Fangselektivität.

So ist der Elektrofischfang artselektiv, größenselektiv und ufernahe Arten werden bevorzugt gefangen. Weiters ist die Fängigkeit abhängig von der Leitfähigkeit des jeweiligen Gewässers, steigt mit abnehmender Temperatur, sowie mit zunehmender Wassertrübe und Gewässergröße (REYNOLDS, 1996). Das Kiemennetz ist artselektiv und größenselektiv ebenso abhängig von der Fischaktivität, der Wassertrübe, Tages- Nachtzeit. Die Fängigkeit sinkt mit zunehmender Anzahl schon gefangener Fische und die gefangenen Fische haben eine wesentlich höhere Mortalität in Vergleich zu anderen Fanggeräten (HUBERT 1996).

Trotz dieser bekannten Fangselektivitäten fließen derartig erhobene fischbiologische Datensätze auch in die Bewertung des fischökologischen Zustandes von Seen ein (APPELBERG, et al. 2000; O'CONNOR et al. 2000). Zumeist wird jedoch sinnvollerweise Elektrofischfang oder Kiemennetz nur als eine Methode unter mehreren angewandt, und erst die Ergebnisse der Kombination aller Methoden wird einer Bewertung des fischökologischen Zustandes zugeführt (THOMA 1998, JENNINGS et al. 1998, WHITTIER 1998).

Eine praktikable Möglichkeit diese Fangselektivitäten für eine fischökologische Bewertung einigermaßen zu kompensieren bietet, so wie in der vorliegenden Arbeit durchgeführt, die Anwendung von mehrstufigen (0, 1, 2, 3, 4; siehe Material und Methoden) Fanghäufigkeiten. Analog zum Einheitsfang ist auch bei den Fanghäufigkeiten die Grundannahme, daß eine proportionaler Zusammenhang zwischen der Dichte einer Fischart und der Fanghäufigkeit besteht. Für die Bewertung des fischökologischen Zustandes wird weiters vorausgesetzt, daß ursprünglich alle Fischarten eines Sees mit Fanghäufigkeit 4 vorkamen. Zusammen mit weiteren Fangmethoden und bei definierten Fangaufwand bietet dieses System eine wenig aufwendige, allerdings nur grobe Abschätzung der relativen Häufigkeiten von Fischarten in einem See.

Unserer Freilanderfahrungen zeigten, daß der "definierte Fangaufwand" grundsätzlich an die Größe und Tiefe eines Sees angepasst werden sollte. Beim Elektrofischen hat sich eine Befischungsstelle pro km² Seefläche bei einem Sommer- und einem Herbsttermin gut bewährt. Auch die Schubnetzbefischungen erbrachten mit einer Stelle pro km² Seefläche und vier Termine (Frühjahr bis zum Frühsommer) gute Ergebnisse. Der definierte Fangaufwand für die Kiemenetzfischerei und Ringwadenfischerei ist derzeit noch nicht völlig ausgereift. Beim Kiemennetz ist jedoch noch zusätzlich zu der Seefläche die Seetiefe zu berücksichtigen.

- **Eigenaufkommen**

Der Nachweis des Eigenaufkommens ist je nach Fischart unterschiedlich schwierig und aufwendig. Zum qualitativen Nachweis des Eigenaufkommens von Cypriniden, zeigte sich, daß der Elektrofischfang von 0+ Fischen in den Monaten August und September am besten geeignet ist. Zu dieser Zeit haben die 0+ Cypriniden eine Größe, bei der eine Artbestimmung keine Schwierigkeiten mehr bereitet. Außerdem halten sie sich in diesen Monaten bevorzugt im Litoral auf (FISCHER 1995), welches mit Elektrofischfang gut abgedeckt werden kann. Einsömmrige Perciden (Flußbarsch, Kaulbarsch und Zander), Hechte, Aalrutten, Schmerlen und Koppen lassen sich zu dieser Zeit ebenfalls gut mit Elektrofischfang im Litoral nachweisen (FISCHER 1995).
Brütlinge oder 0+- Fische des nur im Mondsee vorkommenden Perlfisches konnten nicht anhand von Fängen nachgewiesen werden. Als einziger Nachweis der Reproduktion dieser Fischart sind Beobachtungen beim Laichvorgang in der Zellerache anzusehen.
Interessanterweise konnte an keinem der mit Karpfen besetzten Seen (Wallersee, Irrsee und Mondsee), Karpfenbrut oder 0+ Karpfen nachgewiesen werden. Auffällig war auch, daß von den ursprünglich im Irrsee vorkommenden Schleien ebenfalls kein Eigenaufkommen nachgewiesen werden konnte. Dies dürfte mit der mittleren Wassertemperatur in Zusammenhang stehen, die in diesen drei Seen für eine erfolgreiche Reproduktion von Karpfen und vermutlich auch von Schleien zu niedrig ist. Entweder die Tiere kommen überhaupt nicht zum Ablaichen oder sie laichen derart spät, daß die geschlüpfte Brut keine Überlebenschance im ersten Winter hat. Bei den Schleien des Irrsees könnte dies auch ein Hinweis dafür sein, daß sie ursprünglich doch nicht vorgekommen sind und regelmäßig seit dem Mittelalter besetzt wurden. Das Eigenaufkommen von Seesaiblingen lässt sich mit

kleinmaschigen Bodennetzen (6 bis 12 mm Maschenweite) relativ gut nachweisen, wobei allerdings nur die 0+ Fische im Herbst fangbar sind.

Ein quantitatives Aufkommen von Fischlarven wurde exemplarisch für die Renken aller vier Untersuchungsgewässer und für die Barsche des Wallersees durchgeführt (LAHNSTEINER, in Vorbereitung; TISCHLER, 1999; TISCHLER et al., im Druck). Interessanterweise konnten in jenen Seen in denen die Renken ursprünglich vorkamen (Mondsee, Hallstättersee) wesentlich höher Larvendichten gefunden werden als in jenen Seen (Irrsee, Wallersee) in denen sie besetzt wurden. Hallstättersee und Mondsee dürften also von ihrer morpometrisch-limnologischen Ausprägung für eine Renkenreproduktion besser geeignet sein als Irrsee und Wallersee. Dabei dürfte vor allem die zeitweise hypolimnische Sauerstoffunterversorgung, sowie die epilimnische Sauerstoffübersättigung der beiden mit Renken besetzten Seen zum Tragen kommen (MÜLLER 1993).

4.3. Bewertung

Eine grundlegende Schwierigkeit von ökologischen Bewertungen besteht darin, daß ein derart multidimensionales System, wie zum Beispiel die Ökologie von Fischen eines Sees, methodisch sauber erhoben werden und in einer nur eindimensionalen Bewertung Ausdruck finden muß. Dadurch geht zwar einerseits viel an Information verloren, aber andererseits ist eine Bewertung biologischer Qualitätskomponenten nach der WRRL (2000) überhaupt erst durch eine derartige Komprimierung von Daten möglich. Bei einer Bewertung ist immer davon auszugehen, daß grundsätzlich nur jene Qualitätskriteren bewertet werden können, die wissenschaftlich abgesichert erfaßbar sind und für die auch eine entsprechende Referenz vorhanden ist oder rekonstruiert werden kann. Dabei sollte gerade in Hinblick auf die breite Auslegung der WRRL die Datenerhebung praktikabel und finanziell vertretbar bleiben.

Der ursprüngliche Ansatz dieses Projektes war, bestehende fischökologische Bewertungssysteme, vor allem den „index of biotic integrity, IBI“ (KARR 1981) auf die vier Untersuchungsgewässer anzupassen. Dazu mußte das ursprünglich für Fischgemeinschaften von fließenden Gewässern konzipierte IBI-System an die Fischgemeinschaften stehender Gewässer angepaßt werden. Bestehende Adaptationen des IBI-Systems an Seen sind aus den USA (MINNS et al. 1994, SIMON 1998, THOMA 1999, JENNINGS et al. 1999, WHITTIER 1999, SCHULZ et.al. 1999, O'CONNOR et al. 2000) aber in jüngerer Zeit auch aus Europa (APPELBERG et al. 2000) bekannt. Ein Teil dieser Arbeiten (MINNS et al. 1994, SIMON 1998, THOMA 1999, JENNINGS et al. 1999) ist allerdings nur auf die Bewertung der Fischgemeinschaften des Uferbereiches von Seen ausgerichtet und daher für eine ganzheitliche Bewertung unserer vier Untersuchungsgewässer nach den Vorgaben der WRRL (2000) vom Ansatz her nicht anwendbar.

Den Autoren der restlichen drei Adaptationen ist gemein, daß ihnen zur Anpassung des IBI-Systems an ihr Gebiet jeweils fischbiologische und limnologische Datensätze von 55 Seen (WHITTIER 1999), 60 Seen (SCHULZ et.al. 1999) bis hin zu über 600 Seen (APPELBERG et al., 2000) zur Verfügung standen. Die fischbiologischen Datensätze werden in diesen Ländern (USA, Schweden) mit standardisierten Methoden im Rahmen umfassender staatlicher Monitoringprogrammen erhoben und es kann jederzeit auf die Daten zugriffen werden. Den Autoren war es somit gut möglich gebiets- bzw. länderweite Adaptationen des IBI-Systems durchzuführen und diese auch noch einer gewissen statistischen Absicherung zu unterziehen.

Leider gibt es bislang derartige fischökologische Monitoringprogramme für österreichische Seen nicht, wobei dies gerade für die Erstellung einer gut abgesicherten, österreichweiten Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes unumgänglich sein wird.

Das vorliegende, in der ersten Projektphase entworfene **Bewertungsmodell I,** wurde entsprechend dem ursprünglichen Projektansatz in Anlehnung an das Karr'sche IBI-System erstellt. Dabei erfolgte eine Anpassung an die Fischgemeinschaften der vier Untersuchungsgewässer. Der grundlegende Unterschied des Bewertungsmodelles I zum ursprünglichen IBI-System besteht darin, dass keine relativen Abundanzen bewertet werden, bzw. werden können.

Die Erhebung relativer Abundanzen in Seen ist methodisch äußerst schwierig, insbesonders dann, wenn auch noch unterschiedliche Methoden zum Einsatz kommen (siehe Diskussion: 3.2. Datenerhebung). JACKSON & HARVEY (1997) fanden heraus, daß in Seen die relativen Abundanzen je nach Fangmethode äußerst unterschiedlich sind und dadurch gerade Bewertungen wie der IBI massiv verfälscht werden können. Weiters lassen sich für europäische Seen die ursprünglichen, relativen Abundanzen nicht mehr rekonstruieren (siehe Diskussion: 3.1. Referenzzustand), sodaß kein Bewertungsmaßstab zur Verfügung steht.

Dies alles führte dazu, daß in das Bewertungsmodell I keine relativen Abundanzen, sondern ausschließlich das Vorhandensein oder Fehlen von Fischarten in 11 von 13 fischökologischen Faktoren einfloß. Analog zum IBI wurden die einzelnen Fischarten für diese 11 Faktoren in Gilden zusammengefasst. Das Gildenkonzept ist grundsätzlich ein ökologisch sinnvoller Ansatz, setzt jedoch eine abgesicherte und nachvollziehbare Einteilung der Fischarten in die jeweiligen Gilden voraus. Dies ist aufgrund der Biologie der Fischarten oftmals sehr schwierig und ist für die heimischen Fischarten derzeit nur bei den Laichgilden (BALON 1975, 1981) und Strömungsgilden (SCHIEMER 1988, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992) relativ gut ausgearbeitet. Lebensraumgilden, Toleranzgilden und Freßgilden sind jedoch für die heimischen Fischarten noch relativ mangelhaft definiert. Bei den Freßgilden ist grundsätzlich zu überlegen, ob man diese nicht ganz außer acht läßt, da sich schon die Nahrungsaufnahme einer einzelnen Art (z.B. Barsch) je nach Fischgröße, Futterangebot und Jahreszeit völlig verändern kann (THORPE 1977). Eine praktikable und bei IBI-Bewertungen gängige Alternative (SIMON 1999) wäre, verschiedene Fischfamilien als Gilden zusammenzufassen.

So wurden beispielsweise von APPELBERG et al. (2000) zur fischökologischen Bewertung Schwedischer Seen Perciden und Cypriniden zusammengefasst.

In der vorliegenden fischökologischen Bewertung war die gesamte Fischbiomasse ein weiterer fischökologischer Faktor. Fischbiomassen, zumeist jedoch nur jene von bestimmten Arten oder Artgruppen fanden auch in anderen IBI-Systemen als Bewertungsfaktor eingang (z. B.: SHIELDS et al. 1995, APPELBERG et al. 2000). Grundsätzlich steht die Fischbiomasse eines Sees in engem Zusammenhang mit dem vorherrschenden Trophiegrad und sie steigt mit zunehmender Eutrophierung an (HARTMANN 1977, PETERS 1986) oder nimmt bei Versauerung eines Gewässers ab (SCHINDLER et al. 1989; RASK & TUUNAINEN 1990). Der fischökologische Faktor "gesamte Fischbiomasse" zeigt diese anthropogen bedingten Änderungen an.

Hydroakustisch erhobene Biomassen fanden bisher in den bekannten IBI-Anwendungen noch keine Anwendung. Gerade für eine Bewertung des fischökologischen Zustandes nach WRRL (2000) ist die gesamte Fischbiomasse jedoch ein, im Gegensatz zu den relativen Abundanzen besser absicherbarer, quantitativer, fischökologischer Bewertungsfaktor für den auch eine Referenz rekonstruiert werden kann. Zusätzlich fallen bei der Biomasse, die durch die Jungfische verursachten Abundanzschwankungen nur unwesentlich ins Gewicht. Allerdings wäre es auch hier wieder notwendig, diese Biomasseerhebungen auf eine breitere Basis von zumindest allen größeren (> 1 km^2) österreichischen Seen zu stellen.

Im Bewertungsmodell I wurde als weiterer Bewertungsfaktor noch die Anzahl laichreifer Jahrgänge der Coregonen eingesetzt. Durch eine Reihe von Untersuchungen ist gut belegt, daß sich durch steigenden Befischungsdruck die höheren Altersklassen einer Fischpopulation reduzieren, bis hin zu Fischpopulationen die nur mehr aus wenigen Altersklassen bestehen, wovon wiederum nur 1 bis 2 Altersklassen laichreif sind (HEALEY 1978, LANGELAND 1986, BOWEN et al. 1991, WALKER et al. 1993, GASSNER 1996). Grundsätzlich ist jedoch dieser Faktor sehr aufwendig zu erheben und zielt nur auf eine einzelne Fischart ab. Sinnvoller wäre hier eine numerische Bewertung von Längen-Frequenz Daten mehrerer Fischarten (z.B. der typspezifischen Arten) anhand von Längen-Frequenz-Indizes (siehe Bewertungsmodell II).

Aufgrund der obig genannten Schwierigkeiten (Erhebung von relativen Abundanzen in Seen methodisch derzeit noch problematisch, Gildenkonzept nur teilweise ausgereift, Altersbestimmung sehr zeit- und kostenintensiv) bei der Anwendung des IBI ähnlichen

Bewertungsmodelles I wurde in der Folge ein weiteres Bewertungsmodell entwickelt. Im Vergleich zum Modell I hat das **Bewertungsmodel II** mehr (semi)quantitative Aspekte und ist in zwei Teile unterteilt. Der erste Teil entspricht im wesentlichen den geforderten Qualitätskriterien nach der WRRL (2000). Die in dieser Richtlinie nicht beachteten standortfremden und exotischen Fischarten können jedoch anhand des zweiten Teiles bewertet werden, wenn dies beispielsweise auf nationaler Ebene gewünscht ist. Die verschiedensten negativen Auswirkungen standortfremder und/oder exotischer Fischarten auf die ursprüngliche Fauna eines Gewässers sind oftmals belegt (z.B.: JAGSCH 1992, MILLS et al. 1994, MIKSCHI et al., 1996, RÖSCH & SCHMID 1996, SCHABETSBERGER et al. 1996a, SCHABETSBERGER et al. 1996b, SPINDLER 1997, SCHMID 1998), aber leider kein Qualitätskriterium in der WRRL (2000).

Es gibt einige Qualitätskriterien, die in beiden Modellen gleich sind und daher schon unter Bewertungsmodell I diskutiert wurden.

Alle artbezogenen Qualitätskriterien werden im Bewertungsmodell II immer in absoluten und relativen Zahlen bewertet. Damit wird man dem Umstand gerecht, daß in kleineren Seen die Fischartenanzahl geringer ist (BARBOUR & BROWN 1974, ECKMANN 1995) und dort der Verlust einer Art von beispielsweise vier Arten fischökologisch schlechter zu beurteilen ist als der Verlust einer Art von beispielsweise zwanzig Fischarten in größeren Seen.

Ein weiteres wesentliches Qualitätskriterium ist die Reproduktion, sowohl hinsichtlich der ursprünglichen (Teil I) als auch der standortfremden und exotischen (Teil II) Fischarten. Ist es möglich in einem See Fischlarven oder 0+ Fische einer Art nachzuweisen und wird diese Art nicht besetzt, so ist davon auszugehen, dass für diese Art die natürliche Reproduktion grundsätzlich möglich ist. Für ursprünglich Arten ist eine nachgewiesenen Reproduktion positiv, für standortfremde und exotische Fischarten negativ zu beurteilen. Ein derartiges negatives Beispiel stellt der in Mondsee, Irrsee und Wallersee eingeschleppte und reproduzierende Kaulbarsch dar. Über die fischökologischen Auswirkungen des Kaulbarsches in diesen Seen gibt es bisher noch keine Studien, aber von anderen Gewässern ist bekannt, daß der Kaulbarsch massiv Renkenlaich frißt (RÖSCH & SCHMID 1996, SCHMID 1998).

Das fischökologische Qualitätskriterium "Verlust bzw. Anteil stenöker Arten" veranschaulicht den Verlust von Habitaten. Zum Beispiel kann eine nur geringfügige Veränderung des Sauerstoffgehaltes am Seeboden zu einem Verlust des Lebensraums Profundal führen, mit der Folge, daß Coregonen- und Salmonidenbestände relativ rasch

verschwinden (HARTMANN 1990). Durch einen derartigen Lebensraumverlust sind die Renken in den Trumerseen (MOOG & JAGSCH 1980) und die Seesaiblinge im Irrsee (JAGSCH et al. 1990) ausgestorben.

Ein weiteres wichtiges, im Rahmen der WRRL (2000) gefordertes Qualitätskriterium ist die Altersstruktur. Anhand des Fehlens bestimmter Altersklassen können Rückschlüsse auf Reproduktionsprobleme oder den Ausfall mehrerer Jahrgänge gemacht werden. Allerdings ist die Altersbestimmung methodisch relativ aufwendig. Gerade im Hinblick auf den breiten, typologischen Ansatz der WRRL, wo die Altersstruktur aller typspezifischen Fischarten bewertet werden sollen, ist dies äußerst arbeitsintensiv.
Hier bieten sich als Alternative sogenannte Längen- Frequenz- Indizes an (siehe Material und Methoden). Diese Indizes erlauben eine numerische Bewertung von Längen-Frequenzdaten. Da die Längen-Frequenzdaten grundsätzlich mit der Altersstruktur einer Fischpopulation gut korrelieren, fällt die Notwendigkeit einer Altersbestimmung weg.
Für eine erste Bewertung der Populationsstruktur der Coregonen von Hallstätter- und Irrsee wurden diese Indizes angepasst, wobei für die Soll-Werte Literaturdaten und Daten aus den hydroakustischen Aufnahmen herangezogen wurden. Besser wäre es, diese Soll-Werte noch mit zusätzlichen Längen-Frequenzdaten von extensiv bewirtschafteten Coregonenpopulationen zu untermauern. Die war im Rahmen dieser Studie leider nicht möglich. Für alle anderen typspezifischen Fischarten fehlen die Grundlagen für eine Bewertung der Längen-Frequenzdaten derzeit noch weitgehend. Bei einer entsprechenden weiteren Ausarbeitung stellen jedoch die hier angewandten Längen-Frequenz Indizes einen sehr guten Ansatz zu einer numerischen Bewertung der Struktur von Fischpopulationen dar.
Der wesentliche Vorteil liegt in der numerischen Bewertung und in der Tatsache, daß vom methodischen Aufwand, auch mehrerer Fischpopulationen bewertet werden können.

3.4. Zusammenfassende Diskussion

Mit den ausgearbeiteten Bewertungsmodellen, vor allem aber mit dem **Bewertungsmodell II** liegt eine Methode vor, die eine erste Basis für die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes von Fischbeständen, im Rahmen der WRRL (2000) darstellt. Defizite bestehen in erster Linie noch hinsichtlich einer seentypologischen Anpassung, einer breiteren

Absicherung einiger Qualitätskriterien und der Ausrichtung des Systems auf sämtliche österreichische Seen. In diesem Kontext ist auch diese erstmalige Bewertung des fischökologischen Zustandes der vier Seen zu betrachten. Werden in der Folge die Bewertungen auf einer österreichischen oder europäischen Skala abgeglichen, so sind durchaus bessere Bewertungsergebnisse dieser vier Seen zu erwarten. Dennoch zeigten sich zum Teil wesentliche Defizite im fischökologischen Zustand dieser vier Seen.

Grundsätzlich reflektierten die Bewertungsergebnisse beider Modelle den limnologischen Zustand, sowie die Nutzungs- und Bewirtschaftungsintensität (siehe Material und Methoden) der Untersuchungsgewässer relativ gut. Die beiden mit befriedigenden fischökologischen Zustand (III) bewerteten Seen (Irrsee und Wallersee) weisen ein alljährliches hypolimnisches Sauerstoffdefizit auf, welches sich großteils auf frühere kommunale Abwasserbelastungen zurückführen lässt. Dies verursachte auch beispielsweise das Verschwinden des Seesaiblings im Irrsee. Die Gründe für den Rückgang bzw. das Verschwinden von Kleinfischarten (Koppe, Schmerle, Elritze) dürfte eine vielschichtigere Problematik haben. Neben dem Besatz mit Aalen und anderen Predatoren, dürfte der Verlust von Flachwasserhabitaen durch zum Teil ausgedehnte Uferverbauten und –aufschüttungen hierbei eine tragende Rolle spielen. Bei der durchwegs geringen Nachweisqualität der Seeforelle (Wallersee, Irrsee, Hallstättersee) dürften die Gründe neben limnologischen Problemen und Bewirtschaftungsfehlern (Besatz mit standortfremden Material, Befischungsdruck auf juvenile Tiere) vor allem aber in den Laichplatzverlusten durch Fließgewässerverbauungen liegen.

Bei der Sanierung dieser fischökologischen Defizite ist in erster Linie zu trachten die Seen limnologisch zu sanieren. Dies ist bis dato bei den vier Seen weitgehend durchgeführt worden, wobei sich Irrsee und Wallersee derzeit noch in einer morphologisch bedingten Erholungsphase befinden. Ein weiterer Ansatz ist die Wiederherstellung von Laichplätzen und Lebensräumen verschollener Fischarten. Hier könnten flussbauliche Maßnahmen das Aufsuchen ursprünglicher Laichplätze in die Seezubringer wieder ermöglichen. So wurde mit dem Bau einer Fischtreppe an der Zellerache Ablaichmöglichkeiten für den Perlfisch des Mondsees geschaffen, welche auch bestens angenommen werden (persönliche Mitteilung Dr. Kainz).

In diesem Zusammenhang ist auch darauf zu achten Fremdfische nicht mehr zu Fördern, sondern vielmehr diese Fischarten unbeschränkt für den Fang freizugeben bzw, gezielt zu befischen. Sind diese Grundvoraussetzungen geschaffen können in der Folge möglichst

langfristige Wiederansiedelungsprojekte verschollener Fischarten in Angriff genommen werden.

In beiden ausgearbeiteten Bewertungsmodellen wurde darauf geachtet sowohl den Referenzzustand als auch die Bewertungskriterien und die Bewertung numerisch darzustellen. Auch in sämtlichen publizierten einschlägigen Arbeiten zur Bewertung des fischökologischen Zustandes von stehenden aber auch fließenden Gewässern (z.B.: SIMON, 1999) finden sich nur numerische und keine verbalen Bewertungsansätze. Numerische Bewertungen sind wesentlich besser nachvollziehbar und bei weitem nicht so subjektiv, wie verbale Bewertungen. Die in den vorliegenden Bewertungen eingesetzten Bewertungsgrenzen wurden für die erste hier vorliegende Bewertung, aufgrund unserer fischökologischen Erfahrung festgelegt. Als nächster Schritt zu einer besseren Absicherung dieser Grenzwerte wäre eine Diskussion in einer Expertenrunde nötig. Das letztendlich anzustrebende Ziel sollte eine gute statistische Absicherung anhand von erhobenen Daten aus verschiedenen Seen ganz Österreichs sein.

V. LITERATUR

ANDERSON, R.O. (1976): Management of small warm water impoundments. Fisheries **1**, 26-28.

ANDERSON, R.O. (1980): Proportiol stock density (PSD) and relative weight (W_r): interpretive indices for fish populations and communities. Proceedings of the 1st Annual Workshop of the New York Chapter American Fisheries Society, 22-33.

ANDERSON, R.O. (1985): Managing ponds for good fishing. University of Missouri extension Division, Agriculture Guide 9410, Columbia.

ANDERSON, R.O. & A.S. WEITHMAN (1978): The concept of balance for coolwater fish populations. American Fisheries Society Special Publikation **11**, 371-381.

ANGERMEIER P.L & J.R. KARR (1986): Applying an index of biotic integrity based on stream fish communities: Considerations in sampling and interpretation. North American Journal of Fisheries Management **6**, 418-429.

APPELBERG, M., B.C. BERGQUIST & E. DEGERMAN (2000): Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams - a preliminary approach. Verh. Internat. Verein. Limnol. **27**, 311-315.

APPENZELLER, A.R. (1996): Seasonal variability patterns of acoustic estimates of fish biomass and fish size in a lake dominated by coregonids (Lake Constance). Arch. Hydrobiol.Spec. Issues Advanc. Limnol. **50**, 227-236.

AWECKER, H. (1952): Mondsee. Markt - Kloster - Land. Selbstverlag der Gemeinde Mondsee. p. 207.

BAGENAL, T.B. & F.W. TESCH (1978): Methodes for assessment of fish production in freshwater. IPB Handbook 3.

BALON, E.K. (1968): Einfluß des Fischfanges auf die Fischgemeinschaften der Donau. Arch. Hydrobiol./Suppl. **14**(3), 228-249.

BALON, E.K. (1975): Ecological guilds of fishes: a short summary of the concept and its application. Verh.Internat.Ver.Limnol. **19**, 2430-2439.

BALON, E.K. (1981): Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. Environm. Biol. Fish. **6**, 377-389.

BARBOUR, C.D. & J.H. BROWN (1974): Fish species diversity in Lakes. American Naturalist **108**, 473-489.

BAUCH, G. (1963): Die einheimischen Süßwasserfische. 5. Neub. Aufl., Verlag J. Neudamm-Neudamm, Melsingen.

BELPAIRE, C., R. SMOLDERS, I.V. AUWEELE, D. ERCKEN, J. BREINE, G.V. THUYNE & F. OLLEVIER: An index of biotic integrity characterizing fish populations and the ecological quality of flandrian water bodies. Hydrobiologia in press.

BENNION, H., S. WUNDSAM & R. SCHMID (1995): The validation of diatom-phosphorus transfer functions: an example from Mondsee, Austria. Freshwater Biology **34**, 271-283.

BERG, R., S. PLANK & T. STRUBELT (1989): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, p. 158.

BEVERTON, R.J.H. & S.J. HOLT (1957): On the dynamics of exploited fish populations. U.K. Min. Agric. Fish. Invest. **19**, p. 533.

BMLF (1999): Gewässerschutzbericht 1999, Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft-Wasserwirtschaftskataster, Wien.

BOHL, E. (1996): Anforderungen an fischfaunistische Leitbilder. In: Tagungsband über integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten. 51. Fachtagung, Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1996.

BRANDT, S.B. (1996): Acoustic assessment of fish abundance and distrubution. Pages 385-419 in B.R. Murphy & D.W. Willis, editors. Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland.

CAMARERO, L., J. CATALAN, A. BOGGERO, A. MARCHETTO, R. MOSELLO & R. PSENNER (1995): Acidification in high mountain lakes in central, southwest and southeast Europa. Limnologica **25**, 141-156.

CARPENDER, S.R. & J.F. KITCHELL (1993): The trophic cascade in lakes. Cambridge studies in ecology, Great Britain University Press, Cambridge, p. 385.

CHOVANEC, A., H. HEGER, V. KOLLER-KREIMEL, O. MOOG, T. SPINDLER & H.WAIDBACHER, (1994): Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern - Eine Diskussionsgrundlage. ÖWAW **46**, 11/12.

COLBY, P.J., G.R. SPANGLER, D.A. HURLEY & A.M. MC COMBIE (1972): Effects of eutrophication on salmonid communities in oligitrophic lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. **29**, 975-983.

CYR, H. & R.H. PETERS (1995): Biomass-size spectra and the prediction of fish biomass in lakes. Can.J. Fish. Aquat. Sci. **53**, 994-1006.

DEVRIES, D.R. & R.V. FRIE (1996): Determination of age and growth. Pages 483-512 in B.R. Murphy & D.W. Willis, editors. Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland.

DIDIER, J. & P. KESTEMONT (1996): Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a european river basin (The Meuse, Belgium). Hydrobiologia **341**, 133-144.

DOLLOFF, A., J. KERSHNER & R. THUROW (1996): Underwater Observation. Pages 533-554 in B.R. Murphy & D.W. Willis, editors. Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland.

DOWNING, J.A. & C. PLANTE (1993): Production of fish populations in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **50**, 110-120.

DOKULIL, M., K. TEUBNER, K. DONABAUM, G. JANAUER, U. HUMPESCH, G. WOLFRAM, E. WEIGAND, J. WANZENBÖCK & H. GASSNER (2000): Typspezifische Referenzbedingungen für die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes stehender Gewässer Österreichs gemäß EU- Wasserrahmenrichtlimie. Projektantrag BM für Land-, Forstwirtschaft und Umwelt.

DUMITRIU, M. (1932): Zur Kenntnis einiger Alpenseen. V. Der Irrsee. Int. Rev. Hydrobiol. **26**, 37-287.

ECKMANN, R. (1990): Populationsdynamik und Produktivität von Fischbeständen in Binnenseen. Methodenskript Universität Konstanz, p. 105.

ECKMANN, R. (1995): Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. Ecology of Freshwater Fish **4**, 62-69.

ECKMANN, R. & R. RÖSCH (1998): Lake Constance fisheries and fish ecology. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **53**, 285-301.

EINSELE, W. & HEMSEN, J. (1959): Über die Gewässer des Salzkammergutes, insbesondere über einige Seen. Österr. Fischerei **12** (5/6), 6-31.

ELSTER, H.J. (1958): Das limnologische Seensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. Internat. Ver. Limnol. **13**: 101-120.

EVANS, D.O. & P.R. JOHANNES (1988): A bridle-less trawl and fine-mesh purse seine for sampling pelagic coregonine larvae with observations of spatial distribution and abundance. Ontario Fisheries Technical Report Series No. **27**, 1-19.

FILKA, H. (1988): Zur Verteilung und Ernährungsbiologie der Laube *Alburnus alburnus* im Wallersee (Salzburg) Dissertation Universität Wien, p. 161.

FISCHER, P. (1995): Litorale Fischbiozönosen in einem großen See - der Bodensee -. Tectum Verlag, Marburg, p. 102.

FITZINGER, L.J. (1832): Über die Ausarbeitung einer Fauna des Erzherzogthumes Österreich, nebst einer systematischen Aufzählung der in diesem Lande vorkommenden Säugetiere, Reptilien und Fische als ein Podrom einer Fauna derselben. In: Beiträge zur Landeskunde Österreichs unter der Enns, Band 1, 280-340.

FITZINGER, L.J. (1878): Bericht über die gepflogenen Erhebungen bezüglich der in beiden Seen Nieder-Österreichs, dem Erlaph- und dem Lunzer-See vorkommenden Fischarten. Sitzungsbericht der Akademie der Wissenschaften, Dezember 1878, 596-602.

FREUDLSPERGER, H. (1921): Die Fischerei im Erzstift Salzburg und ihre Lehren. Österr. Fischereiztg. **18**, Nr. 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22.

FREUDLSPERGER, H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. Mitteilungen der Gesellschaft für Landeskunde **76**, Teil I, 81-128.

FREUDLSPERGER, H. (1937): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. Mitteilungen der Gesellschaft für Landeskunde **77**, Teil II, 145-176.

GABELHOUSE, D.W. (1984a): A length-categorization system to assess fish stocks. North American Journal of Fisheries Management **4**, 273-285.

GABELHOUSE, D.W. (1984b): An assessment of crappie stocks in small midwestern private impoundments. North American Journal of Fisheries Management **4**, 371-384.

GAßNER, G.A. (1893): Das Pflanzen- und Thierleben der Umgebung Gmundens.Verlag E. Manhard, p. 125.

GASSNER, H. (1996): Die Bewirtschaftung und Populationsbiologie der Coregonen (*Coregonus lavaretus*, L.) des Irrsees im Vergleich zum Zellersee. Diplomarbeit, Universität Salzburg, p. 85.

GASSNER, H. & J. WANZENBÖCK (1999): Fischökologische Leitbilder fünf ausgewählter Salzkammergutseen. Limnologica **29**, 436-448.

GASSNER, H., J. WANZENBÖCK, R.A. PATZNER & A. JAGSCH (1999): Hydroakustische Fischbestandserhebungen in vier Salzkammergutseen. Österreichs Fischerei **52**, 122-128.

GAUMERT, D. & M. KÄMMEREIT (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Dezerant für Binnenfischerei. Hildesheim.

GERSTMAYER, R. (1990): Nahrungsökologische Untersuchungen an Fischen im Nationalpark Berchtesgaden. In: Fischbiologie des Königssees. Nahrungswahl und Nahrungsangebot II, S. 30-68. Forschungsbericht **21**, Nationalpark Berchtesgaden.

GROSCH, U.A. (1978): Die Bedeutung der Ufervegetation für Fisch und Fischerei, dargestellt am Beispiel Berlins. Arbeiten des deutschen Fischerei-Verbandes **25**, 1-14.

GROLLITSCH, K. (2000): Die Fischbestände in Österreichs Seen. Zusammenfassende Betrachtung und Analyse. Diplomarbeit Universität Wien, p. 134.

GULLAND, J.A. (1970): Appraisal of a fishery. Pages 236-245 in W. E. Ricker, editor. Methodes of assessment of fish production in fresh waters. 2 nd edition. Blackwell scientific publikations Oxford and Edinburgh

HADEK, F. (1960): Das natürliche Gleichgewicht im Zellersee. Österreichs Fischerei **3** (3): 33-34.

HAEMPEL, O. (1916): Zur Fischereibiologie des Hallstättersees. Österr. Fischereiztg. **13,** Nr. 14, 15.

HAEMPEL, O. (1918): Zur Kenntnis einiger Alpenseen. Der Hallstättersee. Revue ges. Hydrobiol. Hydrograph. **8**, 225-305.

HAEMPEL, O. (1930): Fischereibiologie der Alpenseen. Die Binnengewässer, Band 10, E. Schweizbartsche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, p. 259.

HAMMAR, J. & O. FILIPSSON (1985): Ecological testfishing with the Lundgren gillnets of multiple mesh size: the Drottningholm technique for Newfoundland Arctic Charr populations. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottnigh. **62**, 12-35.

HANSON, J.M. & W.C. LEGETT (1982): Empirical prediction of biomass and yield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **39**, 257-263.

HARTMANN, J. (1977): Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophierten Seen. Schweiz. Z. Hydrol. **39**/2, 243-254.

HARTMANN, J. (1990): Sprunghafte fischereiliche Veränderungen in einem eutrophierten See. Österreichs Fischerei **43**, 234-238.

HAYES, D.B., C.P. FERRERI & W.W. TAYLOR (1996): Active fish capture methods. Pages 193-220 in B.R. Murphy & D.W. Willis, editors. Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland.

HAY, C.J., B.J. VAN ZYL & G.J. STEYN (1996): Quantitative assessment of a biotic integrity of the Okavango River, Namibia based on fish. Water SA **22**, 263-284.

HASSAN, Y.: Vergleich der Lebensgeschichtsstrategien von *Coregonus lavaretus* in 5 Salzkammergutseen (Mond-, Waller-, Irr-, Hallstätter- und Traunsee) (in Vorbereitung).

HEALEY, M.C. (1978): Response of a lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) population to exploitation. Verh.Internat.Verein.Limnol. **20**, 2019-2024.

HEALEY, M.C. (1980): Growth and recruitment in experimently exploited lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **37**, 255-267.

HECKEL, J. (1851): Über die in den Seen Oberösterreichs vorkommenden Fische. Sitz. Math.-nat. Cl. Kais. Akad. Wiss. Wien **6** (2), 145-149.

HECKEL, J. (1854): Die Fische der Salzach. Verh. Zool.-bot. Ver. Wien **4**, 189-196.

HECKEL, J. & R. KNER (1858): Die Süßwasserfische der österreichischen Monarchie. Verlag Wilhelm Engelmann, Leipzig.

HENSCHEL, G. (1890): Unsere Süßwasserfische. Verlag Franz Deuticke, Leipzig und Wien, p. 162.

HERZIG, A., E. MIKSCHI, B.AUER, A. HAIN, A. WAIS & G. WOLFRAM (1993): Untersuchungen zur Populationsökologie und Ernährungsbiologie der wirtschaftlich genutzten und der wichtigsten wirtschaftlich nicht genutzten Fische des Neusiedlersees. Projektabschlußbericht.

HICKLEY, P. (1996): Fish population survey methodes: a synthesis. In I.G.Cowx edt.: Stock assessment in inland fisheries. Fishing News Books, Oxford, p. 513.

HINTENBERGER, C. (1974): Die Fischerträge in den Salzkammergutseen. Dipl.-Arb, Univ. Wien, p. 63.

HOFMANN, R., P. DEHUS, R. BERG, R. GRIMM, S. BLANK & R. RÖSCH (1995): Fische in Baden-Württemberg-Gefährdung und Schutz. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Bad.-Württ., Stuttgart, p. 92.

HONSIG-ERLENBURG, W. & N. SCHULZ (1989): Die Fische Kärntens. Hrsgeg. vom Naturwissenschaftlichen Verein für Kärnten, Klagenfurt.

HUBERT, W.A., (1996): Passive capture techniques. Pages 157-192 in B. R. Murphy & D.W. Willis, editors. Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland.

HUGUENY, B, S. CAMARA, B. SAMOURA & M. MAGASSOUBA (1996): Applying an index of biotic integrity on fish assemblages in a West African river. Hydrobiologica **331**, 71-78.

HUTCHINSON, G.E. (1957): A treatise on limnology. John Wiley & Sons, New York.

ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU (1963): Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. Verh.Internat.Verein.Limnol. **12**, 1-57.

JÄCKEL, A.J. (1864): Die Fische Bayerns. Ein Beitrag zur Kenntnis der deutschen Süßwasserfische. p. 104.

JACKSON, D.A. & H.H. HARVEY, 1997: Qualitative and quantitative sampling in lake fish communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**, 2807-2813.

JÄGER, P. (1974): Limnologische Untersuchungen am Wallersee mit besonderer Berücksichtigung der Ostracodenfauna. Dissertation, Universität Graz, p. 95.

JÄGER, P. & I. SCHILLINGER (1988): Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand, 1898. Österreichs Fischerei **41**, 202-209.

JAGSCH, A. (1992): Anthropogene Einflüsse auf Fische und Fischerei. Fließgewässer und ihre Ökologie. Wiener Mitteilungen **105**, 1-19.

JAGSCH, A., K. SCHWARZ & P. GOLLMANN (1990): Untersuchungen über die Entwicklung des Trophiezustandes des Irrsees nach Inbetriebnahme der Ringkanalisation und Auswirkungen auf die fischereiliche Bewirtschaftung. Abschlußbericht des Projektes Nr. FW. 2.1./85. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Wien.

JENNINGS, M.J., J. LYONS, E.E. EMMONS, G.R. HATZENBICHLER, M.A. BOZEK, T.D. SIMONSON, T. DOUGLAS BEZARD JR. & D. FAGO (1999): Toward the developement of an index of biotic integrity for inland Lakes in Wisconsin. pages 541-560 in SIMON, T.P., editor: Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC-Press Boca Raton, London, New York, Washinton. p. 671.

JENKINS, R.M. & D.I. MORAIS (1978): Prey-predator relations in the predator-stocking evaluation reservoires. Proceedings of the annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies. **30**, 141-157.

KAINZ, E. & P. GOLLMANN (1989a): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern-Teil 1: Koppe, Mühlkoppe oder Groppe (*Cottus gobio* L.). Österreichs Fischerei **42**, 204-207.

KAINZ, E. & P. GOLLMANN (1989b): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern - Teil 2: Bartgrundl oder Schmerle. Österreichs Fischerei **42**, 240-245.

KAINZ, E. & P. GOLLMANN (1990): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern - Teil 3: El(l)ritze (*Phoxinus phoxinus*). Österreichs Fischerei **43**, 187-192.

KARR J.R., (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, Vol. **8**, No.6.

KARR, J.R., K.D. FAUSCH, P.L. ANGERMEIER, P.R. YANT, & I.J. SCHLOSSER, (1986): Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. I11. Nat. Hist. Surv. Spec. Pupl. **5**, Urbana, IL, USA.

KIRCHHOFER, A. (1995): Growth characteristics of coregonid populations in three lakes with different trophic status and decreasing nutrient concentrations. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **46**, 61-70.

KIRCHHOFER, A., B. ZAUGG, & J.C. PEDROLI (1990): Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Doc. faun. helv., Verl. Schweizerischer Bund für Naturschutz.

KLEE, O. (1991): Angewandte Hydrobiologie. 2. Aufl., Georg Thieme Verlag Stuttgart New York, p. 272.

KNÖSCHE, R. & D. BARTHELMES (1998): A new approach to estimate lake fisheries yield from limnological basic parameters and first results. Limnologica **28**/2, 133-144.

KOBLITSKAJA, A.F. (1981): Key for the identification of the young fishes of the Volga delta. Moscow, Nauka Press. 2 ed. p. 208.

KOTTELAT, M. (1997): European freshwater fishes. Biologia/Bratislva **52**/5, 1-271.

KUBEČKA, J. (1996): Hydroacoustic study of fish stock of Wallersee. Projektendbericht, p. 26.

KUNZE, W. (1986): Mondsee- 5000 Jahre Geschichte und Kultur. Selbstverlag der Marktgemeinde Mondsee, p. 187.

KUKULA, W. (1874): Die Fischfauna Oberösterreichs. V. Jahresbericht des Vereins für Naturkunde in Oberösterreich ob der Enns.

LAHNSTEINER, B.: Räumlich-zeitliche Verteilung des Larvenaufkommens von *Coregonus lavaretus* (L.) am Traun- und Hallstättersee. (in Vorbereitung).

LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, p. 440.

LANGELAND, A. (1986): Heavy exploitation of a dense resident population of Arctic Char in a mountain lake in Central Norway. North Am. J. Fish. Managem. **6**, 519-525.

LAZZARO, X. (1987): A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding, behaviours, selectivities and impacts. Hydrobiologia **146**, 97-167.

LINNAEUS, C. (1758): Systema naturea per regna tria naturae secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymus, locis. Tomus I. Editio decima reformata. Salvius, Holmiae, 1, p. 824.

LOVE, R.G. (1971): Dorsal aspect target strength of an individual fish at any aspect. J. Acoust. Soc. Am. **49**, 816-823.

LOZÁN, J. L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Pareys Studientexte **74**. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, p. 237.

Mc LENNON D.N. & E.J. SIMMONDS (1992): Fisheries Acoustics. Chapman & Hall, London, p. 325.

MAYR C. (1998): Zum Einfluß von Trophie, Fischdichte und Habitatwahl auf die Nahrungs- und Wachstumsbedingungen von Renken (*Coregonus lavaretus*) in vier oberbayrischen Seen. Dissertation, Universität München, 221 Seiten.

MICHOR, K., A. MATITZ & M. UNTERLERCHER (1995): Gewässerbetreuungskonzept Obere Drau-Gewässerspezifisches Leitbild. Zusammenfassender Bericht, p. 125.

MIKSCHI, E., G. WOLFRAM & A. WAIS (1996): Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). Conservation of endangerd fresh water fish in Europa, A. Kirchhofer & D. Hefti eds., 111-120.

MILLER D.L., P.M. LEONHARD, R.M. HUGHES, J.R. KARR, P.B. MOYLE, L.H. SCHRADER, B.A.THOMPSON, R.A. DANIELS, K.D. FAUSCH, G.A. FITZHUGH, J.R. GAMMON, D.P. HALLIWELL, P.L. ANGERMEIER & D.J. ORTH, (1988): Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. Fisheries, Vol. **13**, No.5.

MILLS, E.L., J.H. LEACH, J.T.CARLTON & C.L. SECOR (1994): Exotic species and the integrity of the Great Lakes. BioScience **44**, 666-676.

MINNS, C.K., V.W. CAIRNS, R.G. RANDALL & J.E. MOORE (1994): An index of biotic integrity for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes' areas of concern. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **51**, 1804-1822.

MISUND, O. A., J. T. ØVREDAL & M. T. HAFSTEINSON, (1996): Reaction of herring schools to the sound field of a survey vessel. Aquat. Living Resour. **9**, 5-11.

MOOG, O. & A. JAGSCH (1980): Zur Erforschungsgeschichte, Fischerei und limnologischen Situation der Salzburger Flachgauseen - Wallersee, Mattsee, Obertrumersee und Grabensee. Stud. Forsch. Salzburg **1**, 73-103.

MORTON, F. (1961): Fischfang im Salzkammergut seit 4000-5000 Jahren. Österreichs Fischerei **14**/5, 65-67.

MOSS, B., P. JOHNES & G. PHILLIPS (1996): The monitoring of ecological quality and the classification of standing waters in temperate regions: A review and proposal based on a worked scheme for British Waters. Biol. Rev. **71**, 301-339.

MÜLLER, R. (1990): Management practices for lake fisheries in Switzerland. In: W.L.T. van Densen, B. Steinmetz & R.H. Hughes (Eds). 1990. Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium organized by the European Inland Fisheries Advisory Commission, Göteborg, Sweden 31 May - 3 June 1988. Pudoc. Wageningen 477-492.

MÜLLER, R.(1993): Einige fischereibiologische Aspekte von Seesanierungen. Fortschr. Fisch. Wiss. **11**, 43-56.

MURPHY, B.R. & D.W. WILLIS, (1996): Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland. p. 732.

MUUS, B..J. & DAALSTRÖM, P. (1981): Süßwasserfische. 5. Aufl., BLV Verlagsgesellschaft, p. 224.

NAUWERCK, A. (1989): Veränderungen im Fischbestand des Mondsees seit 1955. Österreichs Fischerei **42**, 276-286.

NAUWERCK, A. (1992): Nahrungsbeziehungen zwischen Coregonen und Zooplankton im Mondsee. Endbericht des FFWF- Projektes Nr. P 7106 BIO, p.43.

NAUWERCK, A. (1998): Fischbericht. Projektstudie 14 Seiten

NERESHEIMER, E. & E. DOLJAN (1920): Bericht über den Seekirchnersee. Österr. Fischerei Ztg. **17,** Nr. 4.

NESS, A. & GEBHARD, H. (1992): Fische als Indikatoren zur Bewertung des Natürlichkeitsgrades von Makrostrukturen in Fließgewässern. In: Limnologie aktuell, Bd. 3, Ökologische Bewertung von Fließgewässern. G. Fischer Verlag Stuttgart, New York.

NÜMANN, W. (1972): The Bodensee: Effects of exploitation and eutrophication on the salmonid community. J. Fish. Res. Bd. Canada **29**, 833-847.

NOBLE, R. L., (1970): Evaluation of the Miller high-speed sampler for sampling yellow perch an walley fry. J. Fish. Res. Board Can. **27**, 1033-1004.

OBERDORFF, T. & R. M. HUGHES (1992): Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. Hydrobiologia **228**, 117-130.

O'CONNOR, R. J., T. E. WALLS & R. M. HUGHES (2000): Using multiple taxonomic groups to index the ecological conditions of lakes. Environmental Monitoring and Assessment **61**, 207-228.

OGLESBY, R.T. (1977): Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production and morphedaphic factores. J. Fish. Res. Bd. Can. **34**, 2271-2279.

ÖNORM M 6231, 2000: Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern (Vorschlag, 2000-06-15).

PETERS, R.H. (1986): The role of prediction in limnology. Limnol. Ozeanogr. **31**, 1143-1159.

PFISTER, P., R. HAUNSCHMID, J. KOSTENZER & H. PALL 1996: Oberösterreichischer Seeuferkataster. Pilotprojekt Attersee, Teil 1 Textband. Oberösterreichische Landesregierung und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, p. 175.

PÖLZL, F. (1926): Der Attersee und seine Bewirtschaftung. Österr. Fischereiztg. **13**, Nr.11 und 2: 85-86; 93-94.

PTAK, J.K. & A.R. APPENZELLER (1998): Size, depth and frequency of pelagic Lake Constance Whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) shoals during the seasons: a hydroacoustic study. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **50**, 237-248.

RASK, M. & P. TUUNAINEN, (1990): Acid induced changes in fish populations of small Finnish lakes. In Kauppi, P., P Anttilla & K. Kenttämies (eds): Acification in Finland. Springer Verlag, Berlin etc., 911-927.

RENNER, E. (1935): Der Aufbau der Hallstätterseefischerei. Österr. Fischereiztg. **32**, Nr.1: 79-81.

REYNOLDS, J.B. (1996): Electrofishing. Pages 221-253 in B. R. Murphy & D.W. Willis, editors. Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland.

RENOLDS, J.B. & L.R. BAPP (1978): Structure and dynamics of largemouth bass populations. in G.D. Novinger & J.G. Dillard, editors. New approaches to the management of small impoundments. American Fisheries Society, North Central Division, Special Publication **5**, 50-11.

RICKER, W.E. (1970): Methodes of assessment of fish production in fresh waters. 2nd edition. Blackwell Scientific Publikations, Oxford and Edinburgh, p. 313.

RITTERBUSCH-NAUWERCK, B. (1991): Die Beschaffenheit des Mondseeufers und seine bedeutung für die Fischfauna. Österreichs Fischerei **44**/4, 100-104.

RITTERBUSCH-NAUWERCK, B. (1992): Fischer und Fischerei am Mondsee - ein Bericht aus Erfahrungen. Oberösterreichische Heimatblätter **46** (4), 412-421.

RÖSCH, R. & W. SCHMID, (1996): Ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.), newly introduced into Lake Constance: preliminary data on population biology and possible effects on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.)Ann. Zool. Fennici **33**, 467-471.

ROTH, H. & W. GEIGER (1972): Brienzersee, Thunersee and Bielersee: Effects of exploitation and eutrophication on the salmonid community. J. Fish. Res. Bd. Canada **29**, 755-764.

RUHLÉ, C. (1996): Decline and conservation of migrating brown trout (*Salmo trutta f. lacustris*) of Lake Constance. Conservation of endangerd fresh water fish in Europa, A. Kirchhofer & D. Hefti eds., 203-211.

RYDER, R.A., S.R. KERR, K.H. LOFTUS & H.A. REGIER (1974): The morphoedaphic index, a fish yield estimator. Review and evaluation. J. Fish. Res. Bd. Can. **31**, 663-688.

SAMPL, H.L., R. SCHULZ, E. GUISINDE &. H. TOMEK (1989): Seenreinhaltung in Österreich. Wasserwirtschaft, Heft 6a, 116-121. Wien.

SCHABETSBERGER, R., H. GASSNER, M. LUGER, CH. JERSABEK, S. BROZEK, & A. GOLDSCHMID, (1996a): Das Wachstum von Seesaiblingen in sechs Salzburger Gebirgsseen. Österreichs Fischerei, **49** (5/6), 137-141.

SCHABETSBERGER R., CH. JERSABEK & H. GASSNER, 1996b: Die Fischfauna in zwei Seen des Nationalparks Hohe Tauern: Reedsee (1824 m) und Palfnersee (2067 m). Wissenschaftliche Mitteilungen des Nationalparks Hohe Tauern, Band **2**, 123-138.

SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. Natur und Landschaft **63** (9): 370-373.

SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: P.J. BOON, P. CALOW & G.E. PEETS (eds.), River Conservation and Management, John Wiley & Sons Ltd, 363-382.

SCHINDLER, O. (1975): Unsere Süßwasserfische. 5. Aufl., Franckh'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, p.236.

SCHINDLER, D. W., S. E. M. KASIAN & R. HESSLEIN (1989): Biological impoverishment in lakes of the Midwestern and Northwestern United States from acid rain. Environment. Sci. Technol. **23**, 573-580.

SCHMID, W. (1998): *Coregonus lavaretus* ova predation by newly intruduced ruffe in Lake Constance, Germany. Arch. Hydrobiol. Adv. Limnol. **50** 179-183.

SCHMUTZ, S. & H. WAIDBACHER (1994): Definition und Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten (GBKs).Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer Gewässerbetreungskonzepte Stand und Perspektiven. Beiträge zur Tagung der BOKU im April 1994, Band **120**, Wien.

SCHMUTZ, S., M. KAUFMANN, B. VOGEL & M. JUNGWIRTH (1999): Methodische Grundlagen und Beispiele zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Projektendbericht p. 221.

SNYDER, D. E., (1983): Fish eggs and larvae. Pages 165-197 in L.A. Nielsen & D. L. Johnson editors. Fisheries techniques. American Fisheries Society, Benthesda, Maryland.

SCHULZ, E. J., M.V. HOYER & D.E CANFIELD JR. (1999): An index of biotic integrity: A test with limnogical and fish data from sixty Florida Lakes. Transactions of teh American Fishery Society **128**, 564-577.

SCHWARZ, J. (1929): Aus der Praxis für die Praxis. Österr. Fischereiztg. **16,** Nr. 24; **17** Nr. 1, 3 und 5.

SCHWARZ, K., A. JAGSCH & G. BRUSCHEK (1995): Longterm developement of the trophic situation of Irrsee (Upper-Austria) and effects of diverting waste waters into a ring canal system. Limnologica **25**, 211-222.

SCHWARZ, K. & A. JAGSCH (1998): Gewässerschutzbericht im Auftrag der OÖ. Landesregierung. CD-ROM.

SCHWÖRBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7. Aufl., Gustav Fischer Verlag, 7. Aufl., p. 387.

SHIELDS, F.D.JR., S.S. KNIGHT & C.M. COOPER (1995): Use of the index of biotic integrity to assess physical habitat degradation in warmwater streams. Hydrobiologia **312**, 191-208.

SIMON, T.P. (1998): Modification of an index of biotic integrity and developement of reference conditions expectations or dunal, palustrine wetland fish communities along the southern shore of Lake Michigan. Aquatic Ecosystem health and management **1**, 49-62.

SIMON, T.P., editor (1999): Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC-Press Boca Raton, London, New York, Washinton, p. 671.

SIMRAD, (1996a): SIMRAD EY 500 Portable Scientific Echo Sounder (Version 5.3). Instruction Manual, SIMRAD, Norway. p. 230.

SIMRAD, (1996b): SIMRAD EP 500 Echo Processing System (Version 5.2) Instruction Manual, SIMRAD, Norway. p. 70.

SPINDLER, T. (1988): Bestimmung der mitteleuropäischen Cyprinidenlarven. Österreichs Fischerei **41**, 75-79.

SPINDLER, T. (1997): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Gesetzgebung. 2. Aufl., Monographien 87. Bundesministerium für Umwelt, Wien, p. 140.

STEEDMANN, R.J., (1988): Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**, 492-501.

TEROFAL, F. (1984): Süßwasserfische. Mosaik Verlag München, p. 287.

STEINBERG, R.,& E. DAHM (1972): Erfolgreicher Einsatz eines Zwei-Schiff-Schwimm-schleppnetzes in der Binnenfischerei. Der Fischwirt **22** (11), 68-70.

SWINGLE, H.S. (1950): Relationships and dynamics of balanced and unbalanced fish populations. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Bulletin 274.

SWINGLE, H.S. (1956): Appraisal of methodes of fish populaion study, part 4. Determination of balance in farm fish ponds. Transactions of the North American Wildlife and Natural Recources Conference **21**, 299-318.

TISCHLER, G., H. GASSNER & J. WANZENBÖCK: Sampling characteristics of two methods for capturing age-0 fish in pelagic lake habitats. Journal of Fish Biology. Im Druck.

TISCHLER, G. & J. WANZENBÖCK: Abundanz und Größenstruktur von larvalen und juvenilen Fischen in pelagischen Habitaten: ein Methodenvergleich. Österreichs Fischerei. Im Druck

TISCHLER, G., (1999): Abundanz und Größenstruktur von larvalen und juvenilen Fischen in pelagischen Habitaten: ein Methodenvergleich.Diplomarbeit Universität Salzburg, p. 52.

THORPE, J.E. (1977): Morphology, Physiology, Behavior and Ecology of *Perca fluviatilies* L. and *P. flavescens* Mitchell. J. Fish. Res. Board Can. **34**, 1504-1514.

THOMA, R.F. (1999): Biological monitoring and the index of biotic integrity for Lake Erie's nearshoer waters. pages 417-461 in SIMON, T.P., editor: Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC-Press Boca Raton, London, New York, Washinton. p. 671.

TOHAM, A.K. & G.G. TEUGELS (1999): First data on an index of biotic integrity (IBI) based on on fish assemblages for the assessment of the impact of deforstation in a tropical West-African river system. Hydrobiologia **397**, 29-38.

TURUNEN, T., P. SALMI & H. AUVINEN (1998): The latest changes in Finnish lake fisheries of vendace (*Coregonus albula*). Arch. Hydrobiol. spec. Issues Advanc. Limnol. **50**, 419-427.

UHRO, L. (1996): Identification of perch (*Perca fluviatilis*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) larvae. Ann. Zool. Fennici **33**, 659-667.

VENTLING-SCHWANK, A. & D.M. LIVINGSTONE (1994):Transport and burial as a cause of whitefish (*Coregonus* sp.) egg mortality in a eutrophic lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1908-1919.

VENTLING-SCHWANK, A. & R. MÜLLER (1991): Survival of coregonid (Coregonus sp.) eggs in Lake Sempach, Switzerland.Verh.Internat.Verein. Limnol. **24**, 2451-2454.

VERBRUGGEN, A., I. VANDEN AUWEELE & C. BELPAIRE (1996): Gevolgen voor de economie. In Verbruggen, A (ed), Mileu- en Natuurrapport Vlaanderen 1996. Leren om te Keren. Garant, Leuven 533-554.

VILCINKAS, A. (1993): Einheimische Süßwasserfische. Naturbuch Verlag Augsburg, p. 206

VOCKNER, W. (1988): Zur Verteilung und Ernährungsbiologie der Rotauges *Rutilus rutilus* im Wallersee (Salzburg) Dissertation Universität Wien, p. 179.

VOLLENWEIDER, R.A., & J. KEREKES (1980): OECD cooperative programm for monitoring of inland waters (eutrophication control) Synthesis Report, Paris .

WACHA, G. (1964): Zur Geschichte des Fischhandels in Oberösterreich. Mitteilungen des Oberösterr. Landesarchivs **8**, 416-442.

WALLNER, J. (1911): Beiträge zur Geschichte des Fischereiwesens in der Steiermark. In: Forschungen zur Verwaltungs- und Verfassungsgeschichte der Steiermark **8** (2), 1-134.

WANZENBÖCK J., J. MATENA & J. KUBECKA (1997): Comparison of two methods to quantify pelagic early life stages of fish. Proceedings of the PEG-Workshop "Trophic Interactions of Age-0 Fish and Zooplankton in Temperate Waters" Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **49**, 117-124.

WANZENBÖCK, J., H. GASSNER, A. JAGSCH & A.R. PATZNER (1998): Fischbestände und die ökologische Funktionsfähigkeit stehender Gewässer. Fischökologische Leitbilder fünf ausgewählter Salzkammergutseen. Endbericht zur Vorstudie, p. 29.

WANZENBÖCK, J., H. GASSNER, A. JAGSCH & A.R. PATZNER (1999): Fischbestände und die ökologische Funktionsfähigkeit stehender Gewässer. Zwischenberichte

WANZENBÖCK, J., H. GASSNER,B. LAHNSTEINER, G. HAUSEDER, Y. HASSAN, K. MAIER, G. TISCHLER, G. FISCHER, C. DOBLANDER & G. KÖCK (2000): Fischökologie. In R. SCHMIDT Auswirkungen der SOLVAY-Emmisionen auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Traunsees. Projektstudie im Auftrag des Landes Oberösterreich. p. 574.

WANZENBÖCK J. & H. GASSNER (in press). Assessment of fish biomass distribution in Austrian lakes and visualization in a 3D GIS. Proceedingsof the “First International Symposium on GIS in Fishery Science” (2-4 March1999, Seattle, USA).

WEGE, G.J. & R.O. ANDERSON (1978): Relative weight (W_r): a new index of condition für largemouth bass. in G.D. Novinger & J.G. Dillard, editors. New approaches to the management of small impoundments. American Fisheries Society, North Central Division, Special Publication **5**, 79-91.

WHITTIER, T.R. (1999): Developement of IBI metrics for lakes in Southern New England. pages 563-580 in SIMON, T.P., editor: Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC-Press Boca Raton, London, New York, Washinton. p. 671.

WIESINGER, F. (undatiert): Zur Geschichte und Legende des Zeller- oder Irrsees. Eigenverlag.

WILLIS, D.W., B.R. MURPHY & C.S. GUY (1993): Stock density indices: developement, use and limitations. Reviews in Fisheries Science **1**, 203-222.

WOOTTON, R. J. (1990): Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras. p. 404.

WRRL 2000: EU-Wasserrahmenrichtlinie Vorschlag vom 30.06.2000. PE-CONS 3639/00, ENV 221, CODEC 513.

WUNSAM, S. (1996): Paläolimnologische Untersuchungen zum Einfluß von Seespiegelveränderungen und Nährstoffeintrag im Wallersee. Projektstudie im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesdregierung, p. 28.

ZETTER, J.T.M. (1860): Salzburgs Fische. Vorwort zur Fischsammlung des Herrn Joseph Aigner in Salzburg. Carolinum Augusteum, Jahresbericht 1859, 72-91.

VI. ZUSAMMENFASSUNG

Fischbestände
und die ökologische Funktionsfähigkeit stehender Gewässer

GASSNER, H., J. WANZENBÖCK, G. TISCHLER, Y. HASSAN, B. LAHNSTEINER, A. JAGSCH & R. A. PATZNER

An vier Salzkammergutseen (Hallstätter-, Mond-, Irr- und Wallersee) wurden umfassende historische und aktuelle fischökologische Daten erhoben und anhand dieser eine Bewertung des fischökologischen Zustandes der vier Seen durchgeführt. Die wesentlichen dabei angewandten Qualitätskriterien sind die Fischartengemeinschaft, die Reproduktion, die Altersstruktur und die Fischbiomasse. Der Bewertungsmaßstab wurde mittels historischer und paläolimnologischer Daten, in Form seespezifischer Referenzzustände (Leitbilder) erstellt. Die historischen fischereilichen Daten, welche teilweise bis in das 16. Jahrhundert. zurückreichen, wurden in verschiedensten Museen, Archiven und Bibliotheken gesammelt.
Bei der Erhebung der aktuellen fischökologischen Daten kamen unterschiedlichste Methoden zum Einsatz. Die Fischartengemeinschaften wurden mittels Elektro-, Ringwaden-, Kiemennetz- und Schleppnetzbefischungen erhoben. Zur Erhebung des Eigenaufkommens wurden Schubnetz, Ringwade und Elektrofischfanggerät eingesetzt. Die Fischbiomassen der vier Seen wurden Hydroakustisch erfasst.
Es zeigte sich, daß nur am Hallstättersee alle ursprünglich beschriebenen Fischarten auch aktuell noch nachgewiesen werden konnten. Am Mondsee sind zwei ursprüngliche Arten verschollen und von einer Art gibt es keinen Fangnachweis. Am Irrsee sind drei ursprüngliche Arten verschollen und von einer Art gibt es ebenfalls keinen Fangnachweis. Am Wallersee ist keine Fischart verschollen, eine Art konnte jedoch nicht mehr anhand von Fängen nachgewiesen werden.
Neben dem Verlust von Fischarten sind an allen vier Seen eine ganze Reihe standortfremder Fischarten dazugekommen. So konnten am Hallstättersee zwei, am Mondsee sechs, am Irrsee sieben und am Wallersee acht standortfremde Fischarten beobachtet und nachgewiesen werden. Die erhobenen Fischbiomassen des Mondsees (37,5 kg/ha), Irrsees (34,7 kg/ha) und Wallersees (26,9 kg/ha) liegen alle im Toleranzbereich des Referenzzustandes von 37,0 kg/ha (± 25 %) für oligotrophe Voralpenseen. Der Hallstättersee (66,4 kg/ha) liegt über dem Toleranzbereich. Abweichungen vom Referenzzustand wurden auch noch hinsichtlich der Reproduktion bestimmter Fischarten und der Altersstruktur der Renken festgestellt.
Bewertet wurde mit zwei verschiedenen Modellen, wobei ersteres in Anlehnung an ein nordamerikanisches Bewertungssystem (index of biotic integrity) erstellt wurde. Das zweite Bewertungsmodell stellt eine Weiterentwicklung dar und ist weitgehend an die Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie angepasst. Mit dem Bewertungsmodell I ergab sich für den Hallstättersee ein sehr guter, für den Mondsee ein guter und für Irrsee und Wallersee ein befriedigender fischökologischer Zustand. Die Bewertung mit dem Modell II ergab ebenfalls einen sehr guten Zustand für den Hallstättersee und einen befriedigenden fischökologischen Zustand für den Irrsee. Die Datensätze von Wallersee und Mondsee ließen eine Bewertung mit Modell II nicht zu.
Mit vorliegender Studie wurde eine erste grundlegende Basis hinsichtlich der fischökologischen Bewertung von Fischbeständen stehender Gewässer erarbeitet, welche auch weitgehend der Wasser-Rahmen-Richtlinie gerecht wird. Defizite bestehen vor allem noch hinsichtlich einer seentypologischen Anpassung, einer breiteren Absicherung einiger Qualitätskomponenten und der Ausrichtung des Systems auf sämtliche zu bewertende Seen Österreichs.

VII. SUMMARY

Fish communities and the ecological integrity of standing waters

GASSNER, H., J. WANZENBÖCK,
G. TISCHLER, Y. HASSAN, B. LAHNSTEINER, A. JAGSCH & R. A. PATZNER

The ecological status (integrity) of the fish communities of four Austrian lakes (Hallstättersee, Mondsee, Irrsee and Wallersee) was assessed using historical data and contemporary data collected during this study. Important quality criteria used were species composition, reproduction, age structure and overall fish biomass. The reference state of each lake was established using historical and paläolimnological literature. Historical information dating back to the 16th century was collected from various Austrian archives, libraries and museums. Collection of contemporary data involved several methods: Electrofishing, purse-seining, gillnetting and midwater trawling were used to determine species composition. A push-net, a purse seine and electrofishing were used to investigate reproductive success. Overall fish biomass was estimated for each lake using hydroacoustics.

Only in Hallstättersee could all fish species historically reported be caught during our study. At Mondsee, two indigenous species were missing and for one we had reports only. At Irrsee, three indigenous species were missing and again one species was merely reported. At Wallersee, all but one indigenous species could be caught, with the uncaught species being merely reported. A varying number of non-indigenous species appeared in the community of each lake. This number was two, six, seven and eight for Hallstättersee, Mondsee, Irrsee and Wallersee, respectively. The estimated overall fish biomass was 37.5 kg ha^{-1} for Mondsee, 34.7 kg ha^{-1} for Irrsee, and 26.9 kg ha^{-1} for Wallersee. All of these figures were within the error range of a reconstructed original fish biomass estimate produced for an oligotrophic, pre-alpine lake, which was found to be 37 kg ha^{-1} (± 25%). The fish biomass of Hallstättersee was estimated at 66.4 kg ha^{-1}, which was above the range. Further deviations from the reference status were found with respect to the reproductive success of certain species and the age composition of whitefish (*Coregonus lavaretus*).

Assessment of the ecological status was performed using two different systems: The first was a slight modification of the North American "Index of Biotic Integrity" (IBI), while the second was a system developed within the present study which explicitly accounted for the requirements of the "European Union Water Directive". According to the first assessment system, the ecological status of the fish community of Hallstättersee was rated "high", that of Mondsee was rated "good", and those of Irrsee and Wallersee were rated "moderate". The assessment using the second system similarly revealed a high ecological status for the fish community of Hallstättersee and a moderate status for Irrsee. The data sets for Wallersee and Mondsee were not detailed enough to enable the second assessment system to be applied.

Our study provides a first basis with respect to the assessment of the ecological status of fish communities in standing waters essentially fulfilling the requirements of the EU Water Directive. Remaining deficits comprise an adjustment to different lake types, a broader evaluation of certain quality criteria, and a modification to assess all relevant lakes in Austria.

VIII. ANHANG

Zusammenfassungen
weiterer im Rahmen des
Projektes

FISCHBESTÄNDE UND DIE ÖKOLOGISCHE FUNKTIONSFÄHIGKEIT STEHENDER GEWÄSSER

entstandener Arbeiten

GERHARD TISCHLER

Abundanz und Größenstruktur von larvalen und juvenilen Fischen in pelagischen Habitaten: ein Methodenvergleich

YASMIN HASSAN

Vergleich der Lebensgeschichtsstrategien von *Coregonus lavaretus* (L.) in 5 Salzkammergutseen (Mond-, Waller-, Irr-, Hallstätter- und Traunsee)

BARBARA LAHNSTEINER

Räumlich-zeitliche Verteilung des Larvenaufkommens von *Coregonus lavaretus* (L.) am Traun- und Hallstättersee.

GERHARD TISCHLER

ABUNDANZ UND GRÖSSENSTRUKTUR VON LARVALEN UND JUVENILEN FISCHEN IN PELAGISCHEN HABITATEN: EIN METHODENVERGLEICH.

Im Rahmen dieser Studie wurde die Effektivität zweier Fangmethoden, des Schubnetzes und der Ringwade, analysiert und deren Anwendung soweit optimiert, daß Jungfischpopulationen im Pelagial des Wallersees (Salzburg) präzise untersucht werden konnten.

Die Schubnetzkonstruktion ist eine Modifikation des MILLER Schubnetzes. Mit Hilfe dieser Netzkonstruktion wurden in Ein-Meter-Schritten sechs Tiefenstufen (0, 1, 2, 3, 4 und 5 m) bis zu einer maximalen Tiefe von 5 m beprobt. Die Ringwade, auch Einschlußnetz genannt, ist zur Beprobung größerer Volumina geeignet. Die Ringwade besteht aus einem rechteckigen Netz, das kreisförmig in den See gesetzt wird und somit eine Zylinderform bildet. Das Netz wird anschließend an der Unterseite geschlossen und in das Boot eingeholt, wodurch der gesamte Wasserkörper integrierend befischt wird. Es kamen aufeinanderfolgend drei feinmaschige Ringwaden unterschiedlicher Maschenweiten und unterschiedlicher Größen zum Einsatz.

Mit der Schubnetz-Konstruktion wurden insgesamt 3.975 Fische gefangen, wobei ohne Ausnahme 0+ Individuen im Netz gefunden wurden. 6.574 Fische konnten in den Ringwadenfängen gezählt werden. Hierbei handelte es sich um 0+ als auch um ältere Fische. Da die errechnete Varianz pro Probennahmetermin bei beiden Methoden jener entspricht, die für viele Brutfischpopulationen beschrieben wurde und eine „sampling-precision“ von ca. 0,2 bei Nachtbefischungen erreicht werden konnte, nehmen wir an, daß die Fangdaten geeignet sind um Abundanz und Größenstruktur der Jungbarschpopulation zu analysieren.

Basierend auf dieser statistischen Überprüfung zeigt der Vergleich beider Fangtechniken an Hand des Mann-Whitney *U*-Test´s regelmäßige und an drei Terminen leicht signifikant höhere Abundanzen in den Ringwadenfängen. Weiters war das Einschlußnetz während der gesamten Untersuchungsperiode in der Lage Jungbarsche zu fangen. Das Schubnetz, hingegen, war bereits Mitte Juli ungeeignet zum Fang von 0+-Barschen.

Die Größenstruktur der mit den zu vergleichenden Methoden gefangenen Jungbarschen demonstriert, daß bis Mitte Juli kaum Unterschiede auftraten. Mit dem

Schubnetz konnten bis zum 20. Juli Fische mit einer TL von 11,7 – 59,8 mm gefangen werden. Im Gegensatz dazu lieferte die Ringwade bis Ende des Sommers gute Fangergebnisse, wobei die Fische eine TL von 14,4 – 80,5 mm erreichten. Zusätzlich war es möglich eine Wachstumskurve der pelagischen Barschpopulation aufzustellen.

Die Längenzunahme der Jungbarsche während ihrer pelagischen Phase kann am besten mit einer exponentiellen Gleichung beschrieben werden ($L_{tot}=a*(1-e^{(b*t)})$). Der Kurvenverlauf zeigt eine schnelle, annähernd lineare Längenzunahme bis Mitte Juli, gefolgt von einem langsameren, asymptotischen Wachstum am Ende des Sommers. Über den gesamten Sommer ergibt sich somit eine mittlere tägliche Zuwachsrate von 0,66 mm. Dieser Wert stimmt sehr gut mit Literaturdaten aus polnischen Seen überein, liegt jedoch deutlich über der mittleren täglichen Zuwachsrate, welche für Flußbarsche in britischen Seen beschrieben wurde.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß es von großer Bedeutung ist die Fangmethode und die Größe des Fanggerätes entsprechend dem Entwicklungsstand der Jungfische anzupassen. Die Schubnetz-Konstruktion erweist sich als besonders effektiv beim Fang von gerade geschlüpften Larven und Jungfischen < 30 mm. Aufgrund der bereits gut ausgebildeten Schwimm- und damit Fluchtfähigkeiten können größere Fische mit dieser Technik nicht mehr effektiv gefangen werden. Die kleine Ringwade liefert vergleichbare Abundanzen, jedoch unterschätzt man damit Larven < 15 mm, da diese kleinen, transparenten Individuen auf dem Netz leicht übersehen werden können. Die mittlere Ringwade ist am effektivsten beim Fang von Jungfischen > 30 mm. Außerdem zeigt sich, daß dieses Einschlußnetz in der Lage ist alle Fische zu fangen, die sich innerhalb der effektiven Befischungstiefe dieser Methode aufhalten, unabhängig von deren Größe.

Aus den erhaltenen Daten geht eindeutig hervor, daß räumlich-zeitliche Verteilungsmuster, Größenstruktur und Abundanzschätzungen von heranwachsenden Fischpopulationen, während ihrer pelagischer Phase, am besten durch eine Kombination beider Fangmethoden untersucht werden können.

YASMIN HASSAN

VERGLEICH DER LEBENSGESCHICHTSSTRATEGIEN VON *COREGONUS LAVARETUS* (L.) IN 5 SALZKAMMERGUTSEEN (MOND-, WALLER-, IRR-, HALLSTÄTTER- UND TRAUNSEE)

Eine wichtige Voraussetzung für eine effiziente Bewirtschaftung der Coregonen ist die Kenntnis der Hauptcharakteristiken jeder einzelnen Population, da deren Ökologie, Morphologie und Lebensgeschichtsstrategien von See zu See sehr stark variieren können. Wichtige fischbiologische und populationsbeschreibende Parameter wie das Wachstum, die Maturität, die Fekundität und die Eigröße wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht. Weiters wurde versucht, die Populationen der einzelnen Seen einer Art zuzuordnen.

Für den Vergleich der Populationen in den fünf Seen wurden insgesamt 631 Coregonen untersucht, welche aus Kiemennetz- und Ringwadenfängen stammten. Von allen Fischen wurde die Totallänge (± 0,5 cm) und das Vollgewicht (± 1 g) gemessen, das Geschlecht, der Reifegrad, das Alter anhand von Schuppen bestimmt und das Wachstum nach VON BERTALANFFY berechnet. Zur Berechnung der absoluten Fekundität wurde die Anzahl der Eier aus der abgewogenen Teilprobe auf das Gesamtgewicht der Gonaden hochgerechnet. Zur Bestimmung der mittleren Eigröße wurden 50 ungequollene Eier pro Rogner unter dem Mikroskop vermessen. Als taxonomisches Merkmal wurde die Anzahl der Kiemenreusendornen herangezogen, die jeweils auf dem ersten linken Kiemenbogen ausgezählt wurden.

Die mittlere Anzahl der Kiemenreusendornen ist zwar am Mondsee (33,3; 27-45), Wallersee (32,4; 28-38) und Irrsee (34,2; 28-41) statistisch signifikant kleiner als am Hallstättersee (35,5; 30-41) und Traunsee (35,1; 28-41), aber aufgrund der sich stark überlappenden Variationsbreiten können die Populationen der fünf Seen taxonomisch nicht unterschieden und der Art *Coregonus lavaretus* zugeordnet werden. Die langsamwüchsige Population des Traunsees, der sog. „Riedling“, kann zwar ökologisch unterschieden werden, kann aber aufgrund der mittleren Kiemenreusendornenanzahl (35,8; 30-42) auch der Art *Coregonus lavaretus* zugeschrieben werden und nicht der kleinen Maräne *Coregonus albula* des

baltischen Gebietes, welche sich durch eine viel höhere Kiemenreusendornenanzahl auszeichnet (> 40).

Am Traunsee kann aufgrund der unterschiedlichen Wachstumsraten zwischen einer schnellwüchsigen und einer langsamwüchsigen Population, den „Riedling“, unterschieden werden, der nur eine durchschnittliche Endlänge von 24,5 cm erreicht. Ein statistisch paarweiser Vergleich (F-Statistik) der Wachstumskurven hat ergeben, daß die Populationen des Hallstättersees und des Irrsees eine signifikant geringere Wachstumsrate aufweisen als die normalwüchsigen Populationen des Mond-, Waller- und Traunsees. Die Population des Hallstättersees zeigte die geringste Wachstumsleistung, die vermutlich auf die hohe Dichte der Coregonen und somit größere innerartliche Konkurrenz zurückzuführen ist. Eigentlich wäre am Traunsee aufgrund der wesentlich geringeren Nährstoffkonzentrationen ein geringeres Wachstum zu erwarten, aber die geringe Bestandsdichte, hervorgerufen durch den erhöhten Befischungsdruck, läßt das schnelle Wachstum der verbleibenden Fische erklären.

Die Coregonen des Mondsees werden - gefolgt von Irrsee und Wallersee - am spätesten geschlechtsreif. Während am Traun-und Hallstättersee mit 1+ bereits über 50% der Milchner und ein geringerer Anteil der Rogner geschlechtsreif ist, kommen am Mond-, Waller- und Irrsee mit 1+ noch keine geschlechtsreifen Individuen vor. Am Mondsee erlangen die Coregonen erst mit 3+ die Geschlechtsreife, wobei der Anteil der geschlechtsreifen Rogner nur 50% beträgt. Der Anteil der zweijährigen geschlechtsreifen Rogner ist mit 94% am Hallstättersee und mit 76,5% am Traunsee wesentlich höher als am Wallersee mit 25% und am Irrsee mit nur 17%. Am Irrsee sind mit 5+ 100% der Rogner und die Milchner mit 4+ zu 100% geschlechtsreif. Am Traun- und Wallersee sind die Milchner bereits mit zwei Jahren zu 100% reif. Mit 3+ sind 100% der Rogner des Traunsees, 92% des Hallstättersees und nur 40% des Wallersees geschlechtsreif. Von allen untersuchten Riedlingen erlangten 100% bereits mit 1+ die volle Geschlechtsreife. Die Einbringung von standortfremden Besatzmaterial (nämlich der sog. „Madüse-Maräne“) aus Teichzuchtanlagen könnte ein Grund dafür sein, daß die Populationen des Mond-, Waller- und Irrsees später geschlechtsreif werden als die Populationen des Traun- und Hallstättersees. Von diesen Fischen ist bekannt, daß sie zum großen Teil erst mit 3+ geschlechtsreif werden.

Mit den mittleren Fanglängen kann am Mond- und Traunsee auf die Gefährdung noch nicht geschlechtsreifer Individuen hingewiesen werden. Am Traunsee stellen vor allem die engmaschigen „Riedlingsnetze“ eine große Gefahr für die noch nicht geschlechtsreifen

Reinanken dar, die hauptsächlich der Grund für die Überfischung der schnellwüchsigen Population sein dürften.
Die schnellwüchsige Population des Traunsees zeigte im Vergleich zu den Populationen der anderen Seen die größte Fekundität in Verbindung mit den kleinsten Eiern, was zu einem Teil eine gewisse Kompensation niedriger Dichten vermuten läßt.

BARBARA LAHNSTEINER

RÄUMLICH-ZEITLICHE VERTEILUNG DES LARVENAUFKOMMENS VON *COREGONUS LAVARETUS* (L.) AM TRAUN- UND HALLSTÄTTERSEE.

Am Hallstätter- und Traunsee wurden im Frühjahr 1998 und 1999 Fischlarvenfänge mit einem Schubnetz durchgeführt. Neben dem qualitativen Nachweis von Fischlarven verschiedenster Arten, war die Quantifizierung, sowie die räumlich - zeitliche Verteilung von Coregonenlarven (*Coregonus lavaretus* L.) ein Hauptziel dieser Studie.

Die dabei verwendete Schubnetzkonstruktion bestand aus einem Metallrahmen (100 x 120 cm) an dem ein etwa 3 m langes Ichthyoplanktonnetz (750 µm) befestigt war. Am Ende des Netzes befand sich ein Becher mit abnehmbarem Boden. Durch ein Gestänge wurde das Netz am Bug des Bootes derart befestigt, dass es vor dem Boot hergeschoben werden konnte. Während eines Netzschubes (a' 6 min) wurden bei einer Bootsgeschwindigkeit von 1,6 m/sec, 644 m^3 Wasser gefiltert.

Neben Larven von *Coregonus lavaretus* wurden am Traunsee noch Larven von *Lota lota, Perca fluviatilis, Cottus gobio, Proterorhinus marmoratus*, *Rutilus rutilus*, *Chalcalburnus chalcoides mento, Abramis brama* und *Esox lucius* und am Hallstätter See *Lota lota, Perca fluviatilis, Phoxinus phoxinus, Cottus gobio* und *Rutilus rutilus* gefangen.

Am Traunsee wurden 1301 (1998) und 3854 (1999) Coregonenlarven, am Hallstättersee 2014 (1998) und 4357 (1999) Coregonenlarven gefangen. In beiden Jahren traten die ersten Coregonenlarven am Traunsee Mitte Jänner und am Hallstättersee Anfang Februar auf. An beiden Seen konnten unterschiedlich hohe Maximalfänge festgestellt werden. Die Abundanzmaxima der Coregonenlarven wurden am Traunsee in beiden Untersuchungsjahren Anfang April erreicht. Im Unterschied dazu schwankten die Abundanzmaxima am Hallstätter See zwischen Mitte März (1998) und Ende April (1999). Mit 4 Ind./100 m^3 (1998) und 15 Ind./100 m^3 (1999) waren die Fänge am Hallstätter See etwa doppelt so hoch wie jene des Traunsees, 2 Ind./100 m^3 (1998) und 7 Ind./100 m^3 (1999).

Durch ihre verstärkte Schwimmfähigkeit konnten ab etwa Anfang Juni keine Coregonenlarven mehr mit dem Schubnetz gefangen werden. Ein Vergleich der Probestellen

zeigte eine deutliche Präferenz für die Litoralstellen. Am Traunsee konnten sehr hohe Abundanzen an der südwindexponierten Bucht von Ebensee festgestellt werden.

Die räumliche Verteilung der Coregonenlarven wurde an beiden Seen vor allem durch die Nähe zu den bekannten Laichplätzen beeinflusst. Insbesondere am Traunsee beinflusste zusätzlich die Winddrift das Vorkommen der Coregonenlarven. Auch die Larvendrift aus der Traun und Koppentraun stellte einen großen Einfluss auf die räumliche Verteilung der Coregonen, speziell im Mündungsbereich dar.

Das zeitlich frühe Auftreten der Coregonenlarven am Traunsee dürfte durch das Vorkommen des kleinwüchsigen „Riedlings“ bedingt sein. Die Laichzeit dieser Wuchsform beginnt bereits Ende Oktober, die Larven sind im Dezember und Jänner zu erwarten. Die normalwüchsigen Coregonen laichen im Gegensatz dazu Ende November, Anfang Dezember, entsprechend später schlüpft auch die Brut.

IX. DANKSAGUNG

Für das Zustandekommen dieses Projektes, für die gute Zusammen- und Mitarbeit, für die vielen wertvollen Informationen und für sonstige vielfältigste Hilfestellungen und Unterstützungen gilt allen hier angeführten Ministerien, Institutionen, Bewirtschaftern, MitarbeiterInnen und sonstigen Projektunterstützern unser herzlicher Dank

Finanzierung :

Bundesministerium für Land-, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur
Österreichische Bundesforste
Konsortium Irrsee
Land Oberösterreich, Agrarrechtsabteilung
Landesfischereiverband Salzburg

Bewirtschafter:

Fischerinnung Wallersee
Konsortium Irrsee
Revierausschuß Mondsee
ÖBF-Fischerei Hallstättersee

Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter:

FM Karl Maier
Hannes Höllerer
Gudrun Hauseder
Gregor Fischer
Mag. Martin Luger
Cornelia Krois
Hans Gassner
Claudia Edtmayr
Sabine Lettner
Adeline Mühlberg
Clemens Gumpinger
Gabi Hauser
Michael Temel
Mag. Daniela Latzer

Sonstige Projektunterstützer

Univ.Prof. Dr. Arnold Nauwerck
Dr. Ernst Mikschi