

# Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern in Oberösterreich

FRANZ UIBLEIN<sup>1</sup>, ALBERT JAGSCH<sup>2</sup>, GUDRUN KÖSSNER<sup>1</sup>,  
STEVEN WEISS<sup>3</sup>, PETER GOLLMANN<sup>2</sup>, ERICH KAINZ<sup>2</sup>

*1 Institut für Zoologie, Univ. Salzburg, Hellbrunner Str. 34, A-5020 Salzburg*

*2 Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling 18, A-5310 Mondsee*

*3 Abteilung für Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur, Max-Emanuel-Straße 17, A-1180 Wien, und Institut für Tierzucht und Genetik, Veterinärmedizinische Universität, Josef-Baumann-Gasse 1, A-1210 Wien; derzeitige Adresse: Animal Genetics and Conservation Unit, ICETA University of Porto, Portugal*

## Zusammenfassung

Aufgrund von drastischen Veränderungen der ökologischen Verhältnisse in und an den Gewässern in den letzten Jahrzehnten gilt die Äsche heute regional als vom Aussterben bedroht. Das Schwerpunktprogramm »Lokale Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche« hat sich zum Ziel gesetzt, Grundlagen für die langfristige Erhaltung der in Österreich vorkommenden Äschenbestände zu erarbeiten. Hier werden die Ergebnisse aus dem ersten Projekt präsentiert, bei dem im Zeitraum zwischen 31. Juli 1997 und 28. Juli 1998 vier in Oberösterreich gelegene Gewässerstrecken, zwei davon in der Vöckla und je eine in der Enknach und der Fuschler Ache, untersucht wurden. Neben fischökologischen Detailaufnahmen wurde die genetische Vielfalt der Äsche analysiert und auch die Zahl, Flugaktivität und Nahrungswahl von Kormoranen im Umfeld der Befischungsstrecken während der Überwinterungsperiode bestimmt. Begleitend zu den insgesamt 17 Elektrobefischungen wurden in den vier Gewässerstrecken auch wichtige ökologische Parameter erhoben. Von allen gefangenen Äschen wurden Zahl, Länge und Gewicht bestimmt und Tiere ab einer Größe von 20 cm Totallänge (TL) mit Alzianblau markiert. Von adulten Tieren ab 30 cm TL konnte das Geschlecht bestimmt werden. Typische Vogelverletzungen bei den Äschen wurden aufgezeichnet. An vorübergehend aus Enknach und Vöckla entnommenen Äschen wurden im Labor nach Betäubung mehrere Körperformmaße mittels Schieblehre ermittelt. Von den anderen gefangenen Fischen wurden Artzugehörigkeit und Individuenzahl sowie bei einigen Befischungen auch Länge und Gewicht bestimmt.

Die Befischungsflächen in den vier Gewässerstrecken lagen zwischen 2,3 und 3,2 ha, wobei in der Enknach aufgrund der geringen Breite eine deutlich längere Strecke befischt wurde. Alle vier Strecken weisen Übergänge zwischen Furten und Kolken auf, die wichtige Mikrohabitate für Äschen darstellen. Drei der vier Strecken erreichen auch die bevorzugten Fließgeschwindigkeiten. In Zahl und Biomasse der Äschen zeigten sich deutliche Unterschiede mit hoher Individuendichte in zwei Strecken (Enknach und Vöckla II) und verhältnismäßig hoher Biomasse, aber geringer Dichte in der Fuschler Ache. Die Wiederfangraten von markierten Äschen waren generell sehr hoch, was eine hohe Standorttreue widerspiegelt. Nur in der oberen Befischungsstrecke der Vöckla (Vöckla I), die eine geringere Fließgeschwindigkeit aufweist, nahm die Zahl an Wiederfängen deutlich ab, was auf eine erhöhte Mortalität oder Auswanderungstendenz schließen lässt.

In der Artenzusammensetzung zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen der zur Barbenregion gehörenden Strecke der Enknach und den anderen drei höher gelegenen Gewässerstrecken. So wurden in der Enknach insgesamt 16 Arten angetroffen, darunter zahlreiche Karp-

fenfischarten, die teilweise sehr hohe Dichten erreichen. In der Vöckla I wurden unter anderem auch Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) gefangen, ein Neunachweis für dieses Gebiet. Auffallend war auch der vergleichsweise hohe Anteil an Regenbogenforellen in den beiden Strecken der Vöckla.

Was die Längen- und Alterszusammensetzung der Äschen betrifft, zeigten sich sehr deutliche Unterschiede zwischen den vier Strecken. Am ausgeglicheneren ist die Populationsstruktur in der Vöckla II. In der Enknach kam es durch erfolgreichen autochthonen Besatz zu einem erhöhten Anteil an Jungäschen, aber durch die Entnahme der Elterntiere zu einer Verringerung der Zahl großer Individuen. Dagegen traten in der Fuschler Ache fast ausschließlich Äschen von über 40 cm TL auf, ein Hinweis auf einen stark überalterten Bestand. Im Fulton'schen Konditionsfaktor zeigten sich neben größenabhängigen Veränderungen auch deutliche Unterschiede zwischen den Gewässern mit den geringsten Werten in beiden Strecken der Vöckla. Verhaltensbeobachtungen zu aggressiven Interaktionen mit Regenbogenforellen bestärken die Annahme, daß es in diesem Fluß bei der Äsche zu einer Verringerung der Fitneß durch erhöhte Konkurrenz mit der Regenbogenforelle kommt.

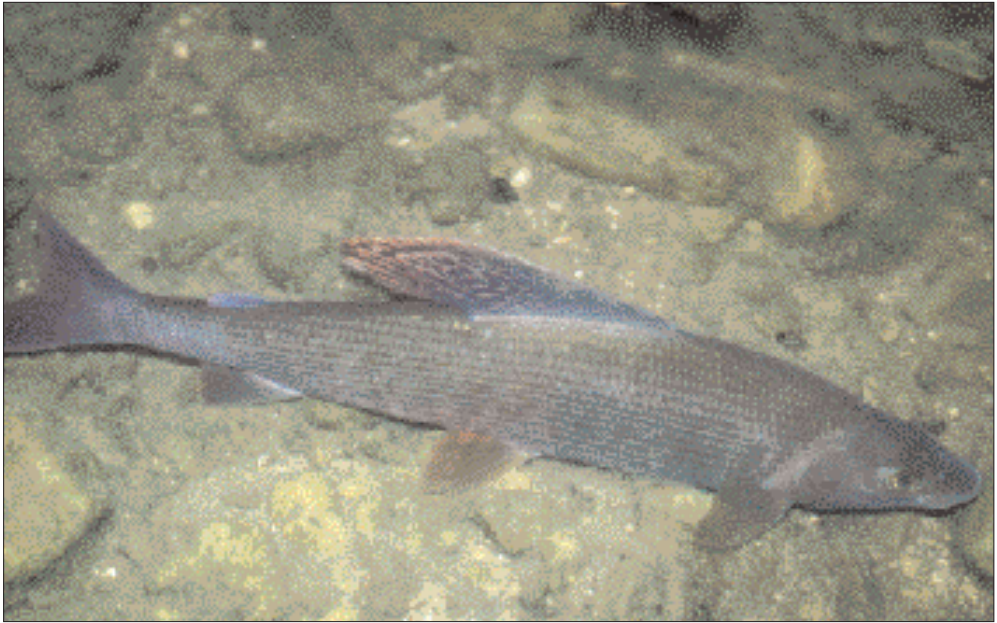
Zwischen Enknach und Vöckla zeigen sich weiters Unterschiede in der jahreszeitlichen Veränderung der Kondition bei erwachsenen Äschen, was auf unterschiedliche Reproduktionszyklen hinweist. Zusammen mit den Ergebnissen zu Unterschieden in der Körperform zwischen Enknach und Vöckla, die vor allem die Körperhöhe und den Geschlechtsdimorphismus betreffen, weisen diese Befunde sehr wahrscheinlich auf die Existenz lokaler Anpassungen an die im jeweiligen Gewässer vorherrschenden ökologischen Bedingungen hin.

Jüngere Äschen bis zu einem Alter von zwei Sommern sind offensichtlich wesentlich mobiler, flexibler und erkundungsaktiver als ältere Artgenossen. Wurden Räuber und Konkurrenten aus einem Abschnitt der Untersuchungsstrecke der Enknach experimentell entfernt, so wanderten Jungäschen der Ausgangsklasse 0+ in dieses »feindfreie« Habitat ein, während ältere Tiere keine derartige Tendenz erkennen ließen. Bei adulten Äschen wurden nur während der Laichzeit eine erhöhte Wanderungsaktivität registriert.

In der Fuschler Ache zeigte sich neben den typischen Anzeichen eines überalterten Bestandes auch eine hohe Zahl an Vogelverletzungen. Obwohl die ornithologischen Untersuchungen für den Untersuchungszeitraum keinen klaren Nachweis für erhöhten Raubdruck durch Kormorane erbrachten, sind die Befunde aus den Befischungen ein klarer Hinweis, daß fischfressende Vögel wie Kormoran und Graureiher zumindest in den vorangegangenen Jahren einen negativen Einfluß auf diesen Äschenbestand ausgeübt haben. Dieser Gefährdungsfaktor kommt für die Äschenbestände in den anderen drei Gewässerstrecken nicht zum Tragen, was sowohl die fischökologischen als auch die ornithologischen Untersuchungen bestätigen.

In die genetischen Untersuchungen wurden auch Vergleichsmaterial von Wildfängen in Salzburg und Kärnten und Fischzuchten miteinbezogen. Ähnlich wie bereits früher durchgeführte enzymelektrophoretische Untersuchungen wurden auch durch die hier angewandte Methode der Analyse von mitochondrialen DNA-Sequenzen deutliche Unterschiede zwischen Populationen aus Gewässern nördlich und südlich der Alpen festgestellt. Weiters konnten aber auch Unterschiede auf kleinerer regionaler Ebene nachgewiesen werden. Wichtig ist auch der Befund einer geringeren genetischen Vielfalt bei Zuchtpopulationen und einer Durchmischung unterschiedlicher Stämme durch Besatz.

Die beiden wohl wichtigsten Ergebnisse dieser Projektstudie sind, daß die bei uns heimischen Äschenbestände Anpassungen an bestimmte Umweltbedingungen in einzelnen Gewässern aufweisen und daß in jeder Gewässerstrecke andere Faktoren oder Kombinationen von Faktoren diese Bestände gefährden können. Daraus lassen sich einige wichtige allgemeine Schlußfolgerungen für Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen ableiten. Neben Überlegungen zur kleinstmöglichen Populationsgröße werden auch konkrete Vorschläge zur Verbesserung der Bestandssituation in den einzelnen Gewässerstrecken präsentiert. Dabei wird die Notwendigkeit eines raschen Handelns im Falle der Fuschler Ache und die Bedeutung von fischökologischen Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle von Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen herausgestrichen.



## Abstract

### Investigations of local adaptation, threat and conservation of European grayling (*Thymallus thymallus*) in three waters of Upper Austria

Aquatic habitats in Austria have been subject to drastic ecological changes occurring both in the past and present. These alterations have caused massive reductions in the numbers of European grayling (*Thymallus thymallus*) in our waters, and several populations have been driven close to extinction. The research program “Local adaptation, threat, and conservation of European grayling” aims at providing a scientific basis for the longterm sustainability of the various stocks of grayling occurring in Austria. The following report presents results of studies in four sampling sites in Upper Austria, two in the Vöckla and one each in the Enknach and the Fuschler Ache. In addition to detailed analyses of fish populations and habitat conditions, genetic diversity of European grayling was investigated as well as the abundance, mobility, and food choice of overwintering cormorants (*Phalacrocorax carbo*) found nearby to the selected fishing stretches.

A total of 17 electric-fishing campaigns were carried out. In addition, key ecological parameters were recorded from each river stretch. All captured grayling were counted and their total length (TL), and weight (g) was determined. Individuals larger than 20 cm TL were marked using alcian-blue dye. Sex was determined for adult grayling greater than 30 cm TL. Typical injuries indicating attacks by piscivorous birds were also noted. A number of grayling were temporarily removed from the Enknach and the Vöckla and brought into the laboratory and after anesthesia several measures of body form were taken with a caliper. Other captured fishes were identified to species, counted, and – on several occasions – length and weight were determined.

The fish sample sites in the four selected river stretches covered between 2.3 and 3.2 ha with the stretch in the Enknach being markedly longer due to the lesser width of this small river. All four stretches contain transitions between riffles and pools which represent important microhabitats for grayling. In three of the four sites water current velocities are within the optimal range for grayling. Considerable variations in grayling density and biomass were found with

high numerical abundance in two stretches (Enknach and Vöckla II) and relatively high biomass but low density in the Fuschler Ache. The recapture rates of marked grayling were generally high indicating site fidelity. Only in the upper stretch of the Vöckla (Vöckla I), which is characterized by low current velocities, were the number of recaptures significantly less. This may reflect higher mortality and/or emigration rates.

With respect to species composition, the Enknach differed considerably from the other three river stretches, all of which are at higher elevations and represent more typical grayling and brown trout (*Salmo trutta*) habitats. In the Enknach a total of 16 species were collected among which were several cyprinids, some at high densities. In the Vöckla I stretch several brook lamprey (*Lampetra planeri*) were caught, a new record for the study area. The relatively high number of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in both sites of the Vöckla was also noteworthy.

Considerable differences in the length and age distribution of European grayling were found among the four study areas. The most uniform distribution was found in the Vöckla II stretch. In the Enknach, successful stocking with autochthonous material had resulted in an increased number of juvenile grayling. Furthermore, a rather low number of large grayling was recorded resulting from the transfer of the parents of the stocked individuals into the Mattig, a neighbouring river. In contrast to these results, grayling of more than 45 cm TL dominated the samples from the Fuschler Ache, a clear indication of a hypersenescence of this population. Taking size-related variation into account, marked differences in condition factor among sites were noted with the lowest values occurring in both stretches of the Vöckla. Behavioural observations of agonistic interactions with rainbow trout support the hypothesis that decreased fitness of grayling in this river results from competition with the highly abundant rainbow trout.

The seasonal changes in condition in response to gonad growth varied between the grayling of Vöckla and Enknach indicating differential reproductive cycles. Together with the differences in body form found in these two rivers, which concern body height and sexual dimorphism in particular, these results point to the existence of local adaptations.

Juvenile grayling until an age of two summers are obviously more mobile and exploratory than older conspecifics. When predators and competitors were experimentally removed from a section of the sampling site in the Enknach, juveniles of the original age class 0+ moved into "enemy-free" habitat, while older animals did not show such a tendency. Migration of older grayling over larger distances was recorded exclusively during the spawning season.

Apart from indications of a hypersenescent stock in the Fuschler Ache, a high number of bird injuries was also recorded. Despite the lack of evidence for increased predation pressure in the accompanying ornithological study, these findings can be taken as a clear indication of an existing predation pressure by piscivorous birds for a period of several years. In the other three river stretches, this problem appears to have little or no relevance.

In the genetic studies based on mtDNA sequencing comparative material from wild populations in Salzburg and Carinthia and from hatcheries was also included. Similar to earlier investigations based on enzyme electrophoresis, a clear difference between watersheds north and south of the Alps was demonstrated. Furthermore, fixed genetic differences between populations within smaller regional areas were found. An important discovery is also the lower genetic variability in hatchery populations and the mixture of genetically different strains through stocking.

The two most important results of this investigation are the occurrence of adaptations to distinct environmental conditions in different stocks of grayling and the existence of distinctly different negative effects caused by single factors or combinations of factors on the stocks in each river stretch. In addition to the general conclusions to be derived from these findings and considerations regarding the minimum viable population size, precise proposals for population enhancement in each respective river stretch are given. Finally, the necessity of a quick management action in response to the situation in the Fuschler Ache and the importance of adapting and integrating future conservation, management, and stocking activities supported by ecological research is emphasized.

## 1. Allgemeine Einleitung

Die Äsche *Thymallus thymallus* (L. 1758) (Familie Salmonidae, Unterfamilie Thymallinae) ist eine charakteristische Fischart der sommerkalten Fließgewässer Mitteleuropas. Sie hat besondere wirtschaftliche Bedeutung als sehr beliebter Angelfisch. Aufgrund von drastischen Veränderungen der ökologischen Bedingungen in und an den Gewässern in den letzten Jahrzehnten gilt die Äsche heute regional als vom Aussterben bedroht. Der Grad dieser Gefährdung variiert zwischen einzelnen Populationen und Gewässern. Vielfach besteht noch die Möglichkeit, durch die Entwicklung entsprechender Schutzkonzepte und/oder Bewirtschaftungsmaßnahmen die Erhaltung der Äsche langfristig zu sichern.

Im Herbst 1996 wurde von der Oberösterreichischen Landesregierung und dem Oberösterreichischen Landesfischereiverband eine Initiative zur »Rettung der Äsche« ins Leben gerufen. Bei einem zu diesem Thema organisierten informativen Treffen von Vertretern der Landesregierungen bzw. der Landesfischereiverbände von Oberösterreich, Kärnten, Niederösterreich, Salzburg und Steiermark im März 1997 am Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde (IGFS), Scharfling, wurde großes Interesse bekundet, überregionale Maßnahmen zur Rettung der Äsche auszuarbeiten und die dazu nötigen wissenschaftlichen Untersuchungen zu unterstützen. Entsprechende Anträge für die zur Ausarbeitung von Schutzmaßnahmen notwendigen Untersuchungen führten bisher zu drei Projekten in den Bundesländern Oberösterreich, Salzburg und Kärnten und zur Einrichtung eines Schwerpunktprogramms mit dem Titel »Lokale Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche« (»LAGSÄ«). Dieses Schwerpunktprogramm hat sich zum Ziel gesetzt, Grundlagen für die langfristige Erhaltung der in Österreich vorkommenden Äschenbestände zu erarbeiten. Die vorliegende Publikation geht aus dem im Juli 1997 begonnenen und im Februar 1999 vorerst beendeten Projekt in Oberösterreich hervor (Uiblein et al., 1999).

### 1.1 Problemstellung

Die drei wichtigsten Aspekte dieses Projektes sind lokale Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche. Lokale Anpassung bedeutet, daß zwischen einzelnen Populationen, aber auch innerhalb dieser Populationen genetisch bedingte Unterschiede in Körperstruktur, Verhalten oder Stoffwechsel auftreten, die mit spezifischen Umweltbedingungen in einzelnen Gewässern oder Gewässerbereichen zusammenhängen. Wie bei anderen Fischen auch können bei Lachsartigen, zu denen die Äsche gehört, eine ganze Reihe von lokalen Anpassungen auftreten. Dabei handelt es sich um über sehr lange Zeiträume gebildete, erblich festgelegte Unterschiede (Taylor, 1991; Carvalho, 1993). Neben lokalen Anpassungen, die genetische Vielfalt widerspiegeln, zeigen viele Fischarten auch die Fähigkeit, sich bis zu einem gewissen Grad sehr rasch und ohne notwendige genetische Veränderungen auf neue Umweltbedingungen einzustellen (Trexler & Travis, 1990; Hastings, 1991; Wimberger, 1991; Day et al., 1994). Beide Formen der Anpassung sind wichtig: Genetisch verankerte lokale Anpassungen erlauben Fischen auf längerfristig bestehende Umweltbedingungen in einem bestimmten Gewässerbereich, wie etwa dort vorherrschende hydrologische Verhältnisse, Nahrungsangebot, Raubdruck oder Konkurrenz mit anderen Arten, optimal zu reagieren, geeignete Standorte auszuwählen und dadurch hohe Wachstumsraten, Kondition und Fitneß zu erzielen. Flexible Einstellungen, die oft auch als »phänotypische Plastizität« bezeichnet werden, erlauben dagegen – ähnlich wie ein Lernvorgang – eine rasche Umstellung, wenn markante Umweltveränderungen eintreten. Beim Vergleich verschiedener, oft auch nahe verwandter, Fischarten stellte sich heraus, daß jede Art über ein bestimmtes Maß an genetisch festgelegter, lokaler Anpassung und an flexibler Einstellfähigkeit verfügt (Uiblein, 1988; Uiblein, 1992). Darum zeigen auch einzelne Arten ganz unterschiedliche Reaktionen auf die zum Teil sehr rasch wirksamen Veränderungen durch menschliche Eingriffe in vielen Gewässern. Dies muß beachtet werden, wenn es um Schutz und Erhaltung einer bestimmten Fischart, wie etwa der Äsche, geht. Weder lokale Anpassung noch flexible Einstellung sind an der Äsche bisher ausreichend untersucht worden.

Überblickt man eine größere Anzahl von Gewässern und Gewässerabschnitten, so zeigt sich, daß die Gefährdung einer Fischart meist nicht nur durch einen einzelnen Faktor, sondern durch

mehrere, oft zusammenwirkende, Umweltbedingungen ausgelöst wird. So werden für den Rückgang und das bereits fortgeschrittene Verschwinden der Äsche Veränderungen in mehreren wichtigen Umweltfaktoren verantwortlich gemacht, die zum Teil auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen sind. Gerade in den letzten Jahrzehnten kam es in vielen typischen Äschengewässern zu starken Verbauungen, zu erhöhter Befischungintensität und zu vermehrtem Besatz mit neuen, nicht heimischen Fischarten, wie z. B. mit der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Gleichzeitig erhöhte sich auch der Raubdruck durch fischfressende Wasservögel, wie etwa dem Kormoran, dessen Winterbestand in den letzten 15 Jahren deutlich zugenommen hat (Suter, 1989; Jungwirth et al., 1995). So kommt es in einzelnen Gewässern zu teilweise sehr großen Verlusten, die wahrscheinlich auf das erhöhte Auftreten von überwinterten Populationen des Kormorans zurückzuführen sind (Rutschke, 1998). Allerdings mangelt es nach wie vor an interdisziplinären fischökologischen und ornithologischen Untersuchungen vor Ort (Eisner, 1997). Veränderungen der Morphologie, Sedimentführung und Hydrologie von Fließgewässern durch Kraftwerke, Wehre oder Ufer- und Flußbettverbauungen haben die Möglichkeiten einer natürlichen Fortpflanzung der Äsche lokal stark eingeschränkt (Wiesbauer et al., 1991; Uiblein & Jagsch, 1994; Persat, 1996). Auch die Angelfischerei kann zu lokalen Bestandsrückgängen führen (Linløkken, 1995; Northcote, 1995). Ein Faktor, der erst in jüngster Zeit als mögliche Ursache für eine lokale Bestandsverringerung genannt wurde, ist der Besatz mit aus anderen, geographisch isolierten und ökologisch verschiedenen Gewässern stammenden Populationen der Äsche. Denn, wie auch bei anderen Lachsartigen festgestellt wurde, dürfte der Besatz mit derartigen, sogenannten »allochthonen« Populationen (im Gegensatz zu den einheimischen »autochthonen« Populationen) vor allem dann problematisch sein, wenn diese nicht die nötigen lokalen Anpassungen an die ökologischen Verhältnisse der jeweiligen Gewässertypen mitbringen oder durch starke Überzüchtung eine geringe Resistenz gegenüber Krankheit und Parasitenbefall aufweisen (Taylor, 1991; Carvalho, 1993). In beiden Fällen würden der natürliche Fortpflanzungserfolg und die Fitness reduziert und damit der langfristige Bestand von Besatz- und Ausgangspopulationen gefährdet (Ferguson, 1990; Hindar et al., 1991; Ryman et al., 1995).

## 1.2 Ziele und Fragestellungen

Bei genauer Kenntnis des Ausmaßes an lokaler Anpassung und der Faktoren, die zur Gefährdung der Äschenbestände führen, können entsprechende Schutzmaßnahmen für die Äsche entwickelt werden. Wichtig ist dabei, Richtlinien zu erstellen, die einen dauerhaften Bestand im jeweiligen Gewässer garantieren. Dazu gehört auch die Planung entsprechender Bewirtschaftungs- und Besatzmaßnahmen. Konkret sollten in diesem Projekt die folgenden drei Punkte zur Erarbeitung von Schutzmaßnahmen für die Äsche Beachtung finden.

1. Das Ausmaß an genetisch vorprogrammierbarer lokaler Anpassung, aber auch die flexible Einstellfähigkeit in Verhalten, Körperbau und Physiologie sollten anhand des Vergleiches einzelner Äschenbestände und der Individuen einzelner Populationen genauer bestimmt werden. Genetische Untersuchungen sind dabei unerlässlich.
2. Um nötige Schritte zur Umgestaltung und Modifikation in den betreffenden Gewässern einleiten zu können, ist eine umfassende ökologische Bestandsaufnahme mit Berücksichtigung möglichst aller für den Rückgang der Äsche verantwortlichen Faktoren unabdingbar.
3. Als kritischer Wert für die Notwendigkeit von Schutz- und Besatzmaßnahmen muß die kleinstmögliche Populationsgröße, d. h. jene Anzahl an Individuen, die eine natürliche Reproduktion und langfristige Erhaltung einer eigenständigen Population gewährleistet (Remmert, 1994a, b; Wissel et al., 1994; vgl. auch Ryman, 1991; Boyce, 1992), bestimmt werden. Wichtig für Besatzmaßnahmen ist dabei auch die Beachtung einer minimalen Populationsgröße bei der Zucht (Allendorf & Ryman, 1987).

Für das Projekt in Oberösterreich wurden in drei Fließgewässern insgesamt vier Untersuchungsstrecken ausgewählt. Die folgenden Fragestellungen wurden behandelt: Welche Faktoren sind für den Rückgang der Äsche in einzelnen Gewässern oder Gewässerabschnitten verantwortlich? Welche Rolle spielt dabei die Ausbreitung des Kormorans? Welche morphologischen,

verhaltensbiologischen und physiologischen Anpassungen an die lokalen ökologischen Bedingungen der einzelnen Standorte lassen sich feststellen? In welchem Ausmaß gibt es genetisch verankerte Unterschiede zwischen den Standorten? Ist die minimale Populationsgröße für eine langfristig haltbare Bewirtschaftung des jeweiligen Gewässers gegeben?

Die Ergebnisse werden hier in drei Kapiteln präsentiert, welche die Projektteile »Fischökologische Untersuchungen an der Äsche« und »Genetische Untersuchungen: Erhaltung der genetischen Variabilität bei der Äsche« und »Ornithologische Begleituntersuchungen am Kormoran« zum Gegenstand haben. Anschließend folgen eine allgemeine Diskussion der gesamten Ergebnisse und Schlußfolgerungen im Hinblick auf die Fragestellungen. Weiters werden unter Berücksichtigung der oben genannten drei Punkte konkrete Vorschläge für Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen erstellt.

## **2. Fischökologische Untersuchungen an der Äsche**

### **2.1 Einleitung**

Nicht zuletzt auch aufgrund der zunehmenden Gefährdung von Äschenbeständen in ganz Europa hat die Zahl von ökologischen Untersuchungen an verschiedenen Populationen dieser Art in Großbritannien, Frankreich, Skandinavien und Mitteleuropa in den letzten Jahren deutlich zugenommen. Vor allem die folgenden Aspekte wurden vermehrt untersucht: die aktuelle Bestandssituation der Äsche in ausgewählten Gewässern, Habitatwahl, Fortpflanzung und Ernährung sowie ökologische und durch menschliche Aktivitäten entstandene Einflüsse auf Bestand und Fitneß (Literaturüberblick in Dujmic, 1997; Guthruf, 1996; Verband deutscher Sportfischer e.V., 1997; Baars, 1999). Bei einem Vergleich der Körperstruktur einzelner Äschenpopulationen aus verschiedenen Gewässern Frankreichs wurden deutliche Unterschiede gefunden (Surre et al., 1986). In der Folge wurden erste genetische Untersuchungen durchgeführt, die belegen, daß erblich verankerte Unterschiede zwischen den Gewässern bestehen (Bouvet et al., 1990; Persat & Eppe, 1996; Snoj et al., 1999; Sušnik et al., 1999; Gross et al., in Druck).

Aufgrund der in Österreich in den letzten Jahren wachsenden Anzahl an fischökologischen Untersuchungen von Fließgewässern besteht auch hier eine relativ gute Kenntnis der aktuellen Bestandssituation der Äsche. Neben vergleichenden Daten zur Dichte und Biomasse gibt es auch Hinweise auf lokale Unterschiede in Wachstum, Kondition und Alterszusammensetzung zwischen einzelnen Beständen (Wiesbauer et al., 1991; Jungwirth et al., 1989, 1996). Weiters wurden auch Reproduktionsverhalten und Aufkommen von Äschen hinsichtlich möglicher Störeinflüsse, die Auswahl von natürlichen und künstlichen Laichhabitaten, die Mikrohabitatwahl im Vergleich mit anderen Salmoniden und mit dem Besatz anderer Arten verbundene Probleme untersucht (Wiesbauer et al., 1991; Uiblein & Jagsch, 1994; Schmutz, 1995; Kainz, 1998). Auch der Einfluß von Veränderungen in der Gewässerstruktur auf Äschenbestände durch Kraftwerke, Wehre oder Uferverbauungen wurde in einzelnen Gewässern genauer unter die Lupe genommen (Wiesbauer et al., 1991). Zudem liegen erste Ergebnisse zum Einfluß des Kormorans auf einzelne Äschenbestände vor (Kainz, 1994; Honsig-Erlenburg & Friedl, 1997).

In den meisten der bisher durchgeführten ökologischen Untersuchungen in Österreich war das Ziel allerdings meist eine generelle Bestandsaufnahme aller Fischarten oder das Aufzeigen der Auswirkung einzelner isolierter Faktoren auf den Äschenbestand in einem bestimmten Gewässer. Außerdem wurde noch kein Versuch unternommen, den Grad der lokalen Anpassung einzelner Äschenbestände genauer zu analysieren. Unter Berücksichtigung dieses zusätzlichen wichtigen Aspektes sollen im Rahmen der vorliegenden ökologischen Untersuchungen einzelne Gewässer und Gewässerstrecken hinsichtlich einer Vielzahl an potentiellen Faktoren, die den Bestand der Äsche beeinflussen können, verglichen werden. Als Ausgangspunkt für dieses integrative Vorhaben wurden vier in Oberösterreich gelegene Strecken der drei Fließgewässer Vöckla, Fuschler Ache und Enknach ausgewählt. Im Hinblick auf die parallel laufenden genetischen Untersuchungen wird dabei auch auf mögliche Unterschiede in Verhalten,

Körperform oder Physiologie zwischen und innerhalb der einzelnen Äschenbestände eingegangen. Weiters werden mit den Daten zur Größenzusammensetzung und durch die Bestimmung der auf Attacken von fischfressenden Vögeln rückschließbaren Verletzungen bei den untersuchten Äschen wichtige Grundlagen für die ornithologischen Begleituntersuchungen erbracht.

## 2.2 Material und Methoden

### 2.2.1 Befischungen

In vier ausgewählten Gewässerstrecken der Vöckla, Enknach und Fuschler Ache wurden zwischen 31. Juli 1997 und 28. Juli 1998 insgesamt 17 Befischungen mittels Elektroaggregat durchgeführt. Während die Enknach mit Rückenaggregat (1,5 kW, Gleichstrom) befishet wurde (Abb. 1 oben), war in den größeren Gewässern Vöckla und Fuschler Ache ein stationäres Aggregat (7 kW, Gleichstrom) im Einsatz (Abb. 1 unten). Die gefangenen Fische wurden in große, belüftete Hälterungen eingebracht. Mit Ausnahme der sehr schmalen Enknach wurden die Strecken meist in zwei Durchgängen befishet, da vor allem große Äschen beim ersten Befischungsdurchgang in breiteren Gewässern häufig entkommen. Diese Doppelbefischungen konnten auch zur Schätzung von Bestandsdaten herangezogen werden (siehe weiter unten). Die gefangenen Äschen wurden mit MS 222 betäubt, ausgezählt und Länge sowie Gewicht ermittelt. Weiters wurde auch nach Möglichkeit das Geschlecht bestimmt. Erst ab einer Totallänge (TL) von 30 cm konnten Männchen durch das wesentlich höhere hintere Ende der Rückenflosse von gleichgroßen oder größeren Weibchen zuverlässig unterschieden werden. Weiters wurde das Auftreten von durch Reiher oder Kormoran verursachten Schnabelverletzungen (Spuren von Schnabelhieben oder von Erfassen mit dem Schnabel) notiert. Von den anderen gefangenen Fischen wurden Artzugehörigkeit, Anzahl und in einigen Fällen auch Länge und Gewicht bestimmt.

Beim ersten Befischungstermin wurden die Äschen nach der Betäubung unter Verwendung der von Gollmann et al. (1986) beschriebenen Methode mit Alzianblau markiert (Abb. 2). Dabei wurden zwei Größenklassen unterschieden: Tiere der Größenklasse A (über 30 cm TL) wurden mit einem Punkt und Tiere der Größenklasse B (20–30 cm TL) mit zwei Punkten markiert. Kleine Äschen unter 20 cm TL wurden nicht markiert.

Von allen Äschen wurde der Konditionsfaktor nach Fulton bestimmt:

$$K = (L * 100) / (W^3),$$

wobei  $L$  die Totallänge in cm und  $W$  das Gesamtgewicht in g angibt. Nach Überprüfung auf Normalverteilung wurden die Konditionswerte dann mittels Einweg- bzw. Zweiweg-Varianzanalyse verglichen. Anschließend paarweise multiple Vergleiche erfolgten mit Tukey-Test. Weiters wurden Gewichts-Längenregressionen der logarithmierten Daten erstellt, dann auf Homogenität der Regressionsgeraden überprüft und abschließend mittels Kovarianzanalyse verglichen. Signifikante Veränderungen in der Zahl der Rückfänge markierter Tiere, Unterschiede in der Größen- oder Artenzusammensetzung und Abweichungen im Geschlechtsverhältnis wurden mittels G-Test (vgl. Sokal & Rohlf, 1995) bestimmt. Das Signifikanzniveau wurde bei allen verwendeten statistischen Methoden, wenn nicht anders angegeben, auf  $p < 0,05$  festgelegt.

Zur Abschätzung des kompletten befishbaren Bestandes an Äschen und als Grundlage für die Bestimmung der minimalen Populationsgröße wurden für eine ausgewählte Untersuchungsstrecke die Fang-Wiederfang-Daten und die durch zwei aufeinanderfolgende Befischungsdurchgänge erzielten Ausfangwerte herangezogen. Für die Schätzung mittels Fang-Wiederfang-Methode wurde ein nach Petersen modifiziertes Modell verwendet (Kwak, 1992). Die Berechnung anhand der Ausfangmethode folgte den in Bohlin et al. (1989) publizierten Formeln. In beiden Fällen wurden unter Verwendung eines für diesen Zweck angefertigten Software-Programmes von Kwak (1992) die geschätzten Bestandswerte sowie deren Standardabweichungen für unterschiedliche Längenklassen bestimmt.

Begleitend zu den Befischungen wurden von jeder Untersuchungsstrecke folgende Parameter ermittelt: Koordinaten der obersten und untersten Position jeder Strecke, Gesamtlänge, Breite,





**Abb. 1.** Oben: Befischung in der Enknach mit Rückenaggregat. Unten: Befischung in der Fuschler Ache mit stationärem Aggregat

*Fig. 1. Top: Sampling effort in the Enknach using a backpack electric fishing unit. Bottom: Sampling effort in the Fuschler Ache using a stationary electric fishing unit*



Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche, Bodensubstrat, Vegetationsdichte entlang der Ufer, Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Werte und Säurebindungsvermögen (SBV). Für die Ermittlungen der genauen Positions-Koordinaten wurde ein GPS-Gerät eingesetzt. Die Breitenmessungen erfolgten in konstanten Abständen von 30 m, wodurch eine Zahl von mindestens acht Messungen pro Strecke vorlag. Für die Berechnung der Befischungsfläche wurde die mittlere Breite verwendet. An jeder Position der Breitenmessung wurden in Abständen von 0,5 m (Enknach) und 1 m (Vöckla und Fuschler Ache) zur Erstellung eines 3D-Tiefenprofiles die Wassertiefe gemessen. Weiters wurde für jeden dieser Querschnitte die Maximaltiefe bestimmt und daraus für die jeweilige Strecke Mittelwert und Varianz berechnet. Die Oberflächen-Fließgeschwindigkeit wurde anhand von treibenden Objekten (Papierkügelchen) entlang einer 10 m langen Markierung an mindestens fünf verschiedenen Positionen gemessen. An jeder dieser Positionen wurden mehrere Messungen in

unterschiedlichen Strömungsbereichen durchgeführt und daraus die maximale Geschwindigkeit ermittelt. Aus diesen Werten wurden dann Mittelwert und Varianz berechnet. Genaue Bestimmung von Leitfähigkeit, pH-Wert und SBV erfolgten im Chemielabor des IGFS Scharfling. Die Sedimentbeschaffenheit des Grundes und die Vegetationsdichte an den Ufern wurden visuell bestimmt.



**Abb. 2.** Oben: Markierung einer Äsche mit Alzianblau. Unten: Eine mit zwei Punkten markierte Äsche der Größenklasse B (20–30 cm Totallänge)

*Fig. 2. Top: Marking of an individual grayling with alcian blue dye. Bottom: a grayling specimen of size class B (20–30 cm total length) marked with two blotches*

## 2.2.2 Vergleichende Untersuchungen der Körperform

Neunzehn Äschen aus der Vöckla und 54 aus der Enknach wurden nach der Befischung zur Untersuchung der Körperform in die Fischzucht des IGFS in Kreuzstein gebracht und dort kurz gehältert. Nach Betäubung mit MS 222 wurden von jedem Tier mit einer Schieblehre folgende Körpermaße ermittelt: Totallänge (TL), Standardlänge (SL), Kopflänge, Kopfhöhe, Maximalhöhe, Minimalhöhe, Brustflossenlänge, Bauchflossenlänge und Totalgewicht. Weiters wurde noch das Geschlecht anhand der Rückenflosse bestimmt. Danach wurden die Äschen wieder an der Entnahmestelle ausgesetzt. Die Daten der Exemplare mit über 30 cm TL (19 aus der Vöckla und 18 aus der Enknach) wurden nach Überprüfung auf Normalverteilung größenkorrigiert, d. h. es wurden nach Logarithmierung durch Regression mit der ebenfalls logarithmierten Standardlänge die Residuen bestimmt (vgl. Uiblein & Winkler, 1994). Die Regressionen waren alle hochkorelliert ( $r^2 > 0,83$ ) mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $p < 0,0001$ . Anschließend wurden die Residuen einer Einweg-Varianzanalyse und einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen (vgl. Uiblein & Winkler, 1994). Bei beiden statistischen Verfahren wurden mögliche Unterschiede sowohl zwischen den beiden Lokalitäten als auch zwischen den Geschlechtern berücksichtigt. Zusätzlich wurde für jeweils zwei entweder nach Geschlecht oder nach Gebiet aufgetrennte Gruppen eine kanonische Diskriminanzanalyse durchgeführt und aus den daraus errechneten Werten für jedes Einzeltier der Grad der Zuordnung (»Klassifikation«) zu den Gruppen bestimmt (vgl. Uiblein et al., 1998).

## 2.3 Ergebnisse

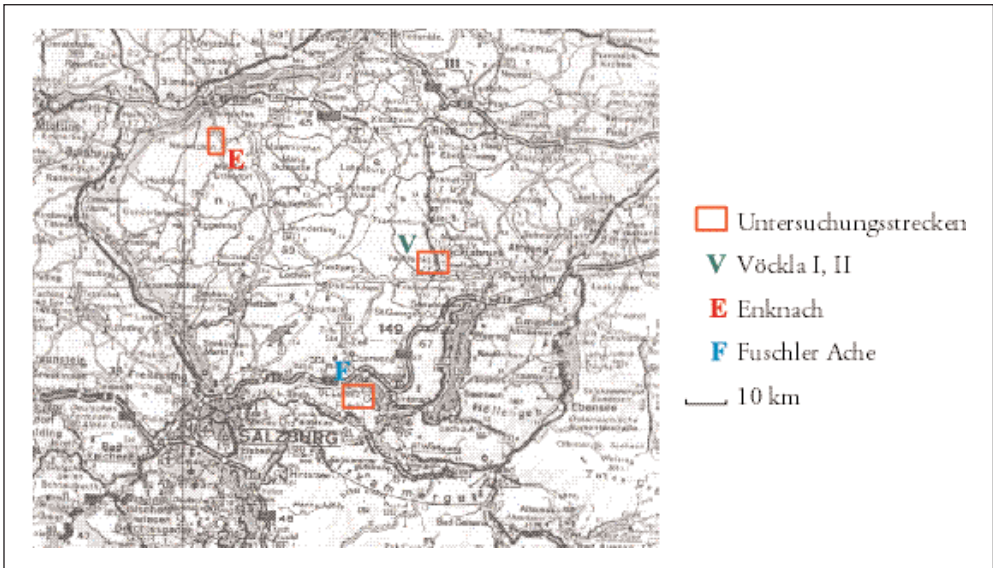
### 2.3.1 Daten zu den Untersuchungsgebieten

Die Meßdaten der im Verlauf der Untersuchungen in den vier Gewässerstrecken erhobenen physikalischen und chemischen Parameter sind in Tabelle 1 aufgelistet. Eine Übersichtskarte sowie Detailkarten und Fotos der jeweiligen Untersuchungsbereiche sind in den Abbildungen 3–7 dargestellt. Abbildung 8 zeigt ein 3D-Tiefenprofil jeder Gewässerstrecke im Vergleich. Deutlich sind Bereiche mit Kolken (Gumpen) und dazwischen liegende seichtere Furten sowie ausgedehnte Flachwasserzonen zu erkennen.

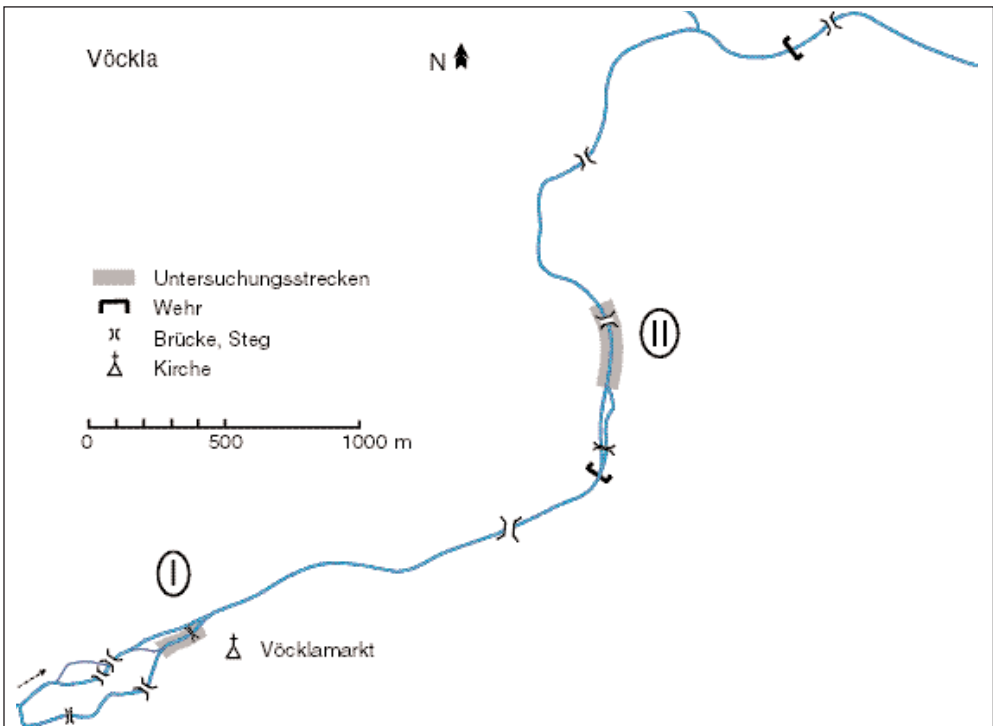
**Tabelle 1: Daten zu den vier untersuchten Gewässerstrecken.** Nähere Erklärungen dazu siehe Text.

*Table 1: Data on the four fish sampling sites*

	Vöckla I	Vöckla II	Enknach	Fuschler Ache
Position oben	48°00.15'N 13°28.84'E	48°00.67'N 13°30.15'E	48°11.43'N 13°02.70'E	47°50.06'N 13°19.54'E
Position unten	48°00.22'N 13°28.99'E	48°00.82'N 13°30.17'E	48°11.73'N 13°02.41'E	47°50.03'N 13°19.71'E
Seehöhe (m)	487	480	399	501
Gesamtlänge (m)	212	248	843	254
Länge des ob. Abschnitts	159	–	237	–
Breite (m)	11,18	12,58	3,37	11,38
Reichweite (Min.–Max.)	8,5–14,4	10,3–13,5	2,7–4,8	6,6–14,35
Varianz	2,77	0,99	0,26	7,11
Fläche (m <sup>2</sup> )	2370,2	3119,8	2840,9	2890,5
Maximaltiefe (cm)	53,63	59,25	38,52	75,56
Reichweite (Min.–Max.)	15–86	38–82	25–67	30–108
Varianz	684,84	295,64	122,26	1171,53
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0,18	1,10	0,93	0,84
Reichweite (Min.–Max.)	0,10–0,31	0,84–1,39	0,45–1,43	0,52–1,49
Varianz	0,007	0,045	0,166	0,114
Temperaturmaximum (°C)	16,7	16,7	19,1	19,0
Leitfähigkeit (µS/cm)	331	344	427	390
pH	8,16	8,03	8,40	8,20
SBV (mmol/l)	3,36	3,49	4,35	3,95



**Abb. 3.** Übersichtskarte mit Lage der Untersuchungsstrecken  
*Fig. 3. Overview map showing the locations of the sample sites*



**Abb. 4.** Detailkarte der Vöckla mit Einzeichnung der Lage der beiden Untersuchungsstrecken Vöckla I und Vöckla II  
*Fig. 4. Detailed map of the Vöckla showing the position of the two sample sites (Vöckla I and Vöckla II)*

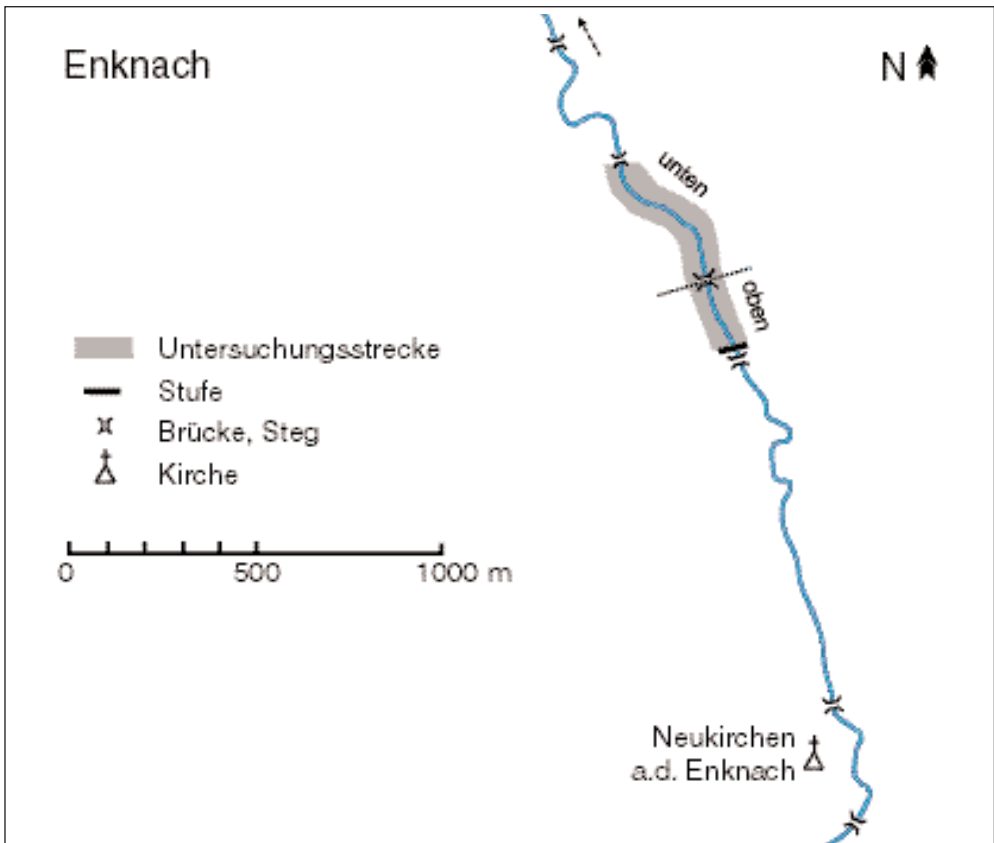
Die Befischungsflächen umfaßten zwischen 2,3 und 3,2 ha. Die Untersuchungsstrecke der Enknach ist bei geringerer Breite wesentlich länger als die drei anderen und zeigt einen stark gewundenen Verlauf. Überdies weist sie im Vergleich die geringste Seehöhe auf. Die mittlere Maximaltiefe und die Varianz der Maximaltiefen sind in der Enknach deutlich geringer als in den anderen Gewässern. Die Fuschler Ache weist vergleichsweise sehr hohe Maximaltiefen und eine hohe Varianz der Maximaltiefen auf.

Die Fließgeschwindigkeit ist in der Strecke Vöckla I am geringsten und zeigt in den drei anderen Strecken ähnlich hohe Werte. Die Enknach weist vor allem im Vergleich zu den beiden Vöckla-Strecken eine höhere Varianz der Fließgeschwindigkeit auf. Dies ist zum Teil auch auf den gewundenen Verlauf dieses schmalen Gewässers zurückzuführen. Die höchste bei den Befischungen im Sommer gemessene Wassertemperatur betrug an den vier Standorten zwischen 16,7 und 19,1° C. Leitfähigkeit, pH und Säurebindungsvermögen liegen in allen vier Untersuchungsstrecken in einem ähnlichen Bereich.



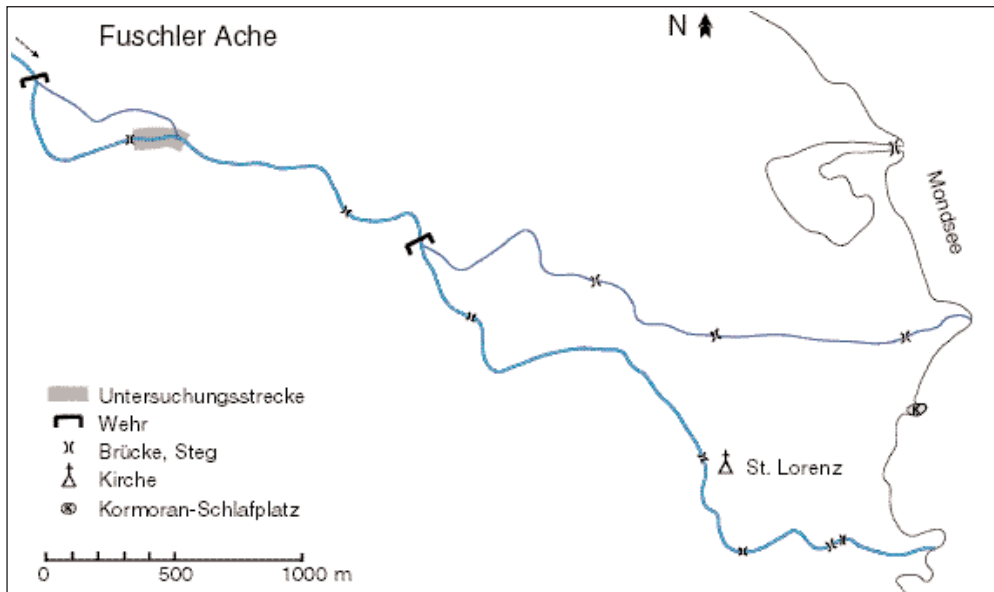
**Abb. 5.** Oben: Foto der Strecke Vöckla I. Unten: Foto der Strecke Vöckla II

*Fig. 5. Top: Photograph of the sample site Vöckla I. Bottom: Photograph of the sample site Vöckla II*



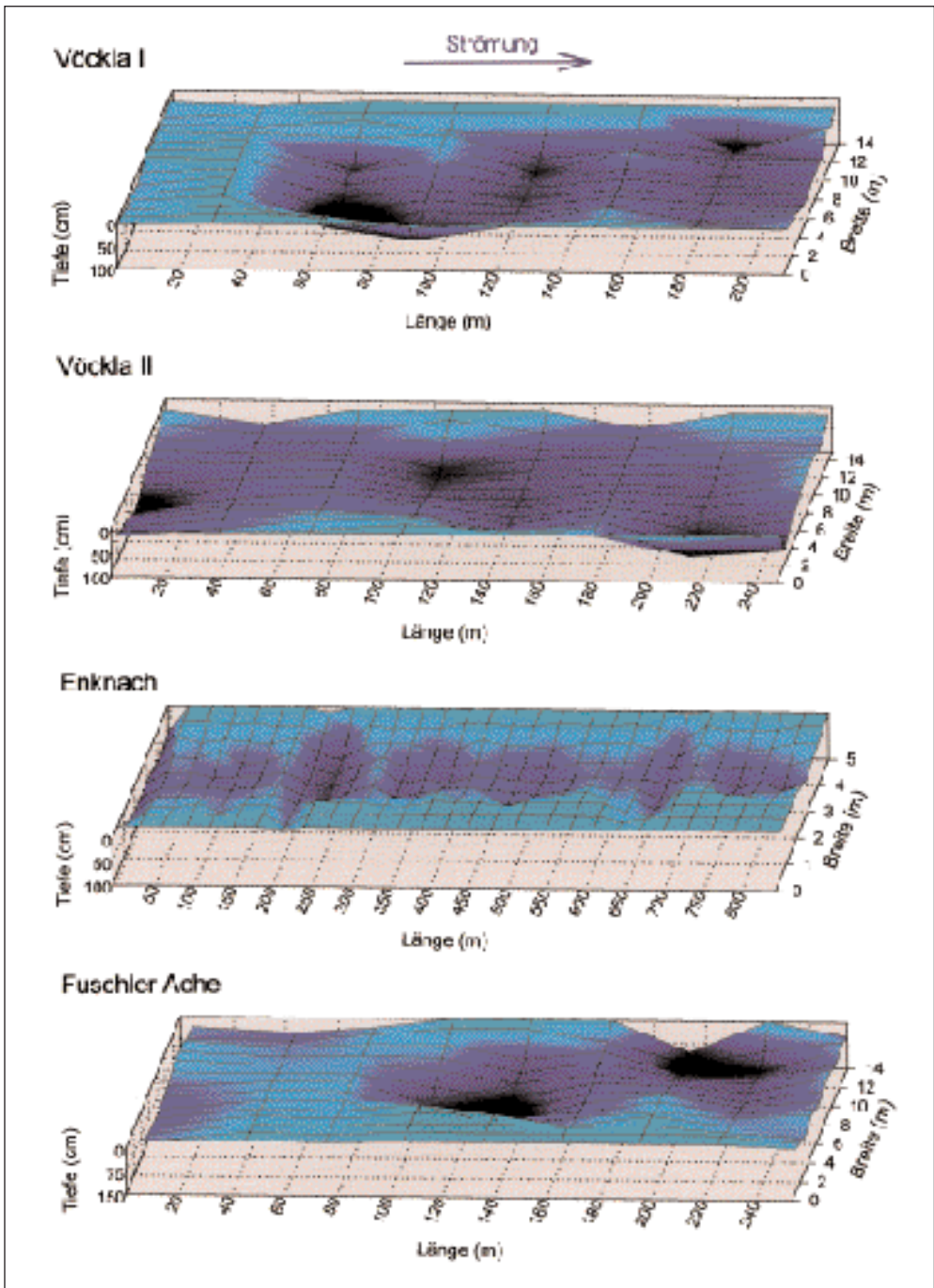
**Abb. 6.** Oben: Detailkarte der Enknach mit Einzeichnung der Lage der Untersuchungsstrecke und der Trennlinie zwischen oberem und unterem Untersuchungsabschnitt. Unten: Foto dieser Untersuchungsstrecke (oberer Abschnitt)

*Fig. 6. Top: Detailed map of the Enknach showing the position of the sample site and the division between the upper and the lower sampling section. Bottom: Photograph of this sample site (upper section)*



**Abb. 7.** Oben: Detailkarte der Fuschler Ache mit Einzeichnung der Lage der Untersuchungsstrecke. Die Position des Kormoran-Schlafplatzes am Mondsee ist ebenfalls eingezeichnet. Unten: Foto dieser Untersuchungsstrecke

*Fig. 7. Top: Detailed map of the Fuschler Ache showing the position of the sample site. The position of the roosts of overwintering cormorants at Mondsee is also indicated. Bottom: Photograph of this sample site*



**Abb. 8.** Dreidimensionale Darstellung der Tiefenverhältnisse in den vier Untersuchungsstrecken. Man beachte die unterschiedlichen Längen- und Tiefenskalen

*Fig. 8. Top: Three-dimensional graph showing the water-depth variation in the four fish sampling sites. Please note the different length and depth scales*



Die Sedimentzusammensetzung des Bodensubstrates ist in den vier Strecken stark gemischt mit größeren Steinen, Kies und Feinsediment. In der Strecke Vöckla I überwiegt allerdings die grobkörnige Sedimentstruktur. Die Ufervegetation ist sehr unterschiedlich ausgebildet. Vor allem die Strecke Vöckla II zeigte zu Anfang der Untersuchungen besonders im gesamten Bereich oberhalb der Brücke (vgl. Abb. 5) einen dichten Baumbestand an beiden Ufern mit teilweise überhängenden Ästen und Zweigen, der allerdings im weiteren Verlauf der Untersuchungsperiode rechtsufrig reduziert wurde. Entlang der Strecke Vöckla I ist die Ufervegetation etwas spärlicher. An der Fuschler Ache gibt es im Untersuchungsbereich nur im oberen Teil einen Baumbestand entlang beider Ufer. Weiter unten treten nur rechtsufrig dichtere Baumbestände auf. Die Enknach weist im gesamten Untersuchungsbereich nur ganz wenige Bäume oder Büsche auf.

### 2.3.2 Befischungsergebnisse

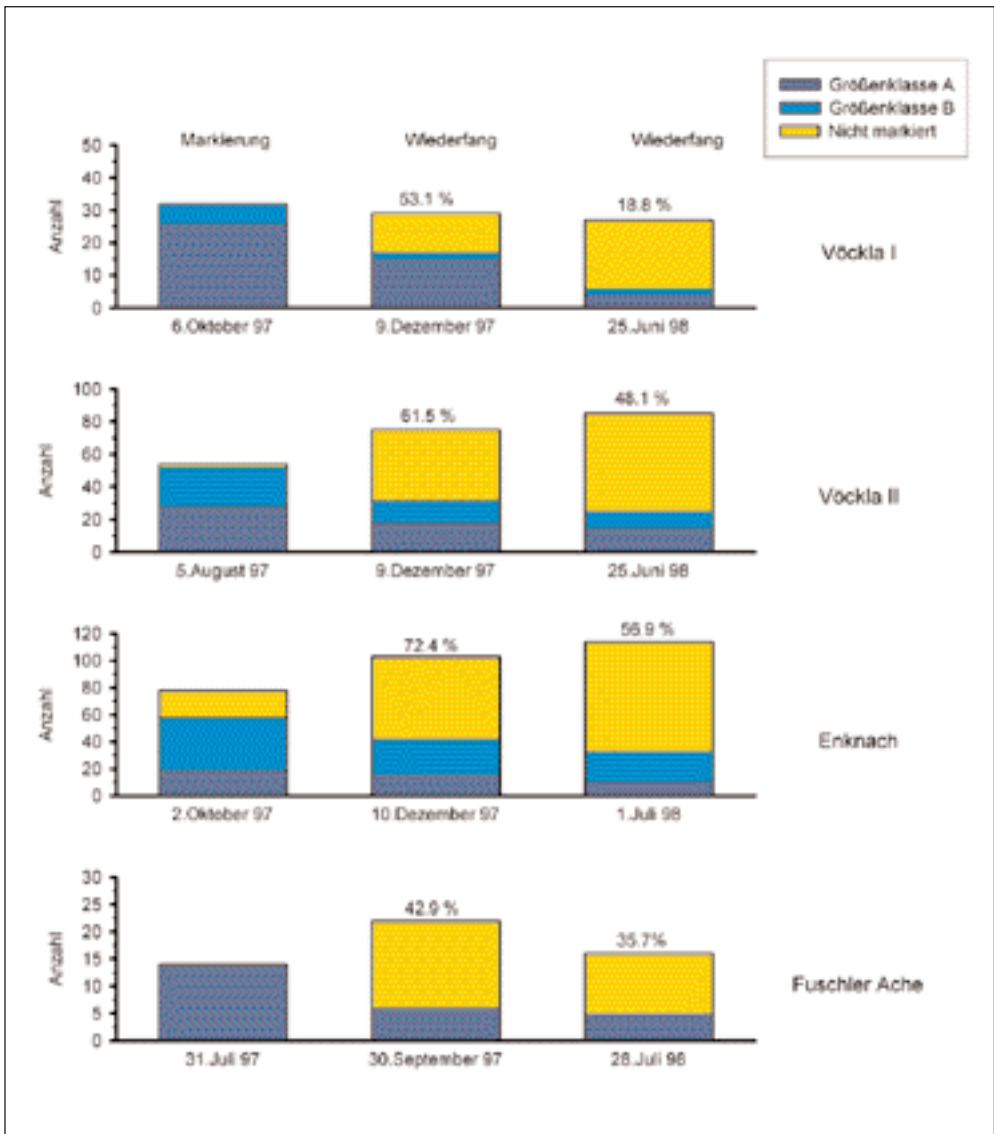
#### 2.3.2.1 Zahl und Biomasse der gefangenen Äschen

In jeder der vier Untersuchungsstrecken wurden vier Befischungen durchgeführt. In der Fuschler Ache erfolgte im Frühjahr noch eine Zusatzbefischung zur Beobachtung der Laichwanderungen. Die genauen Befischungstermine für jede Gewässerstrecke sowie Zahl und Biomasse der gefangenen Äschen sind in Tabelle 2 aufgelistet. In Vöckla II und Enknach wurden wesentlich mehr Äschen gefangen als in den beiden anderen Untersuchungsstrecken. Die geringe Fangzahl beim ersten Befischungstermin im Abschnitt Vöckla II erklärt sich dadurch, daß aus Zeitgründen (Markierung der Äschen) kein zweiter Befischungsdurchgang mehr durchgeführt wurde. In der Fuschler Ache sind trotz der geringen Anzahl an gefangenen Tieren die Biomassewerte sehr hoch, was auf eine in den oberen Bereich verschobene Größenverteilung hinweist (vgl. Kapitel 2.3.2.4).

**Tabelle 2: Auflistung der Befischungen** mit Anzahl (n) der Befischungsdurchgänge, Datum und Ergebnissen zu den gefangenen Äschen (Ä) und Markier-Wiederfang-Versuchen in den vier Untersuchungsstrecken. \* Beim 3. Befischungsdurchgang wurden Jungäschen im seichtwasserführenden Hauptarm der Vöckla gefangen. 3a ... Fang von Äschen während des Laichaufstieges in und oberhalb der Untersuchungsstrecke

*Table 2: List of the sampling campaigns carried out in the four sampling sites with number (n) of removal efforts, sample date and results of the collections and the mark-recapture experiments (Ä ... grayling)*

Gewässerstrecke	Befischung Nr.	n Durchgänge	Datum	n Ä	n/ha	kg Ä	kg/ha	n markiert	n retour	% retour
Vöckla I	1	2	05. 08. 97	19	80	7,33	30,91	19		
	2	2	06. 10. 97	23	97	8,87	37,44	13	10	52,6
	3	1	09. 12. 97	29	122	9,92	41,84		17	53,1
	4	1	25. 06. 98	27	114	6,46	27,27		6	18,8
Vöckla II	1	1	05. 08. 97	54	173	14,89	47,71	52		
	2	2	29. 09. 97	116	372	33,60	107,67		38	73,1
	3	1	09. 12. 97	75	240	21,91	70,23		32	61,5
	4	3*	25. 06. 98	85	272	27,29	87,46		25	48,1
Enknach	1	1	02. 10. 97	78	275	14,61	51,43	58		
	2	1	10. 12. 97	103	363	16,69	58,76		42	72,4
	3	1	09. 04. 98	95	334	18,85	66,37		40	69
	4	1	01. 07. 98	114	401	24,71	86,96		33	56,9
Fuschler Ache	1	1	31. 07. 97	14	48	15,54	54,74	14		
	2	2	30. 09. 97	22	76	20,46	70,77		6	42,9
	3	2	08. 04. 98	19	66	20,70	71,61		10	71,4
	3a	1	17. 04. 98	13	45	13,31	46,06		5	35,7
	4	2	28. 07. 98	16	55	13,47	46,59		5	35,7



**Abb. 9.** Anzahl der markierten und wiedergefangenen Äschen der Ausgangs-Größenklasse A (>30 cm TL) und B (20–30 cm TL) mit Prozentwerten für den Anteil der Wiederfänge und Angabe des Befischungstermines

*Fig. 9.* Number of marked and recaptured grayling of the original size class A (>30 cm TL) and B (20–30 cm TL) with percentage values for the recapture rate and indication of the sampling date

### 2.3.2.2 Markierversuche

Die Ergebnisse der Markierversuche sind in Tabelle 2 und Abbildung 9 dargestellt. Im Abschnitt Vöckla II und in der Enknach wurden beim ersten Befischungstermin 52 bzw. 58 Äschen markiert. In der Untersuchungsstrecke Vöckla I wurde durch Markierung von weite-

ren 13 Äschen beim zweiten Befischungstermin die Stichprobengröße erhöht. Aufgrund der sehr geringen Zahl an gefangenen Äschen in der Fuschler Ache wurden die Markier- und Wiederfangdaten aus dieser Strecke nicht in die statistische Auswertung miteinbezogen.

In den beiden Strecken der Vöckla und in der Enknach waren die Rückfänge vor allem bei den Befischungen im Dezember auffallend hoch. Aber auch etwa sieben Monate später, beim vierten Befischungstermin im Juni/Juli 1998, betrug der Anteil an Rückfängen in Vöckla II und Enknach noch immer 48 und 57 Prozent. Dagegen zeigte sich in der Strecke Vöckla I beim letzten Befischungstermin mit nur 19 Prozent eine signifikante Verringerung in der Wiederfangrate sowohl im Vergleich zu den anderen beiden Gewässerstrecken als auch in bezug auf die Zahl an zusätzlich gefangenen, nicht markierten Äschen. Letzterer Befund bleibt auch bei Nichtberücksichtigung der bei den Befischungen gefangenen kleinen Jungäschen (<20 cm TL) aufrecht.

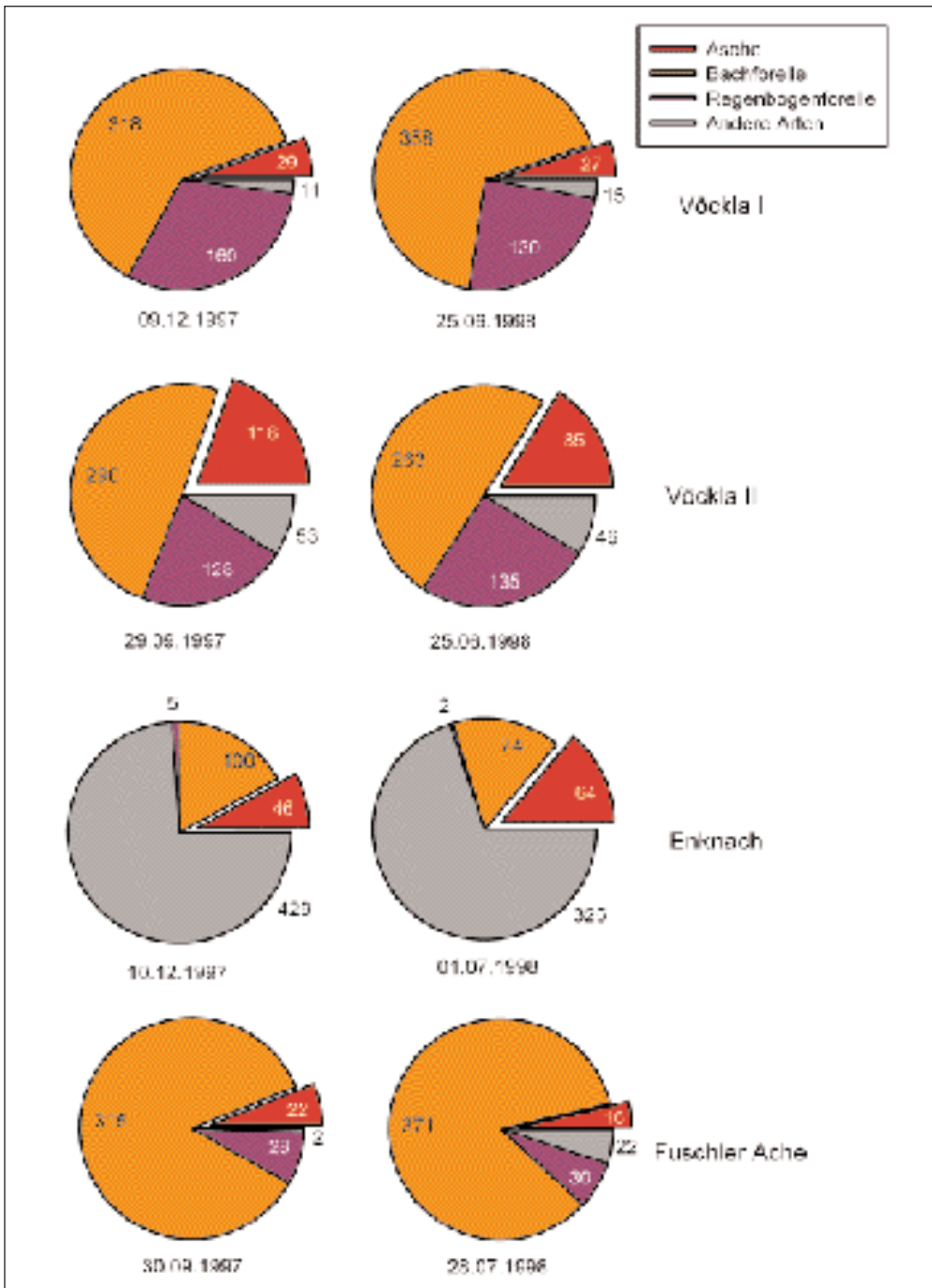
### 2.3.2.3 Artenzusammensetzung

Eine vollständige Liste der bei den 17 Befischungen gefangenen Arten mit Angabe der Prozentanteile für die am häufigsten vertretenen Taxa ist in Tabelle 3 aufgeführt. Insgesamt wurden 19 Arten gefangen, darunter auch einige Exemplare des Bachneunauges (*Lampetra planeri*) im Abschnitt Vöckla I, ein Neunachweis für dieses Gewässer. In Vöckla I und Enknach wurden überdies noch Hybriden zwischen Bachforelle und Bachsaibling, sogenannte »Tigerfische«, gefangen. Auch einige Exemplare der Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*), eine eng mit der Bachforelle verwandte Form, wurden registriert. Während in Fuschler Ache und Vöckla II nur je vier Arten gefangen wurden, zeigt die Enknach die höchste Artenvielfalt mit 16 Arten.

**Tabelle 3: Liste der gefangenen Arten bzw. Formen mit Angabe des Prozentanteiles (Reichweite) der jeweils häufigsten. Selten auftretende Taxa sind mit \* gekennzeichnet**

*Table 3: List of the collected species or forms with indication of the percentage of occurrence (range) of the most abundant species. Rare species are indicated with \**

Arten bzw. Formen	Vöckla I	Vöckla II	Enknach	Fuschler Ache
Bachneunauge ( <i>Lampetra planeri</i> )	*			
Aal ( <i>Anguilla anguilla</i> )	*			
Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> )	4–7%	16–21%	8–14%	4–13%
Bachforelle ( <i>Salmo trutta f. fario</i> )	62–70%	49–57%	16–28%	84–86%
Seeforelle ( <i>Salmo trutta f. lacustris</i> )	*		*	*
Regenbogenforelle ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )	25–32%	22–26%	<1%	3–8%
Bachsaibling ( <i>Salvelinus fontinalis</i> )	*		*	
Aitel ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	*		5–16%	
Barbe ( <i>Barbus barbus</i> )			*	
Güster ( <i>Blicca bjoerkna</i> )			*	
Schneider ( <i>Alburnoides bipunctatus</i> )			50–59%	
Nase ( <i>Chondrostoma nasus</i> )			*	
Rotfeder ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )			*	
Elritze ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )			*	
Schleie ( <i>Tinca tinca</i> )	*			
Karpfen ( <i>Cyprinus carpio</i> )			*	
Flußbarsch ( <i>Perca fluviatilis</i> )			*	
Hecht ( <i>Esox lucius</i> )			*	
Koppe ( <i>Cottus gobio</i> )	1–2%	9%	3–6%	1–5%
Gründling ( <i>Gobio gobio</i> )			<1%	
Artenzahl:	9	4	16	4



**Abb. 10.** Zahlenmäßiger Anteil der drei häufigsten Salmonidenarten in den vier Strecken an zwei Befischungsterminen

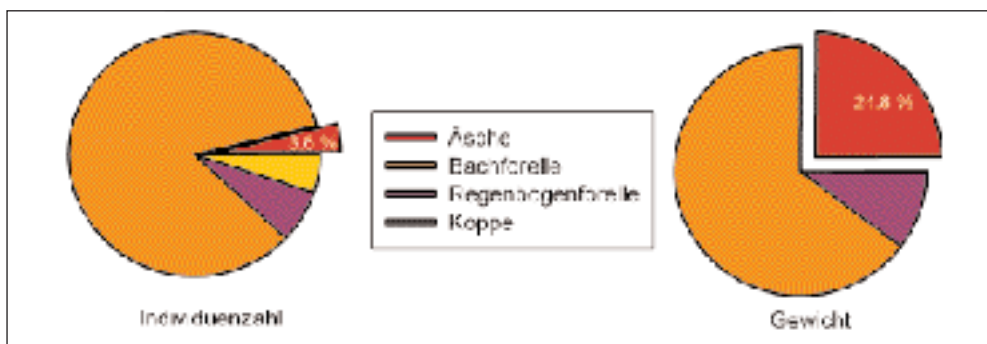
*Fig. 10. Numerical portion of the three most common salmonid species collected in the four sample sites on two different sampling dates*



Art	Zahl	Zahl/ha	%	Gewicht (kg)	kg/ha	%
Äsche	64	695	13,8	12,2	132,4	37,8
Bachforelle	74	803	15,9	8,3	90,1	25,7
Regenbogenforelle	2	22	0,4	0,3	3,3	0,9
Koppe	13	141	2,8	0,3	3,3	0,9
Aitel	24	261	5,2	5,8	63,0	18,0
Schneider	274	2974	58,9	0,5	5,4	1,5
Andere Arten	14	152	3	4,9	53,2	15,2
Gesamt	465	5048	100	32,3	350,7	100

**Abb. 11.** Zahl und Gewicht der in der Enknach im oberen Abschnitt (Befischung Nr. 4) gefangenen häufigen Arten mit tabellarischer und grafischer Darstellung ihrer numerischen und gravimetrischen Anteile

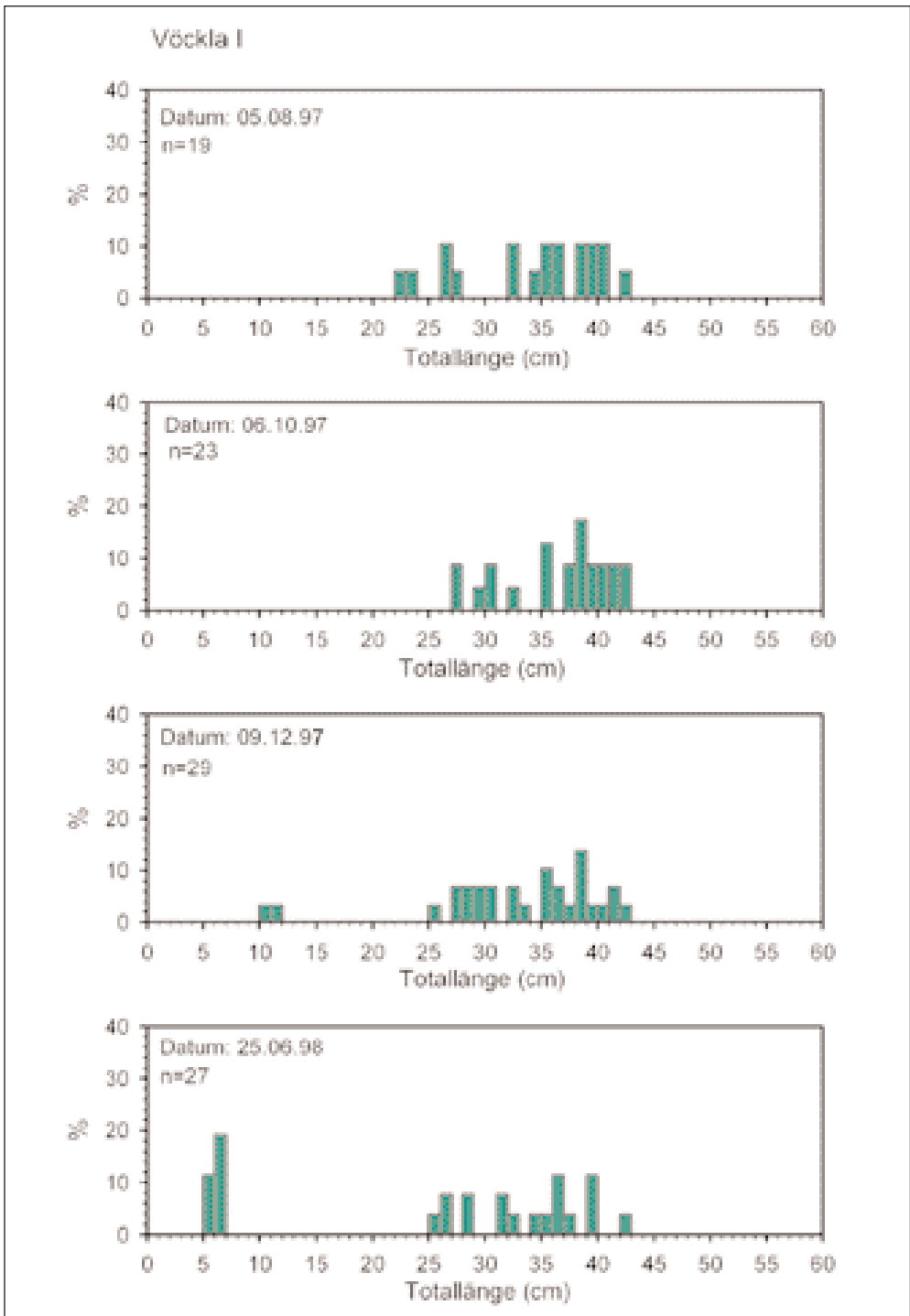
*Fig. 11. Number and weight of the species frequently collected in the upper section of the Enknach (sampling campaign nr. 4) with tabular and graphical display of their numerical and gravimetric portions*



Art	Zahl	Zahl/ha	%	Gewicht (kg)	kg/ha	%
Äsche	16	55	3,6	13,5	46,6	24,8
Bachforelle	371	1284	84,5	35,2	121,9	65
Regenbogenforelle	30	104	6,8	5,5	19,0	10,1
Koppe	22	76	5,0	0,1	0,2	0,1
Gesamt	439	1519	100	54,2	187,7	100

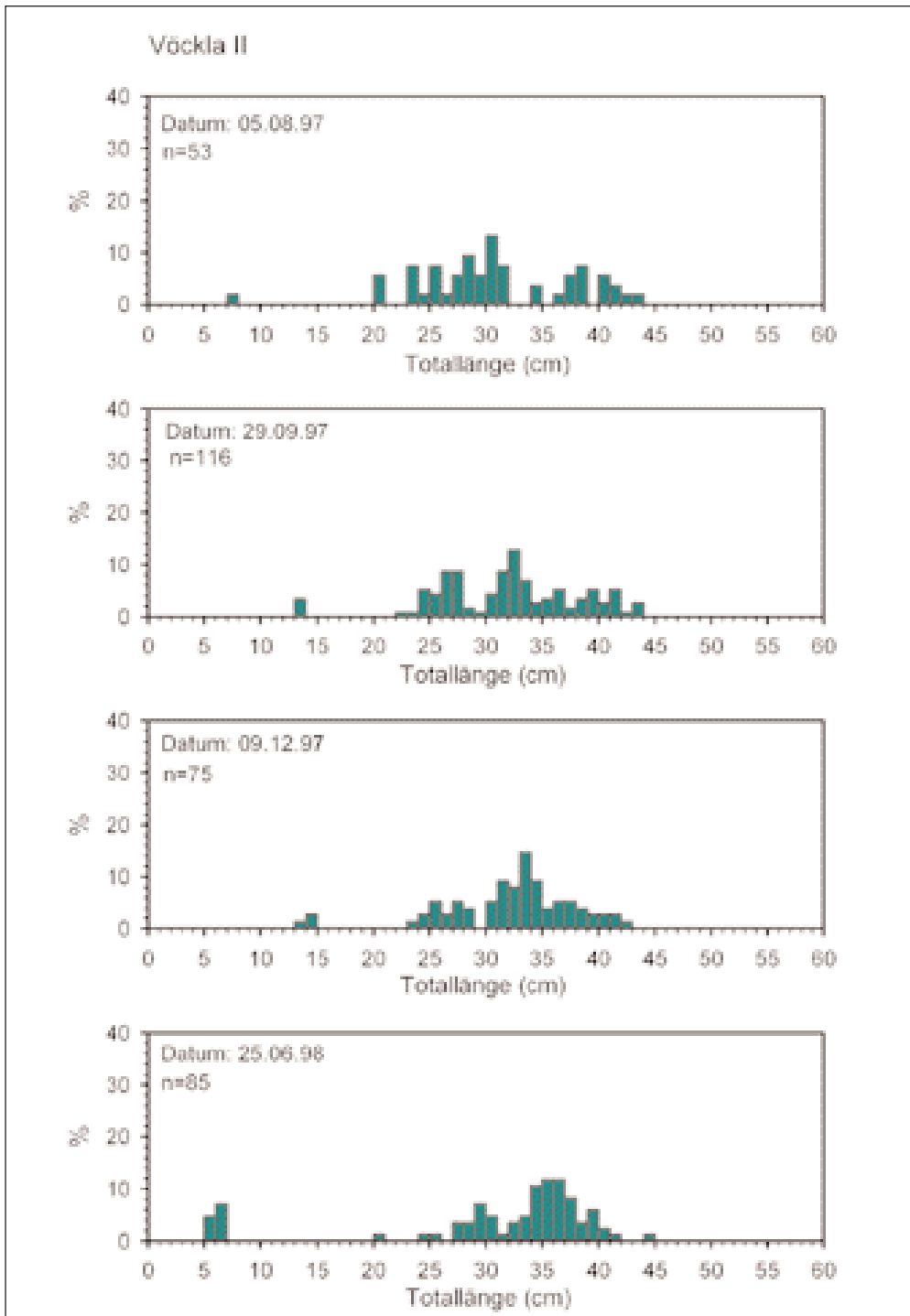
**Abb. 12.** Zahl und Gewicht der in der Fuschler Ache (Befischung Nr. 4) gefangenen häufigen Arten mit tabellarischer und grafischer Darstellung ihrer numerischen und gravimetrischen Anteile

*Fig. 12. Number and weight of the species frequently collected in the Fuschler Ache (sampling campaign nr. 4) with tabular and graphical display of their numerical and gravimetric portions*



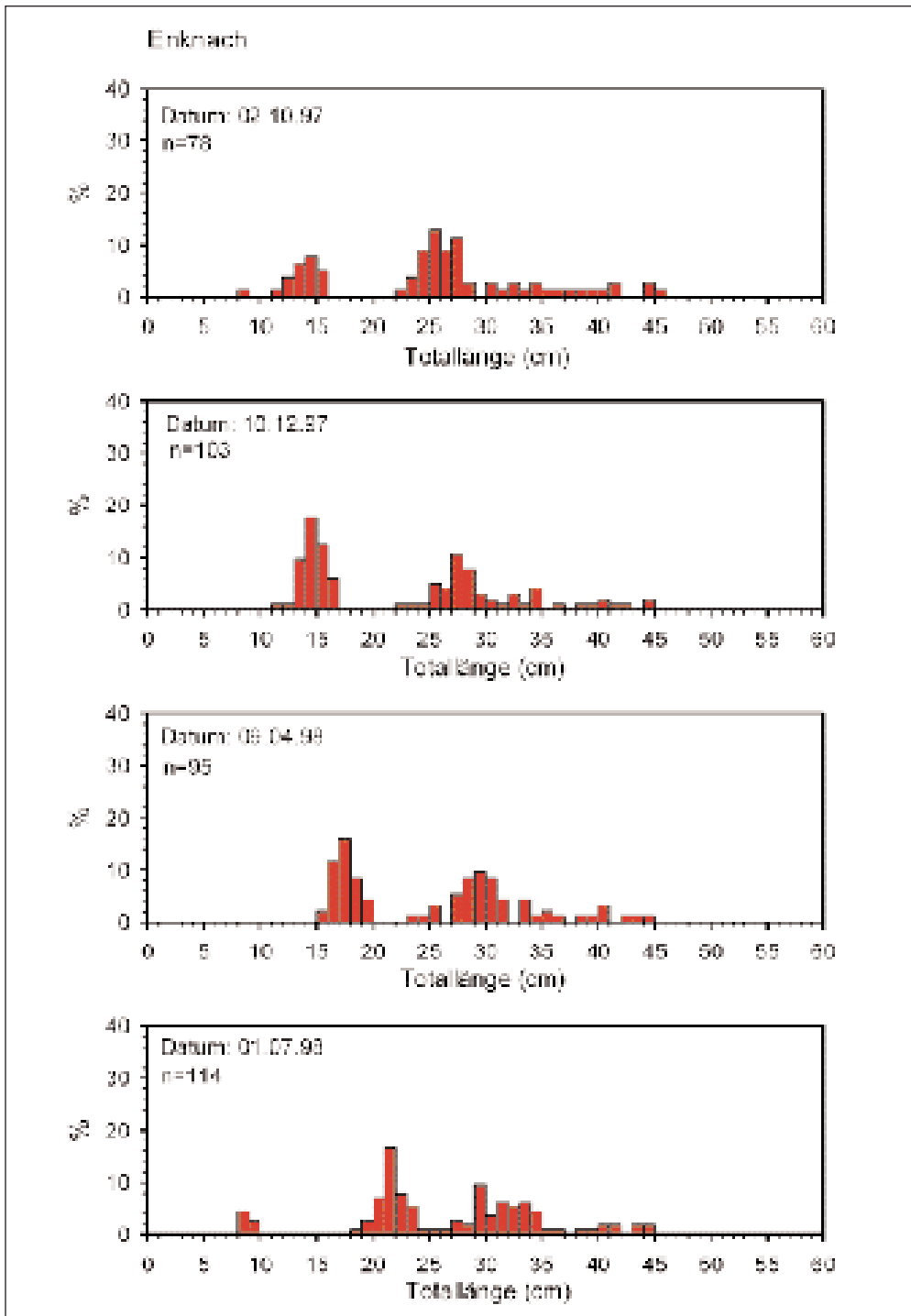
**Abb. 13.** Längenverteilung der in der Untersuchungsstrecke Vöckla I an vier Befischungsterminen gefangenen Äschen

*Fig. 13. Length distribution of the grayling collected in the sample site Vöckla I during four sampling campaigns*



**Abb. 14.** Längenverteilung der in der Untersuchungsstrecke Vöckla II an vier Befischungsterminen gefangenen Äschen

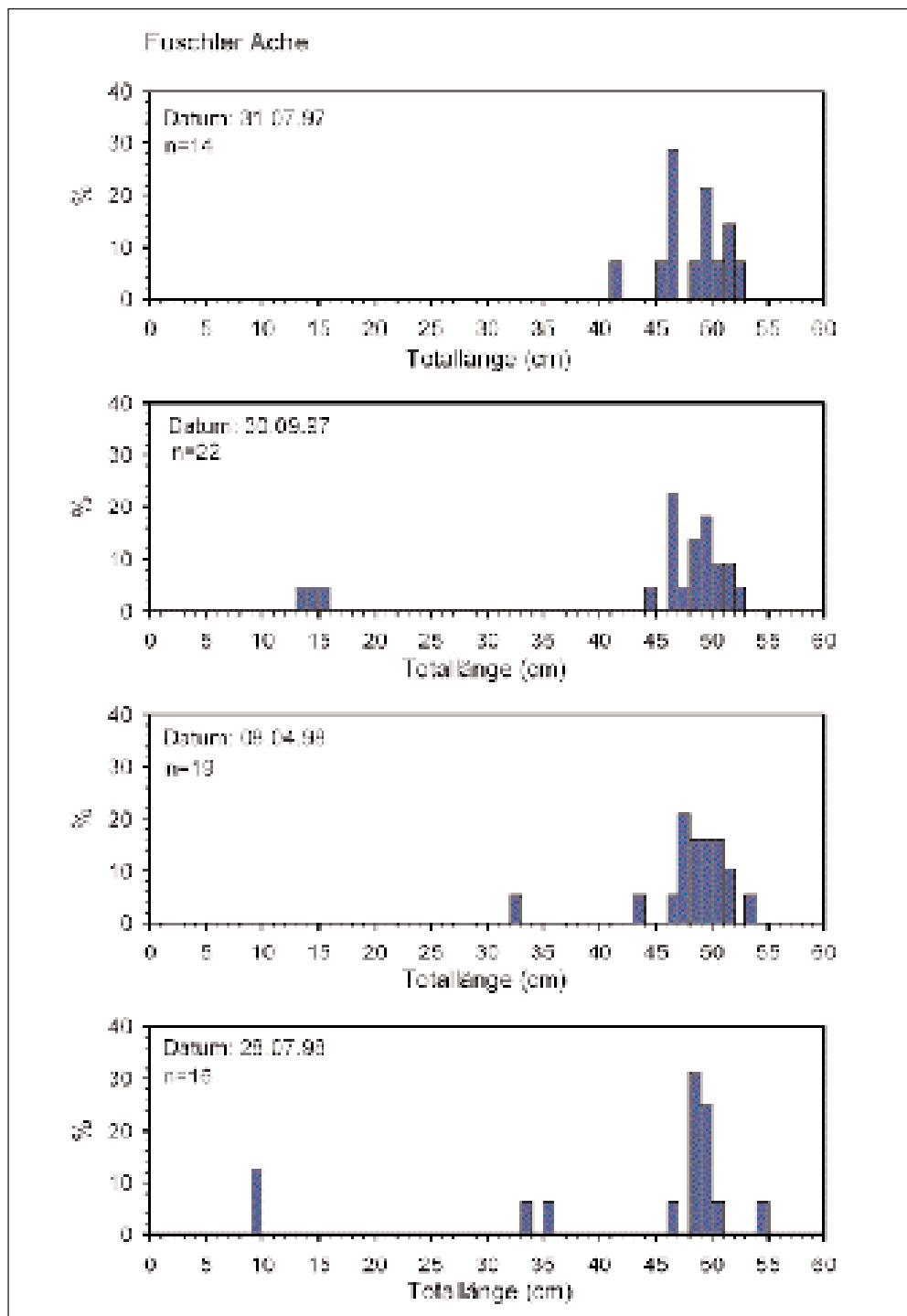
*Fig. 14.* Length distribution of the grayling collected in the sampling site Vöckla II during four sampling campaigns



**Abb. 15.** Längenverteilung der in der Untersuchungsstrecke Enknach an vier Befischungsterminen gefangenen Äschen

*Fig. 15.* Length distribution of the grayling collected in the sample site Enknach during four sampling campaigns





**Abb. 16.** Längenverteilung der in der Untersuchungsstrecke Fuschler Ache an vier Befischungsterminen gefangenen Äschen

*Fig. 16.* Length distribution of the grayling collected in the sample site Fuschler Ache during four sampling campaigns

Eine Häufigkeitsverteilung der drei Lachsartigen Äsche, Bachforelle und Regenbogenforelle für die vier Untersuchungsstrecken ist in Abbildung 10 dargestellt. Auffallend ist der hohe Anteil an Regenbogenforellen in den beiden Untersuchungsstrecken der Vöckla, der hohe Anteil an nicht zu den Salmoniden gehörenden Fischen in der Enknach und der geringe numerische Anteil der Äschen in der Fuschler Ache.

In der Enknach wurde im oberen Abschnitt (vgl. Abb. 6) beim letzten Befischungstermin die Anzahl an Individuen und die Biomasse für alle Arten bestimmt (Abb. 11). Zahl und Biomasse der Äschen sind in diesem flächenmäßig kleineren Teilabschnitt, verglichen mit der gesamten Untersuchungsstrecke der Enknach, relativ hoch (siehe auch Tab. 2, Befischung Nr. 4). Ein deutlicher Unterschied zwischen Zahl und Biomasseanteil ist bei den Äschen, Bachforellen, Aitel (*Leuciscus cephalus*) und Schneidern (*Alburnoides bipunctatus*) zu erkennen. Aufgrund einiger großer Exemplare des unter »andere Arten« aufgeführten Hechtes (*Esox lucius*) sind auch bei dieser Kategorie deutliche Unterschiede in Zahl und Biomasse ersichtlich. Ähnliche Unterschiede zeigen sich auch bei der Befischung Nr. 4 in der Fuschler Ache bezüglich der Äsche (Abb. 12): Gegenüber einem numerischen Anteil von 3,6% war der gravimetrische Anteil 24,8 Prozent. Wie im nächsten Kapitel gezeigt wird, handelt es sich dabei fast ausnahmslos um große Exemplare, während kleinere fast völlig fehlen.

#### 2.3.2.4 Länge, Kondition und Wachstum der Äschen

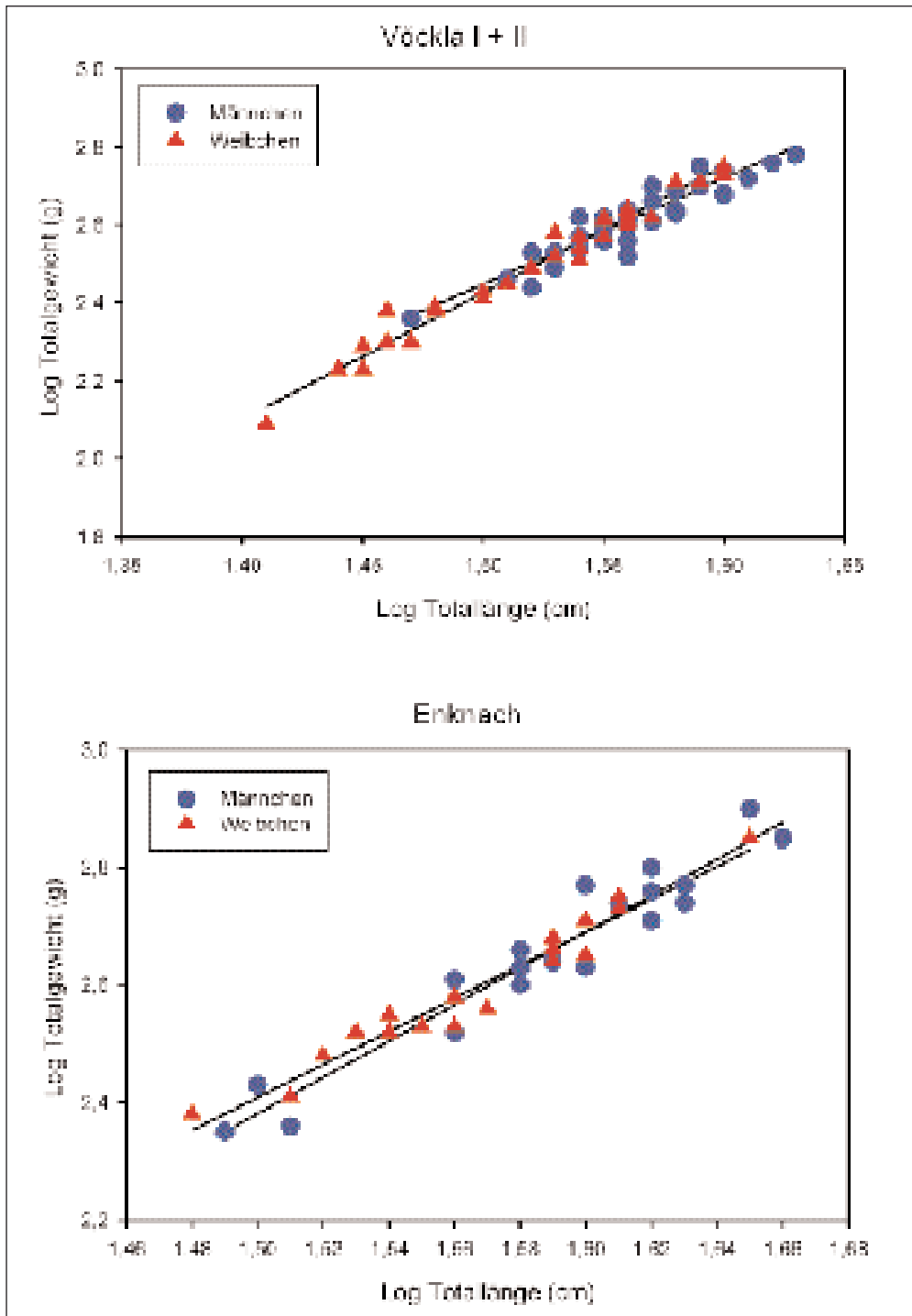
In der Längenverteilung der Äsche treten deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Befischungen und Gewässern auf (Abb. 13–16). In der Enknach (Abb. 15) können die zwei jüngsten Altersklassen, d. h. einsömmrige Äschen (Altersklasse 0+) und zweisömmrige Äschen (Altersklasse 1+), in ihrem Längenwachstum während der ersten drei Befischungen verfolgt werden. In der Vöckla II (Abb. 14) kann zwischen der zweiten und der vierten Befischung das Wachstum der beiden jüngsten Altersklassen sehr gut verfolgt werden.

Die Altersklasse 1+ weist in Vöckla II und Enknach im Frühherbst (29. September bis 2. Oktober 1997) eine ähnliche Längenverteilung mit Medianen von 26 bis 27 cm TL auf. Bei der vierten Befischung Anfang Sommer 1998 kommen in beiden Bereichen neue Jungäschchen hinzu. Auch in den zwei anderen Untersuchungsstrecken treten zu dieser Zeit Jungäschchen der Altersklasse 0+ auf.

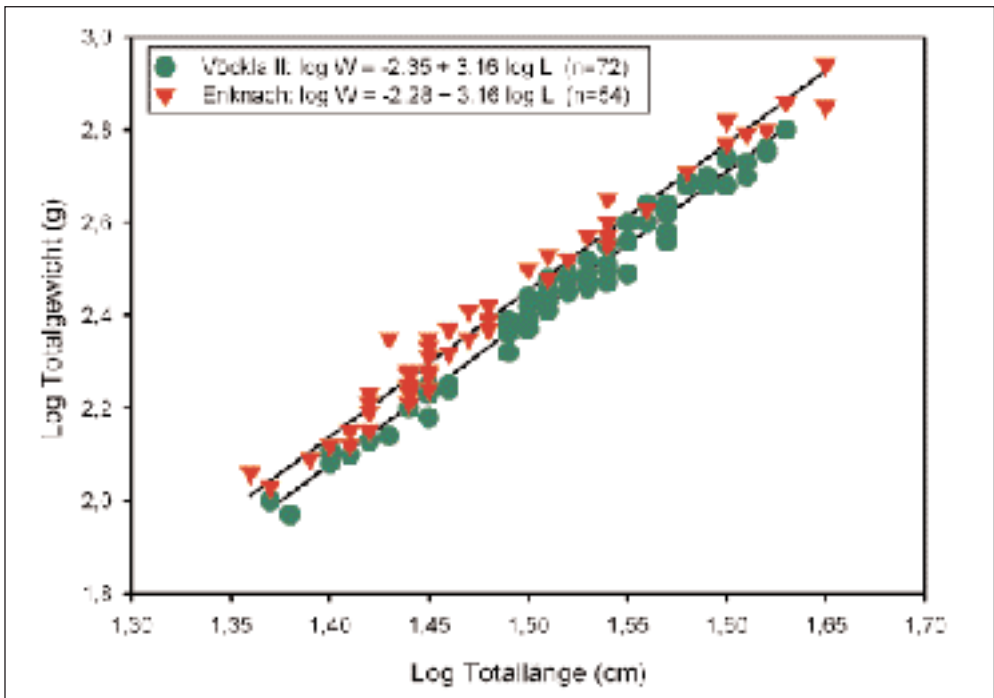
Verglichen mit den anderen Gewässern zeigt sich in der Enknach (Abb. 15) durchwegs ein sehr großer Anteil an jungen Äschen der Ausgangs-Altersklasse 0+ (entspricht der Altersklasse 1+ bei Befischung Nr. 4) und ein relativ geringer Anteil an großen Äschen mit über 35 cm Totallänge. Dagegen läßt sich in der Fuschler Ache (Abb. 16) neben dem insgesamt sehr geringen numerischen Äschenbestand auch ein fast komplettes Fehlen der kleineren Exemplare aus mindestens vier Altersklassen feststellen. So traten bei allen Befischungen in der Fuschler Ache ausschließlich oder fast ausschließlich nur große Tiere von über 40 cm TL auf.

Zur Ermittlung der Längen-Gewichtsverhältnisse für die beiden Gewässerstrecken Enknach und Vöckla II, in denen Äschen in genügend hoher Zahl auftraten, wurden zuerst Regressionen für Männchen und Weibchen getrennt erstellt (Abb. 17). In beiden Gewässern besteht jedoch eine starke Überlappung zwischen den Geschlechtern, was ein Zusammenlegen der Daten von Männchen und Weibchen erlaubte. Zwischen den beiden Gewässern traten signifikante Unterschiede im Längen-Gewichtsverhältnis auf mit höheren Werten für die Enknach (Abb. 18).

Auch bezüglich der Kondition, die nur außerhalb der Laichzeit bestimmt wurde, sind keine Geschlechtsunterschiede feststellbar, was hier ebenfalls ein Zusammenlegen der Werte für Männchen und Weibchen ermöglichte. Allerdings besteht zwischen Körperlänge und Kondition ein hochsignifikanter Zusammenhang ( $r^2 = 0,62$ ;  $p < 0,0001$ ), wobei größere Tiere eine höhere Kondition aufweisen (Abb. 19). Dies machte einen getrennten Vergleich der Kondition von Äschen unterschiedlicher Längenbereiche nötig. Zu diesem Zweck wurden, ähnlich wie für die Markierexperimente, zwei Größenklassen gebildet: Größenklasse A (>30 cm TL) und Größenklasse B (20–30 cm TL). Abbildung 20 zeigt die mittleren Konditionswerte für

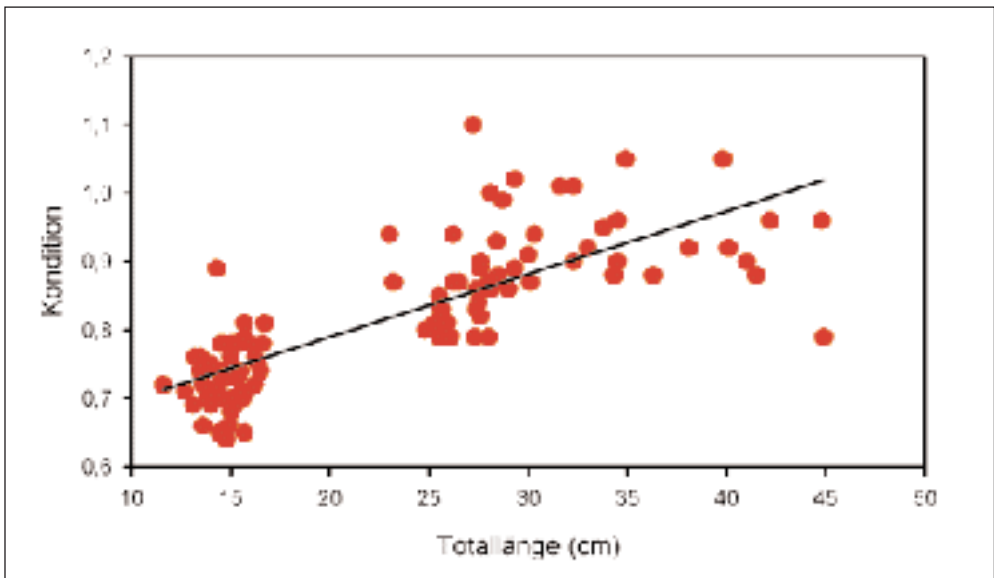


**Abb. 17.** Längen-Gewichtsverhältnis der bei den letzten Befischungen (Nr. 4) in der Vöckla (Daten beider Strecken zusammen genommen) sowie in der Enknach gefangenen männlichen und weiblichen Äschen  
*Fig. 17. Top: Length-weight relationship of male and female grayling collected during the last sampling campaign (nr. 4 respectively) in the Vöckla (data from both stretches were pooled) and the Enknach*



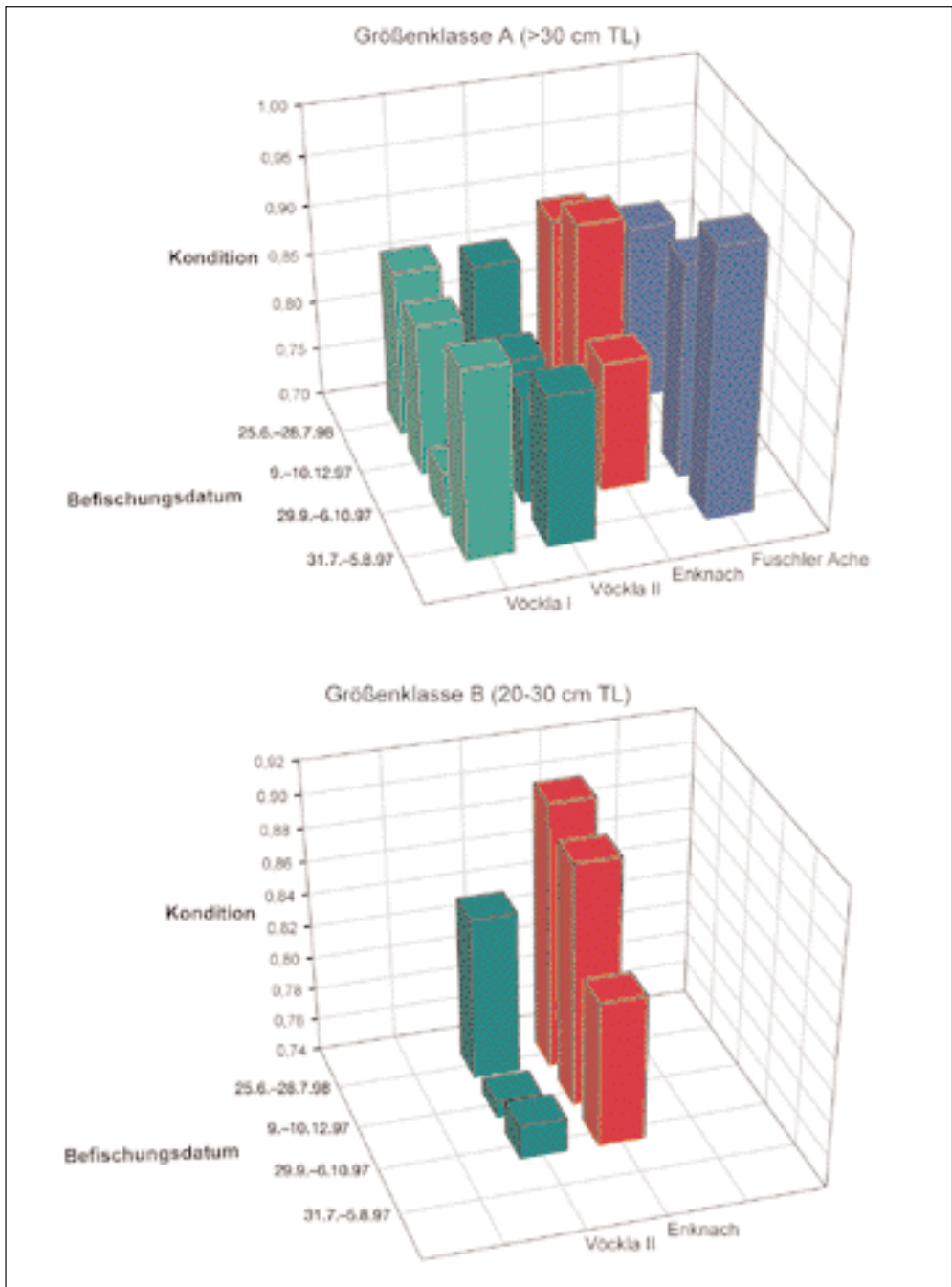
**Abb. 18.** Längen-Gewichtsverhältnis mit Angabe der Regressionsgleichungen für die beim Befischungs-termin im Dezember 1997 in Vöckla II und Enknach gefangenen Äschen (>20 cm TL)

*Fig. 18. Length-weight relationship with indication of the regression equations for the grayling (>20 cm TL) collected in Vöckla II and Enknach during the sampling campaigns in December 1997*



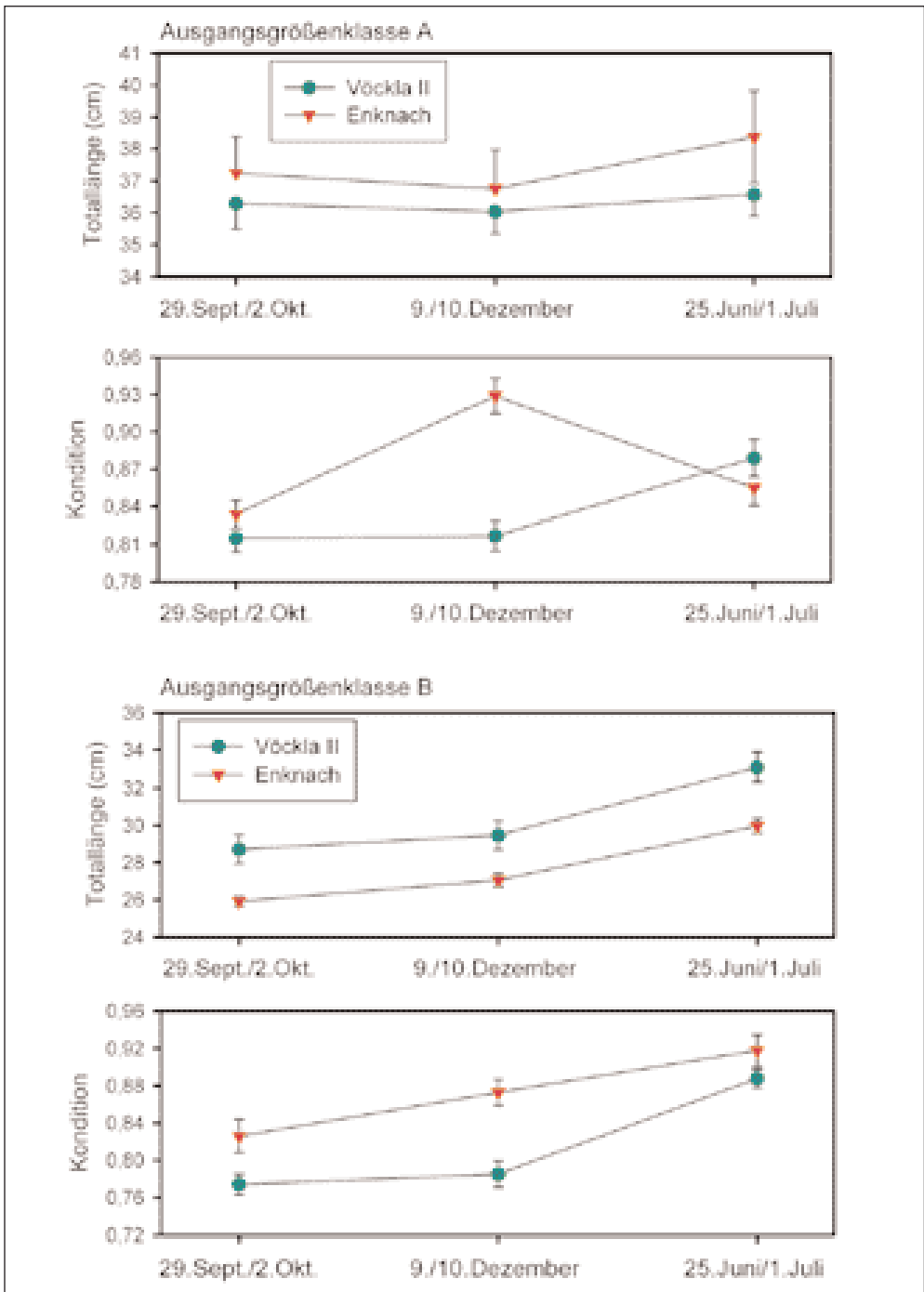
**Abb. 19.** Zusammenhang zwischen Fulton'schem Konditionsfaktor und Totallänge bei im Dezember 1997 in der Enknach gefangenen Äschen

*Fig. 19. The relationship between the Fulton condition factor and total length of grayling collected in the Enknach in December 1997*



**Abb. 20.** Oben: Fulton'scher Konditionsfaktor (Mittelwerte) der in der jeweiligen Untersuchungsstrecke während einer bestimmten Zeitperiode gefangenen Äschen der Größenklasse A (>30 cm TL). Unten: Fulton'scher Konditionsfaktor der in Vöckla II und Enknach während einer bestimmten Zeitperiode gefangenen Äschen der Größenklasse B (20-30 cm TL)

*Fig. 20. Top: Fulton condition factor (mean values) of grayling from size class A (>30 cm) collected in the respective sampling site during a certain time period. Bottom: Fulton condition factor (mean values) of grayling from size class A (20-30 cm TL) collected in the respective sampling sites during a certain time period*



**Abb. 21.** Totallängen und Konditionswerte der markierten Äschen der Ausgangs-Größenklasse A (>30 cm TL; oben) und B (20–30 cm TL; unten) an drei jeweils nahe zusammenfallenden Befischungsterminen in Vöckla und Enknach; mit Standardfehler des Mittelwertes

*Fig. 21. Total length and condition values of marked grayling belonging to the original size class A (>30 cm TL; on top) and B (20–30 cm TL; on bottom) at three closely occurring sampling dates in Vöckla II and Enknach*

die beiden Größenklassen. Von Größenklasse B konnte aufgrund der geringen Individuenzahl in den beiden Strecken nur ein Vergleich zwischen Enknach und Vöckla II durchgeführt werden. In allen Fällen zeigten die Äschen der Vöckla im Vergleich zu den beiden anderen Gewässern signifikant niedrigere Werte.

Ein weiterer Hinweis dafür, daß die Äschen der Vöckla eine niedrigere Kondition aufweisen, kommt aus dem Vergleich der Konditionswerte der markierten Tiere, die bei drei jeweils zeitlich zusammenfallenden Befischungen in Enknach und Vöckla II gefangen wurden (Abb. 21). Hier wurden die Größenklassen aufgrund ihrer Ausgangslänge bei der Markierung (ein Punkt: >30 cm TL, zwei Punkte: 20–30 cm TL) unterschieden. Dadurch konnten Veränderungen in Längenwachstum und Kondition bei Tieren, die aus der gleichen Teilpopulation stammen, über einen Zeitraum von etwa zehn Monaten verfolgt werden.

Bei Größenklasse A traten in dieser Untersuchungsperiode keine deutlichen Veränderungen im Körperwachstum und keine Unterschiede zwischen den beiden Lokalitäten auf. Die Kondition veränderte sich aber signifikant, wobei die Enknach-Äschen im Dezember eine deutliche Erhöhung der Kondition zeigten, während bei den Vöckla-Äschen erst bei der letzten Befischung eine Erhöhung der Kondition auftrat. Dabei lagen die Konditionswerte der Enknach-Äschen nur bei der Befischung im Dezember deutlich über den Werten der Vöckla-Äschen, was sich in der Zweifach-Varianzanalyse durch eine signifikante Interaktion bemerkbar machte. Größenklasse B aus der Vöckla zeigte im Vergleich zur Enknach-Äsche eine durchwegs höhere Körperlänge, welche auf eine unterschiedliche Größenzusammensetzung in den beiden Gewässern zurückzuführen ist (vgl. die Werte innerhalb des Längenbereiches von 20–30 cm TL in Abb. 14 und Abb. 15). Deutlich läßt sich das Wachstum bei beiden Äschenbeständen mit einer signifikanten Erhöhung zwischen den einzelnen Befischungsterminen verfolgen. In der Kondition zeigen sich wieder deutliche Unterschiede zwischen den beiden Gewässern. Obwohl die mit zwei Punkten markierten Enknach-Äschen kleiner sind als die der Vöckla, weisen sie eine signifikant höhere Kondition auf. Dabei zeigt sich – im Unterschied zur nicht mehr wachsenden Größenklasse A – auch eine mit dem Wachstum einhergehende signifikante Erhöhung der Kondition zwischen der ersten und letzten Befischung in beiden Gewässern. In der Vöckla II nimmt die Kondition erst zwischen Dezember 1997 und Sommer des nächsten Jahres deutlich zu, während die Kondition in der Enknach sich kontinuierlich erhöht.

### 2.3.2.5 Bestandsschätzung

Die mittels Markier-Wiederfang-Methode zwischen dem ersten und zweiten Befischungstermin und durch Ausfischung in zwei Durchgängen am zweiten Termin für die Strecke Vöckla II ermittelten Schätzwerte für den Gesamtbestand an Äschen sind in den Tabellen 4

**Tabelle 4: Mittels Markier-Wiederfang-Methode geschätzter Gesamtbestand der Strecke Vöckla II für einzelne Längenklassen.** Die Gesamtzahl und der Prozentwert für Wiederfänge markierter Tiere der beim 2. Befischungstermin (1. Durchgang) gefangenen Äschen sind ebenfalls angegeben

*Table 4: Total stock size in the sample site Vöckla II for various length classes estimated by the mark-recapture method. The total number and percentage values for recaptures of marked individuals during the second sampling date (first removal effort) are also shown*

Totallänge (cm)	Gesamtzahl	Wiederfang in %	Bestandszahl (n/ha)	Standardabweichung	Biomasse (kg/ha)	Standardabweichung
20–25	8	12	129,8	66,1	14,7	7,5
25–30	25	36	141,7	33,5	21,0	5,0
30–35	33	33	118,1	26,3	33,1	7,4
35–40	14	36	80,1	23,5	34,4	10,1
40–45	7	29	68,4	27,0	37,7	15,0
Gesamt	87		538,0		140,9	

**Tabelle 5: Mittels Ausfang-Methode bei zwei aufeinanderfolgenden Befischungsdurchgängen geschätzter Gesamtbestand der Strecke Vöckla II für einzelne Längensklassen (Befischung Nr. 2).** Die Zahl der beim 1. und 2. Durchgang gefangenen Äschen ist ebenfalls angegeben

*Table 5: Estimated total stock size in Vöckla II for different length classes based on depletion fishing during two subsequent removal efforts (sampling campaign nr. 2). The number of grayling collected during the first and second removal efforts is also shown*

Totallänge (cm)	Durchgang 1 n	Durchgang 2 n	Bestandszahl (n/ha)	Standardabweichung	Biomasse (kg/ha)	Standardabweichung
10–15	3	1	14,4	4,8	0,3	0,1
15–20	0	0	0	–	0	–
20–25	8	0	25,6	0	2,9	0,1
25–30	25	3	91,1	2,6	13,5	0,5
30–35	33	8	139,6	8,7	39,1	2,6
35–40	14	8	104,7	46,8	45,3	20,3
40–45	7	6	157,0	485,3	90,4	279,3
Gesamt	90	26	532,5		191,4	

und 5 dargestellt. Die Werte wurden in Längensklassen von Bereichen mit jeweils 5 cm aufgliedert. Sowohl für die geschätzte Zahl als auch für die Biomasse erhält man sehr unterschiedliche Werte für die einzelnen Größenklassen. Besonders bei der Ausfang-Schätzung divergieren im unteren und oberen Längenbereich die errechneten Werte und deren Standardabweichungen sehr stark. Obwohl die mit beiden Methoden geschätzten Gesamtbestandszahlen ähnlich sind, müssen daher vor allem die Aussagen für die Längenbereiche von 10 bis 20 und 35 bis 45 cm mit großer Vorsicht behandelt werden.

#### 2.3.2.6 Habitatwahl und Reproduktion

Kleine Jungäschen in den ersten Lebensmonaten (Altersklasse 0+) wurden vorwiegend in den flacheren, langsamfließenden Bereichen gefangen. In beiden Untersuchungsstrecken der Vöckla wurden sie dabei zusammen mit jungen Regenbogenforellen gefangen. So wurden



**Abb. 22.** Blick in den wegen eines Umleitungsgerinnes wenig dotierten Hauptarm der Vöckla oberhalb der Untersuchungsstrecke Vöckla II, in dem im Sommer 1998 Äschen und Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ gefangen wurden

*Fig. 22. View into the main branch of the Vöckla showing the low flow volume that is due to a water diversion channel just above the sampling site Vöckla II. In summer 1998, several grayling and rainbow trout of age class 0+ were found there*





**Abb. 23.** Blick in einen Kolk in der Untersuchungsstrecke Vöckla I, in dem deutliche agonistische Verhaltensinteraktionen (seitliche Annäherung mit Schwanzschlag und Ausweichen) zwischen adulten Äschen und Regenbogenforellen beobachtet werden konnten

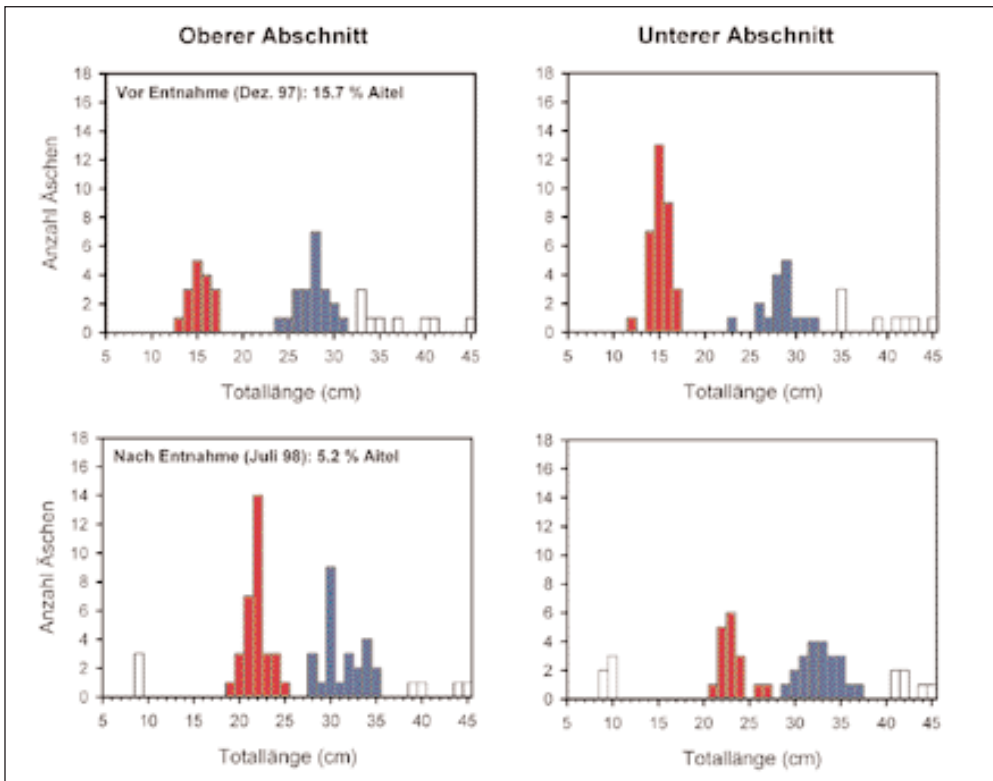
*Fig. 23. View into a pool in the sample site Vöckla I, in which clear agonistic interactions (lateral approach with tail beats and retreat) between adult grayling and rainbow trout could be observed*

etwa am 25. 6. 1998 bei einer kurzen zusätzlichen Probebefischung im wegen eines Umleitungsgerinnes wenig dotierten Hauptarm unmittelbar oberhalb der Strecke Vöckla II (Abb. 22) in rund 30 cm tiefem Wasser 10 Äschen (5,6–6,3 cm TL), 11 Regenbogenforellen (2,7–7,2 cm TL) und eine Koppe (2,4 cm TL) gefangen. Die kleineren Regenbogenforellen stammten mit Sicherheit aus einer Reproduktionsphase im vergangenen Frühjahr.

Auch adulte Äschen wurden in der Vöckla häufig an der gleichen Stelle mit Regenbogenforellen gefangen. In einem Kolk in der Strecke Vöckla I konnten sogar deutliche aggressive Verhaltensinteraktionen zwischen im offenen Wasser über ca. 1 m Tiefe stehenden erwachsenen Einzeltieren beider Arten beobachtet werden (Abb. 23).

Durch Entnahme von 91 Aiteln, 3 Hechten, 2 Regenbogenforellen und 1 Bachsaibling nach der Befischung am 10. Dezember 1997 aus dem oberen Abschnitt der Befischungsstrecke in der Enknach (vgl. Abb. 6) konnte untersucht werden, ob die Äsche auf die Verringerung von potentiellen Räubern oder Konkurrenten mit Einwanderung in dieses Habitat reagiert. Durch diese Entnahmeaktion wurde der Aitelbestand im oberen Teil der Strecke von 15,7% vor dem 10. Dezember 1997 längerfristig deutlich reduziert. Denn bei der folgenden Befischung am 1. Juli 1998 wurde nur ein Anteil von 5,2% Aiteln in diesem Bereich gefangen. Bei dieser Befischung im Juli zeigte sich bezüglich der Abundanz der jüngeren von zwei während dieses Zeitraumes gut verfolgbaren Altersklassen (0+/1+ und 1+/2+, vgl. auch Abb. 15) eine signifikante Veränderung zwischen den beiden Abschnitten (Abb. 24). Im Dezember 1997 waren die sich zu dieser Zeit noch im ersten Lebensjahr (0+) befindlichen Äschen im unteren Teilbereich noch zahlenmäßig sehr häufig vertreten. Die dabei festgestellte Dichte ist im Vergleich zu dem oberen Abschnitt und den größeren einjährigen Äschen sogar signifikant erhöht. Anfang Juli 1998 hatten die inzwischen zu 1+-Äschen herangewachsenen Tiere aber die Bevorzugung für den unteren Abschnitt geändert und wurden nun in signifikant höherer Zahl im oberen, »feindfreien« Habitat aufgefunden. Bei der älteren Jahresklasse wie auch bei den noch größeren und den markierten Äschen waren während der gesamten Untersuchungsperiode weder Tendenzen zur räumlichen Bevorzugung für eines der beiden benachbarten Habitate noch Veränderungen in der Dichte festzustellen.

Laichwanderungen wurden in der Fuschler Ache festgestellt, wo adulte markierte Äschen 100–350 m oberhalb der Untersuchungsstrecke gefangen wurden (Befischung 3a). Wie zusätzliche Befischungen zeigten, erfolgte der Aufstieg allerdings offensichtlich nicht bis zu einer



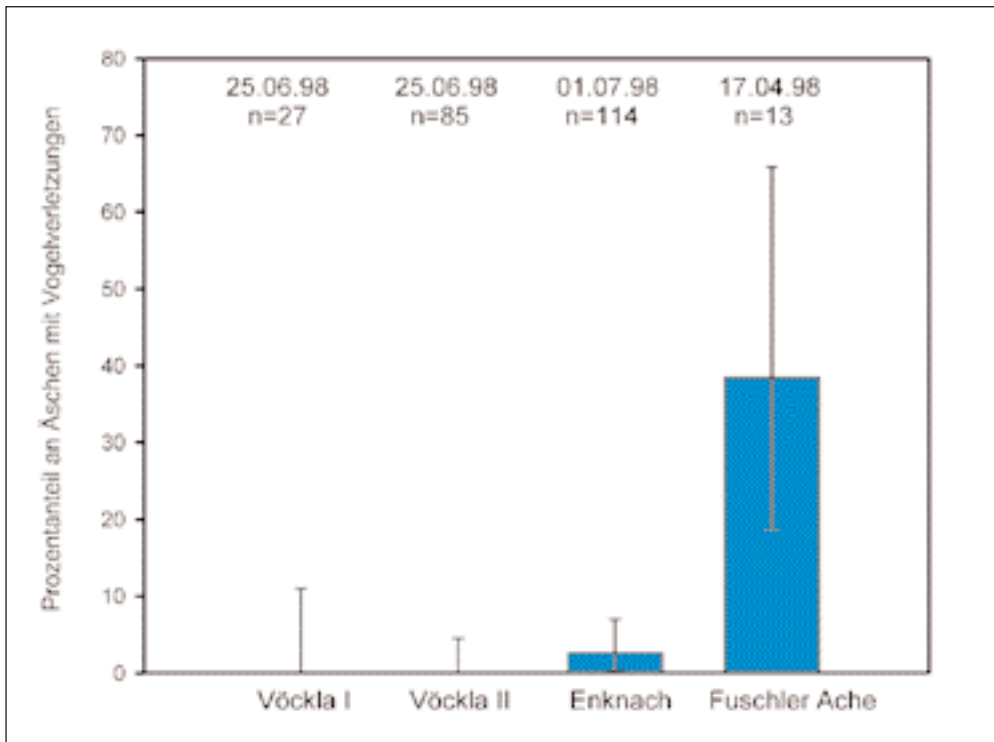
**Abb. 24.** Längenverteilung der Äschen im oberen und unteren Abschnitt der Enknach vor und nach der Entnahme von 91 Aiteln, 3 Hechten, 2 Regenbogenforellen und 1 Bachsaibling aus dem oberen Abschnitt. Für die beiden Befischungstermine sind der prozentuelle Anteil an Aiteln im oberen Abschnitt angegeben und die Längenbereiche für die Äschen der Ausgangsalterklassen 0+ und 1+ in roter bzw. in blauer Farbe dargestellt

*Fig. 24. Length distribution of grayling in the upper and lower section of the Enknach sample site before and after removal of 91 chub, 3 pike, 2 rainbow trout and one brook charr. For both sampling dates, the percent of chub are indicated. The length ranges for the original age classes 0+ and 1+ are shown in red and blue, respectively*

ca. 1 km weiter oberhalb gelegenen Wehr (vgl. Abb. 7). Während der Zeit der Laichwanderungen wich das Geschlechtsverhältnis der aufgefundenen Äschen mit 1:2,8 (Befischung 3) bzw. 1:3,3 (Befischung 3a) Männchen:Weibchen signifikant vom Erwartungswert einer ausgeglichenen Geschlechtsverteilung ab. Ansonsten zeigte sich in allen vier Befischungsstrecken eine annähernd ausgeglichene Geschlechtsverteilung (Vöckla I: 1:0,7; Vöckla II: 1:1,04; Enknach: 1:0,87; Fuschler Ache: 1:0,8).

### 2.3.2.7 Vogelverletzungen

Deutlich erkennbare Vogelverletzungen wurden im Untersuchungszeitraum nur an in der Fuschler Ache und der Enknach gefangenen Äschen aufgefunden (Abb. 25). Im Vergleich zu den anderen Strecken trat in der Fuschler Ache mit mehr als einem Drittel ein signifikant höherer Anteil an Verletzungen auf ( $G = 20,6$ ;  $p < 0,005$ ). Sowohl in der Enknach als auch in der Fuschler Ache überwogen bei den Verletzungen Spuren von Attacken durch Schnabelhiebe (Abb. 26). Typische, durch Erfassen mit einem Kormoranschnabel verursachte, quer über den Körper oder über die Schwanzflosse verlaufende Spuren waren meist älteren Datums (Abb. 26 oben) und nicht immer sehr deutlich zu erkennen.



**Abb. 25.** Grafische Darstellung des prozentuellen Anteils der Vogelverletzungen bei den jeweils an einem Befischungstermin in einer der vier Untersuchungsstrecken gefangenen Äschen (mit 95% Vertrauensintervallen für Binomialverteilungen sowie Angabe des Befischungsdatums und der Gesamtzahl der gefangenen Äschen)

*Fig. 25. Graphical display of the percent of injuries from bird attacks in grayling which were collected during one fish sampling campaign in each of the four sample sites (with 95% confidence limits for binomial distributions and indication of fishing date and total number of grayling collected)*

### 2.3.3 Unterschiede in der Körperform

Die Mittelwerte der Rohdaten für die vergleichenden Untersuchungen der Körperstruktur der Äschen aus den Untersuchungsstrecken Vöckla I (Befischungstermin 2; 11 Männchen, 8 Weibchen) und Enknach (Befischungstermin 1; 8 Männchen, 10 Weibchen) sind in Tabelle 6 aufgelistet. Die sechs morphometrischen Maße Kopflänge, Kopfhöhe, maximale Körperhöhe, minimale Körperhöhe, Brustflossenlänge und Bauchflossenlänge sind in Tabelle 7 in Prozent der Standardlänge dargestellt. Tabelle 8 zeigt die durch die Größenkorrektur mittels Regression erhaltenen Residuen und die Resultate des mittels Varianzanalyse durchgeführten Vergleichs zwischen Geschlechtern und Lokalitäten. Zusätzlich sind die Gewichtungen der ersten und zweiten Variablen eingetragen, die mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) errechnet wurden. Die Lage der Mittelwerte dieser ersten beiden Hauptkomponenten ist in Abb. 27 grafisch dargestellt. Während entlang der ersten Hauptkomponente signifikante Unterschiede zwischen den Geschlechtern auftreten, bestehen entlang der zweiten Hauptkomponente signifikante Unterschiede zwischen den beiden Gebieten. Die erste Hauptkomponente erklärt 53,9% und die zweite 18,8% der Gesamtvarianz. Die drei weiteren errechneten Hauptkomponenten tragen zu keiner weiteren Information über mögliche Unterschiede zwischen den Gruppen bei. Die zusätzlich durchgeführte kanonische Diskriminanzanalyse bestätigte den Befund zu Unterschieden zwischen den nach Geschlecht und Gebiet getrennten Gruppen. Je 75,7% und 81,1%



**Abb. 26.** Von Vogelschnäbeln verursachte Verletzungen bei Äschen aus der Fuschler Ache (oben und Mitte; Befischung Nr. 3a) und der Enknach (unten; Befischung Nr. 4)

*Fig. 26. Predatory bird caused injuries in grayling collected in the Fuschler Ache (on top and below; sampling campaign nr. 3a) and the Enknach (on bottom; sampling campaign nr. 4)*

Tabelle 6: **Rohdaten von Längen- und Körperform-Maßen sowie Totalgewicht für die Äschen der Vöckla I und Enknach** (Mittelwerte mit Standardabweichungen; in mm bzw. g)

Table 6: *Raw data of length and morphometric measures and total weight of grayling from Vöckla I and Enknach (in mm or g, with standard deviations)*

Maße	Vöckla I (n = 19)	Enknach (n = 18)
Totallänge	383,3 ± 31,9	376,3 ± 47,7
Standardlänge (SL)	318,6 ± 28,4	318,2 ± 43,6
Kopflänge	70 ± 6,4	69,2 ± 9,7
Kopfhöhe	48,9 ± 4,5	49,3 ± 7,3
Maximalhöhe (Maxh)	68,5 ± 6,9	70,6 ± 10,1
Minimalhöhe	24,6 ± 2,4	24,5 ± 3,9
Brustflossenlänge	50,9 ± 4,4	51,3 ± 5,9
Bauchflossenlänge	52,7 ± 5	51,6 ± 7,2
Totalgewicht	428,9 ± 107,6	462,9 ± 171,8

Tabelle 7: **Darstellung der sechs Körperform-Maße in % Standardlänge der in Vöckla I und Enknach gefangenen Äschen mit Mittel-, Minimal- und Maximalwerten**

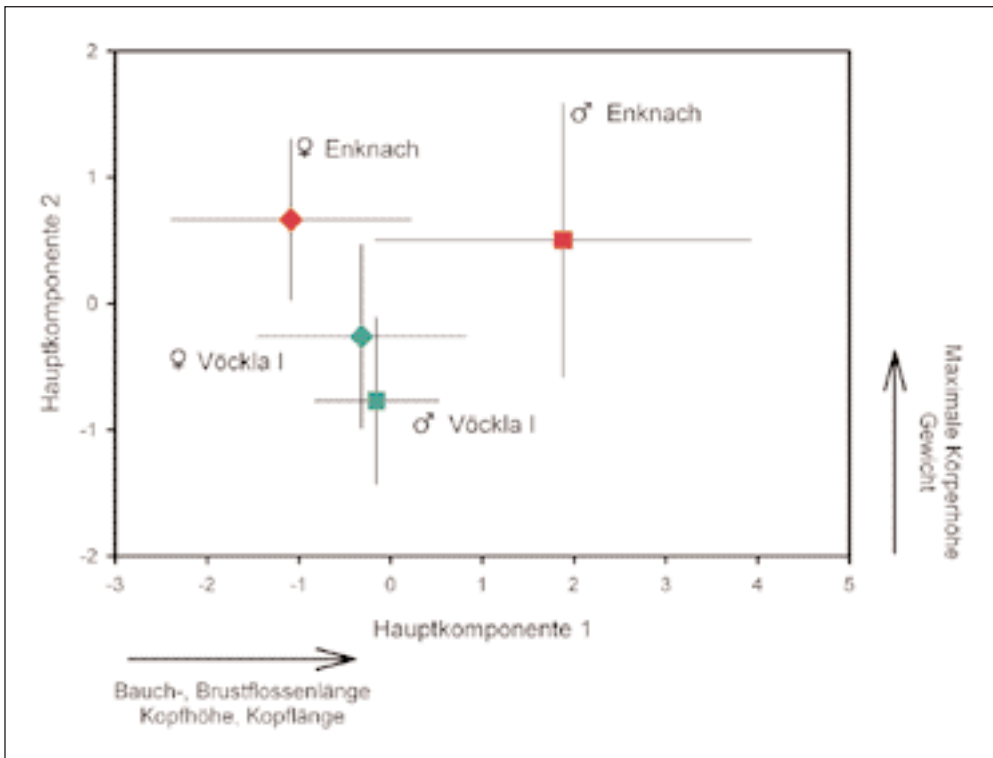
Table 7: *Data of the six morphometric measures in % standard length of the grayling collected in Vöckla I and Enknach (with mean, minimum and maximum values)*

Maße in % SL	Vöckla I			Enknach		
	Min.	Mittelwert	Max.	Min.	Mittelwert	Max.
Kopflänge	21,1	22,0	22,9	20,6	21,8	23,8
Kopfhöhe	14,7	15,4	16,2	14,6	15,5	16,8
Maximalhöhe	20,3	21,5	22,8	20,5	22,2	24,2
Minimalhöhe	7,4	7,7	8,7	7,2	7,7	8,5
Brustflossenlänge	14,6	16,0	17,4	14,0	16,2	18,1
Bauchflossenlänge	15,3	16,6	18,0	14,6	16,2	18,6

Tabelle 8: **Darstellung der größenkorrigierten Werte (Residuen, multipliziert mit  $10^3$ ) für nach Gebiet bzw. nach Geschlecht aufgetrennte Gruppen, jeweils mit den F-Werten aus Vergleichen mittels Einweg-Varianzanalyse (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p \leq 0,01$ ) und den Gewichtungen der zugeordneten Hauptkomponenten (W1, W2) mit Werten von über 0,37 in Fettdruck**

Table 8: *Size-corrected values (residuals, multiplied with  $10^3$ ) for groups arranged according to area and sex with F values from comparisons with one-way ANOVA (\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p \leq 0.01$ ) and the weights of the respective principal components (W1, W2; values larger than 0.37 are emphasized)*

Maße	Gebiet				Geschlecht			
	Vöckla I	Enknach	F-Werte	W 2	Männchen	Weibchen	F-Werte	W1
Kopflänge	2,14	-2,26	0,84	-0,36	4,72	-4,98	4,47*	<b>0,38</b>
Kopfhöhe	-1,50	1,58	0,41	-0,15	4,68	-4,93	4,48*	<b>0,38</b>
Maximalhöhe	-6,89	7,28	6,67**	<b>0,59</b>	4,11	-4,34	2,11	0,35
Minimalhöhe	1,22	-1,28	0,16	0,04	2,47	-2,60	0,67	0,36
Brustflossenlänge	-2,19	2,31	0,33	-0,20	7,75	-8,18	6,63*	<b>0,42</b>
Bauchflossenlänge	4,42	-4,67	0,30	-0,37	12,07	-12,74	10,17**	<b>0,41</b>
Totalgewicht	-13,14	13,87	9,53**	<b>0,57</b>	0,81	-0,85	0,03	0,35



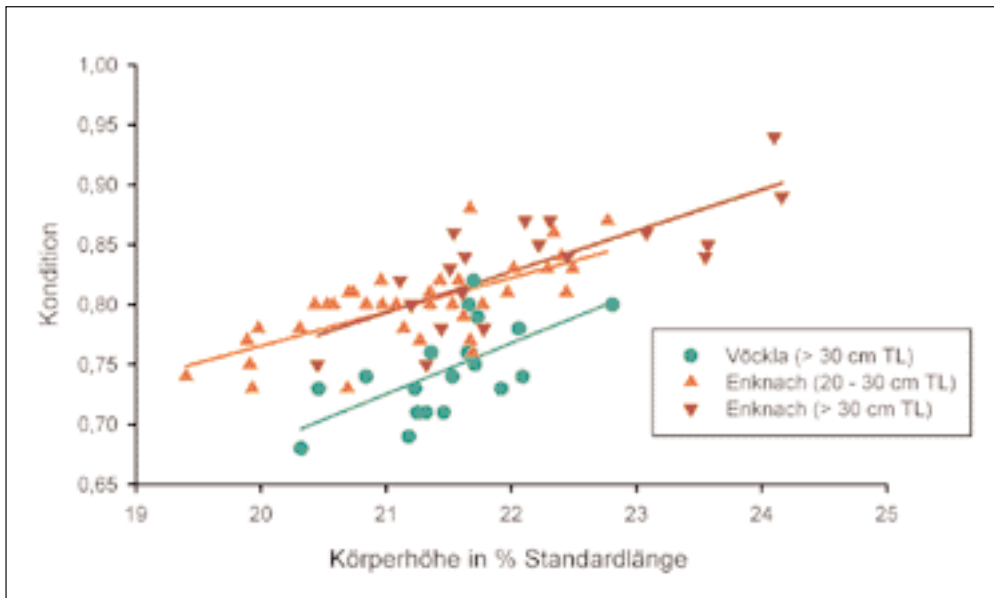
**Abb. 27.** Grafische Darstellung der Resultate der Hauptkomponentenanalyse für nach Gebiet und Geschlecht getrennte Gruppen der Äsche aus Vöckla I und Enknach. Für jede Gruppe sind die Mittelwerte der ersten und der zweiten Hauptkomponentenwerte mit den 95% Vertrauensgrenzen eingezeichnet

*Fig. 27. Graphical display of the results of principal components analysis for grayling of Vöckla I and Enknach which were separated into four groups according to area and sex. For each group the means of the first and second principal component values and the 95% confidence limits are shown*

aller Äschen können mittels der jeweils ermittelten kanonischen Variable dem richtigen Geschlecht bzw. Gebiet zugeordnet werden.

Somit zeigen alle verwendeten uni- und multivariaten Analysen übereinstimmende Ergebnisse mit deutlichen Unterschieden zwischen den beiden Gewässern und den Geschlechtern. Demnach haben die Äschen der Enknach eine größere maximale Körperhöhe und ein höheres Gewicht als die Äschen aus der Vöckla. Die Männchen haben längere Brust- und Bauchflossen und größere Köpfe als die Weibchen. Diese geschlechtsspezifischen Unterschiede sind in der Enknach offensichtlich stärker ausgeprägt als in der Vöckla. Das verdeutlichen die unterschiedlich großen Überlappungsbereiche der Vertrauensgrenzen in Abb. 27 und die bei einer Zweifweg-Varianzanalyse der ersten Hauptkomponente auftretende signifikante Interaktion zwischen den beiden Faktoren Gebiet und Geschlecht ( $F_{1,33} = 6,3$ ;  $p = 0,02$ ).

Um herauszufinden, inwieweit die festgestellten Unterschiede in der Kondition zwischen Enknach und Vöckla (siehe 2.3.2.4) auf die hier aufgefundene unterschiedliche Körperhöhe zurückgehen oder davon unabhängig sind, wurde unter Einbeziehung der beiden Größenklassen A ( $>30$  cm TL;  $n = 19$ ) und B (20–30 cm TL;  $n = 36$ ) für die Enknach und der Größenklasse A ( $n = 20$ ) für die Vöckla die Körperhöhe gegen die Kondition aufgetragen (Abb. 28). Sowohl Konditionswerte als auch die in Prozent ausgedrückten Maße für die relative Körperhöhe wichen nicht signifikant von einer Normalverteilung ab, sodaß ein Vergleich der Daten-



**Abb. 28.** Verhältnis zwischen Körperhöhe (in % SL) und Fulton'schem Konditionsfaktor bei drei nach Größenklassen aufgetrennten Gruppen der in Vöckla I und Enknach gefangenen Äschen. Mit Regressionsgeraden

*Fig. 28. Relationship between body height (in % SL) and the Fulton condition factor in grayling of Vöckla I and Enknach which were separated into three size categories. With regression lines*

sätze mittels Kovarianzanalyse möglich war. Dabei zeigte sich, daß die Konditionswerte der Vöckla-Äschen mit hoher Signifikanz ( $p < 0,001$ ) unter den Werten der kleinen und großen Enknach-Äschen lagen. Die kleinen Äschen der Enknach verfügen im Vergleich zu den älteren und größeren Individuen aus dieser Population über eine geringere Körperhöhe und Kondition (vgl. auch Abb. 19). Dieser Unterschied läßt sich am besten durch lebensgeschichtliche Veränderungen in der Körperhöhe erklären. Dagegen zeigen die Vöckla-Äschen unabhängig von Größe und Körperhöhe deutlich geringere Konditionswerte als die Enknach-Äschen.

## 2.4 Diskussion

Die in den vier Gewässerstrecken bestimmten physikalischen und biotischen Parameter können auf die Äschenbestände einen wichtigen Einfluß ausüben. So sind etwa die für adulte Äschen sehr wichtigen tieferen Kolkbereiche und Übergänge zwischen Furten zu Kolken in allen vier Strecken vorhanden. Meist wurden auch genau in diesen Bereichen Äschen gefangen oder vom Ufer aus gesichtet. Unterschiede im Angebot am Mikrohabitattyp »Furt-Kolk-Übergang« zwischen den vier Strecken können durch die Varianz von Maximaltiefe und Fließgeschwindigkeit charakterisiert werden. Dabei zeigt zumindest einer dieser Parameter in allen Strecken einen relativ hohen Wert. Interessant ist, daß die relativ niedrige Fließgeschwindigkeit in der Vöckla I von den Äschen toleriert wurde. Allerdings kam es hier während des Untersuchungszeitraumes zu einer deutlichen Abnahme von Tieren, wie die Markierversuche zeigten. In der Enknach werden die relativ seichten Kolkbereiche durch sehr große Strömungsunterschiede zwischen einzelnen Standorten ausgeglichen, die zum Teil auch durch den stark gewundenen Verlauf entstehen. Das Fehlen von überhängender Vegetation entlang der Ufer in drei der vier Strecken dürfte für die Habitatwahl der Äschen nur von geringer Bedeutung sein, kann aber das Einfliegen von Kormoranen erleichtern und damit indirekt zur Gefährdung beitragen.

Die festgestellten Zahlen und Biomassewerte der Äsche in Vöckla II und Enknach sind durchaus mit den Werten aus anderen, intakten Äschengewässern vergleichbar. Diese Schlußfolgerung läßt sich aber schwer auf die Vöckla I übertragen und sicherlich nicht auf die Situation in der Fuschler Ache. Betrachtet man neben dem Zahl-Biomasse-Verhältnis auch noch die Längenverteilung in der Fuschler Ache, so wird klar, daß die Äsche hier in einem stark überalterten Bestand vorliegt und damit als stark gefährdet einzustufen ist.

Die Markierversuche belegen für die Untersuchungsstrecken eine sehr hohe Standorttreue der Äsche vor allem in der Vöckla II und in der Enknach. Im Vergleich dazu weisen die Zahlen der Vöckla I auf eine erhöhte Auswanderungsrate oder Mortalität der Äsche hin. Dies könnte auf die bereits oben angesprochene geringe Habitatqualität durch die niedrige Fließgeschwindigkeit in dieser Strecke zurückzuführen sein. Hier könnten aber in diesem dicht besiedelten Bereich mitten im Ortsgebiet von Vöcklamarkt auch menschliche Aktivitäten einen störenden Einfluß ausüben.

Die Artenzusammensetzung in den vier Gewässern ist sehr unterschiedlich. Die Enknach ist gewässerökologisch der Barbenregion zugeordnet (Moog & Wimmer, 1994) und kann durch den hohen Anteil an Karpfenfischen nicht als typisches Salmonidengewässer eingestuft werden. Offensichtlich ist aber die Äsche an das Zusammenleben mit diesen Arten weitgehend angepaßt. Die experimentelle Verringerung des Aitelbestandes wirkte sich allerdings positiv auf die jungen Äschen aus und führte zu vermehrter Einwanderung in diesen Abschnitt. Durch eine komplette Entnahme des Aitels könnte es aber auch zu einer starken Zunahme des sehr wahrscheinlich vom Aitel kontrollierten Schneiderbestandes mit schwer absehbaren Folgen kommen. Während der relativ kurzen Untersuchungsperiode wurde eine derartige Tendenz allerdings nicht festgestellt.

Der im Vergleich zu den beiden anderen Gewässern hohe Anteil an Regenbogenforellen in beiden Vöckla-Strecken dürfte die Äsche bei Standortwahl, Nahrungserwerb und Reproduktion negativ beeinflussen. Die vergleichsweise geringe Kondition der Äsche in der Vöckla und die dort beobachteten agonistischen Verhaltensinteraktionen zwischen beiden Arten stützen diese Annahme. Auch in früheren Arbeiten wurde auf die von der Bachforelle abweichende Standortbevorzugung der Regenbogenforelle hingewiesen, die häufig zu enger räumlicher Überlappung mit der Äsche führt (Schmutz, 1995). Da sowohl Regenbogenforelle als auch Äsche Freßterritorien verteidigen, dürfte es zwischen diesen beiden Arten wiederholt zu aggressiven Konfrontationen mit hohem energetischen Kostenaufwand kommen und in der Folge zumindest im Fall der Äsche zu Verringerungen der Kondition und Fitneß. Zudem kommt es auch am Laichplatz zu Überlappungen, da auch die Regenbogenforelle im Frühjahr ablaicht (Wiesbauer et al., 1991) und kurz nach der Laichperiode der Äsche an den gleichen Laichplätzen angetroffen werden kann (Uiblein, persönliche Beobachtungen). Und auch die Jungtiere beider Arten zeigen bereits kurze Zeit nach dem Schlüpfen die gleiche Standortwahl, wie die Fänge im Abschnitt Vöckla II verdeutlichen.

Bezüglich der Längenverteilung lassen sich klare Unterschiede zwischen den Strecken erkennen. Die während der Untersuchungsperiode konstant hohe Anzahl kleiner Äschen in der Enknach kann als Resultat einer erfolgreichen Besatzmaßnahme im Frühjahr 1997 unmittelbar vor Beginn der Untersuchungen angesehen werden. Hier wurden mit Hilfe von aus der Enknach entnommenen adulten Tieren in der Fischzuchtanlage des IGFS Scharfling in Kreuzstein Brütlinge erzeugt und in die Enknach eingesetzt. Die Elterntiere wurden allerdings nicht mehr in der Enknach ausgesetzt, sondern in der benachbarten Mattig, wo in den letzten Jahren, möglicherweise auch aufgrund eines erhöhten Raubdruckes von Kormoranen, der Äschenbestand drastisch zurückgegangen ist (Kainz, 1994). Diese Wiederansiedlungsmaßnahme hatte allerdings nach Aussage der Fischereiverantwortlichen keinen Erfolg. Wie die Markierexperimente zeigen, sind ältere Äschen der Enknach sehr standorttreu und können sich wahrscheinlich auf das Aussetzen in einem anderen Gewässer und die damit verbundenen stark veränderten Bedingungen schwer einstellen. Diese Schlußfolgerung dürfte allerdings nicht auf die Jungäschen im ersten Lebensjahr, die offensichtlich sehr mobil und erkundungsaktiv sind,



zutreffen. Das Fehlen der großen umbesetzten Äschen macht sich in der Enknach auch in der Längenverteilung deutlich bemerkbar.

Der Fund von kleinen 0+-Äschen in allen vier Gewässerstrecken ist als Nachweis für natürliche Reproduktion anzusehen, da 1998 kein Besatz erfolgte. Dies ist ein klarer Hinweis, daß es intakte Laichplätze und laichaktive adulte Äschen in allen drei Gewässern gibt. Allerdings sind die Zahlen der gefangenen Jungäschen z. T. relativ klein, was auf die Notwendigkeit von unterstützenden Besatzmaßnahmen hinweist.

Das Längenverteilungsmuster der Äsche in der Fuschler Ache spiegelt offensichtlich eine ökologische »Flaschenhals«-Situation wider. Auch zusätzliche Probefischungen in weiten Bereichen oberhalb und unterhalb der Untersuchungsstrecke führten nur zum Fang von einer einzigen Äsche im Größenbereich von unter 30 cm und ansonsten nur von Exemplaren mit Größen von mehr als 40 cm TL. Dies könnte darauf hinweisen, daß hier die Fortpflanzungsaktivität der Äsche über einen Zeitraum von etwa fünf Jahren beeinträchtigt ist. Es ist aber unwahrscheinlich, daß schlechte Witterungsverhältnisse während eines derart langen Zeitraums das Abbläuen behindern konnten. In und oberhalb des Untersuchungsgebietes liegen potentielle Laichplätze mit den für die Äsche nötigen Voraussetzungen (vgl. Wiesbauer et al., 1991). Überdies wurden markierte Äschen beim Laichaufstieg beobachtet und durch den Fang von Jungäschen im Juli 1998 der Nachweis für eine erfolgreiche Fortpflanzungsaktivität erbracht. Prädationsdruck durch räuberische Fische ist weitgehend als Faktor auszuschließen, da fast keine Regenbogenforellen und hauptsächlich nur kleinere Bachforellen in diesem Bereich vorkommen (vgl. die geringen Biomasseanteile in Relation zur Anzahl der Bachforellen, Abb. 12).

Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, daß das fast völlige Verschwinden der kleineren Äschen auf Prädationsdruck durch fischfressende Vögel in den vergangenen Jahren zurückzuführen ist. Im Unterschied zu den Bachforellen, die sich bevorzugt unter schützender Deckung aufhalten, gehen auch junge Äschen bereits im Verlauf des ersten Lebensjahres vermehrt in die offene Strömung (vgl. auch Guthruf, 1996), wo sie auch für fischfressende Vögel anfälliger werden. Das Fehlen der von Kormoranen, Gänsesägern und Graureihern bevorzugten Größenklassen und der relativ große Anteil an Vogelverletzungen weisen auf diese Möglichkeit hin. Mit der derzeitig vorwiegenden Länge von mehr als 40 cm kann die Äsche zwar von diesen Vogelarten attackiert werden, ist aber sicherlich schwer zu hantieren und auch zu groß, um mit dem Schnabel effizient aufgenommen zu werden. Damit besteht zwar eine gewisse Verletzungsgefahr, aber ein vergleichsweise geringes Mortalitätsrisiko für große, adulte Äschen. Aus der Art der Verletzungen kann geschlossen werden, daß diese Tiere während der Untersuchungsperiode von Kormoranen weniger Attacken erhielten als von Graureihern.

Was die großen, adulten Äschen in der Fuschler Ache betrifft, besteht folgende Problematik: Aufgrund der aus der Größenverteilung schließbaren Altersstruktur von Tieren mit fast ausschließlich mehr als fünf Lebensjahren bei einer maximalen Lebenserwartung von sieben bis acht Jahren wird es hier durch natürliche, altersbedingte Mortalität in kurzer Zeit zum völligen Verschwinden des Bestandes kommen, falls keine Jungäschen mehr bis zum Erreichen der Fortpflanzungsreife heranwachsen. Die im Sommer 1998 gefangenen 0+-Äschen erreichen spätestens ab Herbst die für Kormorane, Gänsesäger und Graureiher optimale Größenklasse. Hier erscheint es also sehr wichtig, Schutz- und Besatzmaßnahmen zu ergreifen, die den Raubdruck durch piscivore Vögel miteinschließen (siehe auch Kapitel 5.3.1).

Bei den Ergebnissen zur Kondition der Äsche in den vier Untersuchungsstrecken lassen sich drei unterschiedliche Aspekte erkennen: wachstumsbezogene Veränderungen, generelle Unterschiede zwischen den Gewässern und saisonale, mit dem Reproduktionszyklus einhergehende Veränderungen, welche zwischen den Gewässern variieren. Die wachstumsbezogenen Veränderungen in der Kondition hängen mit ontogenetischen Veränderungen in der Körperform zusammen. Denn wie die morphologischen Untersuchungen zeigen (Abb. 28), haben kleinere Äschen auch eine geringere Körperhöhe und damit ein wesentlich geringeres Gesamtgewicht als größere Tiere.

Der Unterschied in der jahreszeitlichen Veränderung der Konditionswerte bei adulten Äschen in Vöckla und Enknach kann als Beleg für unterschiedliche Zyklen in Gonadenwachstum und Fortpflanzung gelten. So reproduziert die Äsche in der Enknach wesentlich früher als in der Vöckla. Im Jahre 1998 bei der Befischung Anfang April in der Enknach hatten die Tiere bereits vorher abgelaicht. In der etwas kälteren Vöckla erfolgte das Ablichten erst mehrere Wochen später. Eine Konsequenz aus diesem späteren Ablichtertermin ist die mit 5–6 cm TL geringere Größe der Ende Juni bzw. Anfang Juli in der Vöckla gefangenen 0+-Äschen gegenüber 9–10 cm TL in der Enknach (vgl. Abb. 13–15). Diese Unterschiede im Reproduktionszyklus könnten Anpassungen an die für das jeweilige Gewässer bzw. die jeweiligen Klimaverhältnisse in Flachland- und Voralpenregion charakteristischen jahreszeitlichen Temperaturverläufe widerspiegeln.

Bei der Schätzung des Gesamtbestandes an Äschen wurden Werte mit teilweise sehr hohen Standardabweichungen ermittelt. Um die Aussagekraft der beiden verwendeten Berechnungsmethoden zu erhöhen, sollte daher die Schätzung nur auf jene Längenklassen beschränkt werden, die Werte mit geringen Standardabweichungen aufweisen. Nimmt man eine diesbezügliche Korrektur vor, so kommt man für die Längenklassen zwischen 20 und 45 cm auf die in Tabelle 9 dargestellten Werte. Diese Werte sollten aber für die Einschätzung einer minimalen Populationsgröße nur dann herangezogen werden, wenn weitere Voraussetzungen erfüllt

**Tabelle 9: Schätzwerte (mit Standardabweichungen) für Gesamtbestand und Biomasse der Äsche aus der Untersuchungsstrecke Vöckla II (Befischungsdatum: 29. September 1997). Für jede Längensklasse ist die verwendete Schätzmethode angegeben**

*Table 9: Estimated values (with standard deviation) for the total stock size and biomass of grayling in the sample site Vöckla II (sample date: 29<sup>th</sup> September 1997). For each length class the selected estimation method is indicated*

Totallänge (cm)	Schätzmethode	Bestandszahl (n/ha)	Standardabweichung	Biomasse (kg/ha)	Standardabweichung
20–25	Markier-Wiederfang	26	0	2,9	0,1
25–30	Markier-Wiederfang	91	2,6	13,5	0,5
30–35	Markier-Wiederfang	140	8,7	39,1	2,6
35–40	Ausfang	80	23,5	34,4	10,1
40–45	Ausfang	68	27	37,7	15,0
Gesamt		405		127,6	

sind. So sollte eine bestimmte Populationsstruktur in bezug auf Längen- und Altersverteilung gegeben sein, die eine kontinuierliche Entwicklung mit möglichst geringen Bestandsschwankungen gewährleistet. Würde es zu drastischen Abweichungen von einer derartigen »optimalen« Längen- und Altersverteilung kommen, müßten die fehlenden oder verringerten Längen- bzw. Altersklassen durch entsprechenden Besatz ergänzt werden. Ein dramatisches Beispiel für eine Gewässerstrecke, wo dies nötig wäre, ist die Fuschler Ache. Aber auch dann, wenn eine Längensklasse besonders dominant ist, besteht eine Möglichkeit der Angleichung. Hier könnte durch vermehrte Entnahme des »Überschusses« ein Ausgleich erzielt werden. Im Falle der Enknach könnte dies bedeuten, ein vermehrter Ausfang von kleinen Äschen (»Zwischenbrittelmaß«). Letztere Maßnahme ist aber nur dann empfehlenswert, wenn die gesamte Populationsgröße hoch genug ist. Dazu müssen aber auch die in Kapitel 5 diskutierten, von Genetikern empfohlenen Schätzmaße für minimal erhaltbare Populationsgrößen Berücksichtigung finden.

Die beobachteten Laichwanderungen der Äsche in der Fuschler Ache waren nur geringfügig. So kam es wahrscheinlich nur unweit oberhalb der Untersuchungsstrecke zur Fortpflanzung. Es wurden an den Fangstellen allerdings keine Anzeichen von Laichgruben festgestellt oder

Fortpflanzungsverhalten beobachtet. Das veränderte Geschlechtsverhältnis zu dieser Zeit deutet darauf hin, daß bei den Männchen die Tendenz zu Laichwanderungen höher ist als bei den Weibchen. Verhaltensbeobachtungen zeigen, daß die Männchen im Laichgebiet Territorien verteidigen, zu denen dann die Weibchen aufsteigen und ablaichen (vgl. Uiblein & Jagsch, 1994). Diese letztere Phase konnte in der Fuschler Ache nicht beobachtet werden. Der Fund von 0+-Äschen in der folgenden Befischung (Befischung Nr. 4) ist aber ein klarer Hinweis auf erfolgreiche natürliche Reproduktion der Äsche im Untersuchungsabschnitt.

Deutliche Hinweise für Wanderungen und Mobilität außerhalb der Laichzeit zeigten sich nur bei jungen Äschen, die offensichtlich auch aktiver ihre Umwelt erkunden als adulte Artgenossen und sich damit auch rasch und flexibel auf neue, veränderte Bedingungen einstellen können. Unklar ist allerdings, ob die Einwanderung in den oberen Teil der Enknach-Strecke, aus dem vor allem Aitel und einige Hechte entfernt wurden, aufgrund von niedrigerem Raubdruck oder von verringerter Raum- und Nahrungskonkurrenz erfolgte. Letzteres ist wahrscheinlicher, da die einwandernden Jungäschen bereits eine relativ hohe Körpergröße hatten. Möglicherweise sind aber auch andere Bedingungen im unteren Teil für diese Veränderung in der Standortpräferenz verantwortlich. So ist der obere Abschnitt deutlich breiter als der untere Abschnitt und entspricht daher mehr den Ansprüchen der Äsche.

Nach unserem Wissensstand wurde hier das erste Mal erfolgreich der Versuch unternommen, von lebenden Äschen neben Längenmaß und Gewicht auch andere Körpermaße zu ermitteln. Um die Äschen zu schonen, konnte allerdings nur eine beschränkte Anzahl von einfach abzunehmenden Maßen bestimmt werden. Aber bereits mit Hilfe dieser wenigen Maße wurden deutliche morphometrische Unterschiede zwischen den Äschen der Enknach und der Vöckla sowie zwischen den Geschlechtern festgestellt. Dies gilt vor allem für die Merkmale Körperhöhe, Kopfhöhe, Kopflänge, Brust- und Bauchflossenlänge und Gewicht. Die deutlich unterschiedliche Körperhöhe zwischen den beiden Gewässern kann als eigener, von den Ergebnissen zur Kondition unabhängiger Befund gelten. Es ist allerdings nicht einfach, diesen Unterschied aus der Sicht der Funktionsmorphologie zu interpretieren. Denn gerade die Körperhöhe unterliegt vielfältigen Funktionen: So ermöglicht ein höherer Körper bei Fischen eine bessere Manövrierfähigkeit und eine effizientere Aufnahme von im Boden versteckter oder am Boden angehefteter Beute durch höhere Schub-, Druck- und Zugmasse. Ein flachrückiger Körper hat einen geringeren Widerstand und erlaubt effizienteres Schwimmen über größere Strecken. In diesem Zusammenhang könnte der höhere Körper der Enknach-Äsche als Anpassung erklärbar sein, da in diesem eher engen, gewundenen Gewässer, das von Natur aus von vielen, teilweise in hoher Dichte vorkommenden Arten bewohnt ist, eine gute Manövrierfähigkeit wesentlich wichtiger sein muß als in der wesentlich breiteren, von nur wenigen Arten bewohnten Vöckla. Als alternative Interpretation wäre denkbar, daß die Äsche in der Enknach von Natur aus mit wesentlich mehr potentiellen Prädatoren konfrontiert ist als in der Vöckla und daher als Schutz vor diesen Raubfeinden einen hohen Körper ausbildet. Denn für Fischräuber gilt generell, daß hochrückige Arten schwerer aufzunehmen sind als solche mit gestrecktem Körper.

Wie viele andere morphologische Maße auch ist die Körperhöhe aber ein Merkmal, das sich in unmittelbarer Abhängigkeit von Umwelteinflüssen verändern kann. Daher könnten die hier festgestellten Unterschiede zwischen den beiden Fließgewässern sowohl lokale Anpassungen als auch flexible Einstellungen widerspiegeln (Uiblein & Winkler, 1994). Bei Salmoniden allerdings sind lokale Anpassungen sehr häufig und werden oft schnell herausgebildet, wie dies bei Seesaiblingsformen gezeigt wurde. So können sogar bei innerhalb des gleichen Gewässers vorkommenden Seesaiblingen (*Salvelinus alpinus*) genetisch verankerte Unterschiede in der Körperstruktur im Verlauf von relativ kurzen Zeiträumen entstehen (Jónasson et al., 1998). Während die hier gefundenen Unterschiede in der Körperhöhe der Äsche beide Geschlechter in gleichem Maße betreffen, unterscheiden sich Männchen von Weibchen in Kopfgröße und Länge der paarigen Flossen. Derartige Unterschiede zwischen den Geschlechtern wurden bei der Äsche bereits in früheren Untersuchungen aufgefunden und können auch bei anderen Salmoniden, wie etwa beim Seesaibling (Hecht et al., 1992) und bei Lachsen

(z. B.: *Oncorhynchus nerka*; Taylor et al., 1997), auftreten. Auch bei der Herausbildung geschlechtsspezifischer Merkmale gibt es höchstwahrscheinlich genetische Komponenten. Besonders die Äschen aus der Enknach zeigen einen ausgeprägten Geschlechtsunterschied. Dieser Sexualdimorphismus könnte in diesem von vielen verschiedenen Arten besiedelten Gewässer zu einer besseren Nischenaufteilung zwischen Männchen und Weibchen in bezug auf Nahrung und Fortbewegung beitragen und damit zur Verringerung innerartlicher Konkurrenz dienen. So könnten die Männchen mit dem größeren Kopf und den längeren Flossen zum Beispiel größere Nahrungsbrocken aufnehmen und in stark durchströmten Mikrostandorten ihre Position besser halten. Die Weibchen würden sich demnach auf kleinere Beutestücke und weniger stark durchströmte Standorte spezialisieren. Geschlechtsspezifische Unterschiede in der Körperform könnten aber auch durch Auswahl bestimmter Merkmale bei den Männchen durch die Weibchen (»sexuelle Selektion«) zu erklären sein, wie dies wahrscheinlich auch auf die stark erhöhte Rückenflosse bei erwachsenen Äschenmännchen zutrifft. Befunde zu geographischen Unterschieden im Sexualdimorphismus geben häufig interessante Aufschlüsse über lokale Anpassungen (Serra-Cobo et al. 2000).

### 3. Genetische Untersuchungen: Erhaltung der genetischen Variabilität der Äsche

#### 3.1 Einleitung

Wie fast alle Süßwasserfische kommt auch die Äsche in vielen räumlich getrennten Populationen vor, die nur wenig oder fast keinen Genfluß untereinander aufweisen. Diese Isolation führt mit der Zeit über genetische Zufallsdrift zu erblich verankerten Populationsunterschieden. Durch zusätzliche Einflüsse von Mutation und natürlicher Selektion entwickeln sich diese Populationen dann im Laufe der Zeit zu einzigartigen genetischen Einheiten, die an die spezifischen Bedingungen des Standortgewässers angepaßt sind. Die Bestimmung und Erhaltung dieser genetischen Struktur ist das primäre Ziel der Tierschutzgenetik, einer Disziplin, die innerhalb der letzten 25 Jahre speziell in Verbindung mit der Fischereiwirtschaft von Salmoniden stark angewachsen ist. Unglücklicherweise wurde der genetischen Betreuung von Sportfischen in Österreich noch wenig Aufmerksamkeit geschenkt. Auf den Rückgang der Äschenpopulationen in Österreich wird mit Besatzprogrammen reagiert, welche die einheimischen Populationen stabilisieren oder wiederherstellen sollen. Falls genetische Konzepte in diese Bewirtschaftungsmaßnahmen keinen Eingang finden, wird die genetische Integrität der Äsche bald zerstört sein.

In der Vergangenheit wurden die meisten genetischen Untersuchungen an Salmoniden mittels Stärke-Gel-Elektrophorese durchgeführt, um unterschiedliche Enzymformen (Allozyme) aufzufinden. Diese Methode ist noch immer weit verbreitet und ist für manche Bewirtschaftungsfragen die kostengünstigste und effizienteste. Ausgiebige Allozymstudien an Bachforellen in Europa und auch an anderen Salmoniden haben zu einem besseren Verständnis der Bedeutung einer Erhaltung genetischer Strukturen im Freiland geführt. Auch zeigte sich, daß die meisten Zuchtstämme unterschiedliche Grade von Inzucht und verringerter Fitneß aufweisen. In der jüngsten Vergangenheit wurden durch die direkte Sequenzierung von DNA-Teilstücken Allozymdaten vervollständigt. Damit wurden Untersuchungen ermöglicht, welche erlaubten, unterschiedliche Stämme innerhalb einer Art zu definieren. Dies hat Hypothesen über den möglichen Zeitraum der Trennung zwischen einzelnen Populationen und die vor- und nachhezeitliche Kolonisation der jeweiligen Gewässer stimuliert. Im Fall der Bachforelle unterstützen diese Daten das Modell von fünf Hauptstämmen in Europa, die sich voneinander vor 200.000 bis 600.000 Jahren abgespalten haben (Bernatchez et al., 1992).

Das Wissen um die Genetik der Äsche hinkt ein wenig hinter dem der Bachforelle hinterher. Dennoch wurden einige Allozymstudien durchgeführt, vor allem durch französische Forscher (Persat & Eppe, 1996; Patee et al., 1996). Da auch österreichische Proben in diese Studien miteinbezogen wurden, steht bereits fest, daß sich Populationen aus der Inn-Traun-Donau-Region in einigen Allozym-Loci von Populationen der Möll-Drau-Region genetisch unter-

scheiden (Henri Persat, persönliche Mitteilung). Vor kurzem wurden auch erste Untersuchungen durchgeführt, die sich mit dem »Screening« der Mikrosatellitenvariabilität bei Äschen befaßten (Sušnik et al., 1999; Snoj et al., 1999) oder diese Technik in Kombination mit anderen genetischen Analysemethoden (z. B. Restriktionsenzymanalyse) verwendeten (Gross et al., in Druck). Derartige Methoden erlauben die Bestimmung genetischer Differenzierung während sehr kurzer Zeitperioden. Für den Zweck der vorliegenden Studie und in enger Zusammenarbeit mit Henri Persat vom Labor für Süßwasser- und Fließgewässerökologie in Lyon wurde die Sequenzierung der DNA der Äsche begonnen. Die Sequenzierung konzentriert sich auf ein spezifisches Stück (D-Schleife) des mitochondrischen Moleküls, das in den meisten Wirbeltierorganismen sehr stark variiert.

Die Sequenzierung der mitochondrischen DNA (mtDNA) hat im Vergleich mit anderen genetischen Methoden, die für die Einschätzung von Evolutionsabläufen bei einzelnen Populationen verwendet werden, Vorteile und Nachteile. Generell aber kann man davon ausgehen, daß – abhängig von Probengröße und Länge der analysierten Sequenz – die mtDNA-Analyse eine intermediäre Auflösung zwischen der Untersuchung von Allozymen und dem Screening von variableren genetischen Markern wie etwa Mikrosatelliten ermöglicht. Es muß jedoch betont werden, daß alle diese Methoden ganz spezifische Anwendungsbereiche haben und daher jeweils auch nur zur Untersuchung bestimmter genetischer Strukturen und damit verbundener Fragestellungen optimal eingesetzt werden können. So ist die Untersuchung der Variabilität der mtDNA-Kontrollregion wahrscheinlich die ideale Methode, um sowohl einen ersten Überblick über die genetische Zusammensetzung von Äschenpopulationen innerhalb Österreichs zu erhalten, als auch Unterschiede zu anderen Populationen in ganz Europa herauszufinden. Der Grund dafür ist, daß das tDNA-Molekül strikt der maternalen Vererbungslinie folgt, relativ schnell mutiert und generell keine Rekombination eingeht. Somit kann man von einer Population eine verlässliche Aufzeichnung der mütterlichen Vererbungslinie erhalten, die nicht durch Introgression entfernter Genpools oder Besatz mit allochthonen Stämmen gestört wird. Falls nun in einer Population Individuen aus weiter entfernten Gewässern eingebracht werden, sollte deren geringer Verwandtschaftsgrad klar identifiziert werden können. Derzeit läuft auch parallel zur vorliegenden Untersuchung eine breiter angelegte Studie der mtDNA-Variabilität von Äschen-Populationen in ganz Europa, welche die notwendigen Grundlagen für die Erkennung unterschiedlicher und weit voneinander getrennter Evolutionslinien erarbeiten soll (Weiss, S., R. Eppe, C. Schlötterer & H. Persat, in Vorbereitung).

### **3.2 Material und Methoden**

Insgesamt 13 Äschenpopulationen wurden genetisch untersucht. Die Probengröße pro Population variierte zwischen 5 und 20 Individuen. Von vier Populationen wurden die Proben anhand von in der Fischzucht Köttl (Neukirchen, OÖ) gehaltenen Jungäschen (Altersklasse 0+) gewonnen. Eine dieser Zuchtpopulationen stammt aus Schweden, die drei weiteren aus der Vöckla (unterhalb der Strecke Vöckla II), dem Lunzer Seebach (NÖ) und der Drau (Kärnten). Eine weitere Zuchtpopulation, deren Elterntiere aus dem Mündungsbereich der Salzach stammen, wurde von der Fischzucht Kreuzstein zur Verfügung gestellt. Die weiteren Proben stammen aus im Freiland gefangenen adulten oder subadulten Äschen (»Wildpopulationen«) der folgenden Gewässer: Enknach, Fuschler Ache, unterer Inn (bei Reichersberg, OÖ), Lammer, Drau (bei Greifenburg, Kärnten), Möll, Gail und Gurk. Die Proben aus Lammer, Möll, Gail und Gurk wurden bei Befischungen im Rahmen der zwei parallel zu dieser Studie durchgeführten Äschen-Projekte in Salzburg und Kärnten gewonnen (Uiblein et al., in Vorbereitung).

Für die Probennahme wurde in fast allen Fällen einem lebenden Fisch ein kleines Stück der Fett- oder Schwanzflosse abgeschnitten und in 96% Äthanol konserviert. Mit einer hochsalzigen Extraktionstechnik wurde aus diesen Flossenstücken die ganze genomische DNA isoliert. Die gesamte Kontrollregion der Mitochondrien und ein Teil flankierende tRNA (ca. 1,2 kb) wurde unter Verwendung von zwei Primern aus einer publizierten Regenbogenforellensequenz mittels der Polymerase-Kettenreaktion (PCR) amplifiziert. Das PCR-Produkt

wurde auf einem Agarose-Gel betrachtet und dann unter Verwendung eines Qiagen-PCR-Reinigungskits gesäubert. Ca. 100 ng des gereinigten PCR-Produkts wurden mit einem dritten Primer in eine Sequenzreaktion geladen (Big-dye Sequenzier-Kit). Dieser dritte Primer wurde konstruiert, um die Kontrollregion 600 bp vom 5'-Ende zu binden. Diese Reaktion resultierte in der Amplifizierung eines einfach-strängigen Produktes, das auf einem automatischen Sequenziergerät ABI 377 betrachtet wurde. Die Sequenzen wurden mit Sequenz-Navigator-Software aneinandergereiht.

Polymorphismen entlang der untersuchten Sequenz resultieren in einzigartigen Teilsequenzen, die als Haplotypen bezeichnet werden. Diese Haplotypen können in Tabellenform dargestellt werden. Ähnlich kann man auch ihre Auftrittshäufigkeit innerhalb jeder Population zusammenfassen. Um Unterschiede zwischen den Populationen quantitativ zu charakterisieren, wurden unter Verwendung von einem spezifischen Modell der Sequenzevolution (»Kimura 2-parameter«)  $F_{st}$ -Werte errechnet (Kimura, 1980). Paarweise  $F_{st}$ -Werte können verwendet werden, um die genetischen Distanzen zwischen Populationen abzuschätzen (Reynolds et al., 1993; Slatkin, 1995). Um die statistische Signifikanz dieser Werte zu bestimmen, wurde die Methode der vielfachen Vertauschung (»Permutation«, 1000fach) von Haplotypen zwischen den Populationen verwendet. Mit der dadurch erzeugten »Null«-Verteilung paarweiser  $F_{st}$ -Werte konnte dann die Hypothese getestet werden, daß keinerlei Differenzierung zwischen den Populationen besteht. Der P-Wert eines solchen Vergleiches entspricht dem Prozentsatz der Permutationen, die einen  $F_{st}$ -Wert produzieren, der größer oder gleich dem beobachteten ist. Da bei einer Untersuchung von 13 Populationen sehr viele paarweise Vergleiche anfallen, könnte es vorkommen, daß einige Ergebnisse zufallsabhängig sind. Diesem Umstand wurde durch ein konservatives Auswerteverfahren mit Einsatz von Bonferroni-Korrektur (Sokal & Rohlf, 1995) und einer auf 1% festgelegten Irrtumswahrscheinlichkeit Rechnung getragen. Zusätzlich wurde auch die Nukleotid-Diversität (Nei, 1987), ein weiteres Maß für genetische Vielfalt, bestimmt. Allerdings muß betont werden, daß es aufgrund der Einbeziehung von nur einem bestimmten Gen-Locus in der vorliegenden Untersuchung nicht möglich ist, die gesamte genetische Diversität innerhalb der Populationen zu beurteilen.

### 3.3 Ergebnisse

Insgesamt konnten 556 Basen aus 145 Sequenzen mit Sicherheit gelesen werden. Unter Einbeziehung von österreichischen und schwedischen Fischen wurden 13 Nukleotidstellen innerhalb dieser Sequenzen als variabel (polymorph) erkannt. Eine einzigartige Kombination dieser polymorphen Stellen kann als Haplotyp bezeichnet werden. Abbildung 29 zeigt die 556 Basenpaar-lange Sequenz für den häufigsten Haplotyp innerhalb der beprobten österreichischen Populationen. Die Nummern am rechten Rand entsprechen der Basenpaarposition in der Sequenz. Die Sterne oberhalb der Sequenz bezeichnen die polymorphen Stellen. Der unterstrichene Bereich der Sequenz entspricht einem Teil des tRNA Proline-Gens, die aktuelle Kontrollregion beginnt bei der Position 88.

Bis jetzt konnten 5 Haplotypen aus österreichischen Fischen identifiziert werden. Diese Haplotypen unterscheiden sich in 1–7 Basenpaaren. Wichtiger noch ist, daß alle Haplotypen aus schwedischen Fischen sich von den österreichischen Haplotypen in 4–9 Basenpaaren signifikant unterscheiden. Tabelle 10 zeigt alle polymorphen Stellen, ihre Abweichungen und die jeweilige Haplotyp-Bezeichnung.

Diese Unterschiede können grob in Zeit übersetzt werden, wenn man die molekulare Uhr und eine typische Mutationsschätzung für das tierische mitochondrische Genom von 2% in einer Million von Jahren (Avice, 1994) zugrunde legt. Die österreichischen und schwedischen Haplotypen haben sich seit ca. 600.000 bis 750.000 Jahren in Isolation voneinander befunden. Erstaunlich ist der Befund, daß die Divergenz zwischen dem häufigsten Haplotyp der Kärntner Gewässer (Da5) und den häufigsten Haplotypen der Gewässer in Oberösterreich bzw. Salzburg fast so groß ist wie der Unterschied zwischen den österreichischen und schwedischen Haplotypen. Die oben angegebene zeitliche Schätzung für diese Divergenz ist natürlich sehr grob und schwer zu belegen, entspricht aber dennoch den Trennungsschätzungen für die Bach-



**Abb. 29.** Sequenz für das 5'-Ende der mtDNA-Kontrollregion von *Thymallus thymallus* für den häufigsten danubischen Haplotyp (Da1) in unseren Proben. Buchstaben bezeichnen die vier verschiedenen DNA-Basen: C = Cytosin; G = Guanin; T = Thymin; A = Adenin. Die gezeigte Sequenz ist der L-Strang  
*Fig. 29.* Sequence for the 5' end of the mtDNA control region of *Thymallus thymallus* for the most abundant Danubian Haplotype (Da1) in our samples. Letters indicate the four different DNA bases: C = Cytosin; G = Guanin; T = Thymin; A = Adenin. The shown sequence represents the L-strand

**Tabelle 10: Die Abweichungen einer jeden polymorphen Stelle für jeden der 6 Haplotypen.** Die Nummern beziehen sich auf die Position innerhalb der 556 Basenpaarlangen Sequenz. Alle Haplotypen werden mit dem häufigsten danubischen Haplotyp Da1 verglichen. Querstriche bedeuten Übereinstimmung mit der Da1-Sequenz. At1 bezeichnet den schwedischen Haplotyp

*Table 10: The deviations of each polymorphic position for each of the five haplotypes. The numbers indicate the position within the 556 base-pair long sequence. All haplotypes are compared with the most frequent Danubian haplotype Da1. Bars indicate identity with the Da1 sequence. At1 signifies the Swedish haplotype*

		Polymorphe Nukleotidpositionen												
Haplotyp	25	129	148	184	188	290	307	339	365	384	388	425	457	
Da1	G	C	T	G	T	C	C	T	C	G	C	A	G	
Da2	A	-	C	-	-	-	-	-	T	-	-	-	-	
Da3	-	T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Da4	-	-	-	-	-	-	-	-	T	-	-	-	-	
Da5	-	-	-	A	A	T	T	-	T	-	T	-	A	
At1	-	-	-	-	-	T	T	C	-	A	-	G	A	

Tabelle 11: **Haplotyp-Häufigkeiten bei 12 österreichischen Populationen und dem schwedischen Stamm**Table 11: *Haplotype frequencies among 12 Austrian populations and the Swedish strain*

Population	Da1	Da2	Da3	Da4	Da5	At1	Summe
<i>Nördlich der Alpen</i>							
Enknach	3	2	0	2	0	0	7
Fuschler Ache	3	0	0	7	0	0	10
Inn	6	0	0	1	0	0	7
Lammer	5	0	0	12	2	0	19
<i>Südlich der Alpen</i>							
Möll	0	1	0	2	17	0	20
Gail	0	0	0	1	15	0	16
Gurk	6	0	0	6	2	0	14
Drau	2	1	0	5	6	0	14
<i>Fischzuchten</i>							
Vöckla	6	0	1	0	0	0	7
Lunzer Seebach	2	0	3	0	0	0	5
Salzach	9	0	0	0	0	0	9
Drau	5	0	0	3	0	1	9
Schweden	0	0	0	0	0	8	8
<b>Summe</b>	<b>47</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>39</b>	<b>42</b>	<b>9</b>	<b>145</b>

forellenstämme zwischen Donau- und Atlantikeinzugsgebieten (Bernatchez et al., 1992; vgl. auch Weiss et al., in Druck) und ist auch plausibel, wenn man das Wissen über die Eiszeiten und die Entwicklung der europäischen Flußsysteme berücksichtigt.

Haplotyp-Häufigkeiten innerhalb oder zwischen Populationen können auch verwendet werden, um ein besseres Verständnis für die großen Unterschiede zwischen Einzugsgebieten und ein Maß der genetischen Variabilität zu gewinnen. Tabelle 11 zeigt die Häufigkeit eines jeden Haplotypen innerhalb der jeweiligen Population.

Bereits ohne statistischen Vergleich ergeben sich mehrere wichtige Befunde. Erstens wurde ein schwedischer Haplotyp in einer Probe aus der Drau (Zuchtstamm) gefunden. Diese Kombination kann nicht natürlich zustande gekommen sein und ist eindeutig das Resultat der Vermischung von Stämmen in der Fischzuchterei oder durch Besatz. Hier wurden zwei Stämme vermischt, die in der Natur seit über einer halben Million Jahren getrennt waren. Weiters stimmt die Haplotyp-Häufigkeit dieses Zuchtstammes nicht mit der Population aus der Drau überein, die vier danubische Haplotypen aufweist. Ein weiterer Befund zu den Zuchtstämmen ist, daß zwei Beispiele gefunden wurden (Salzach und Schweden), bei denen nur ein einziger Haplotyp gefunden wurde, während die aus den Gewässern selbst stammenden Wildpopulationen immer zumindest zwei und häufiger drei verschiedene Haplotypen aufweisen.

Der deutlichste Befund bei den Wildpopulationen ist der klar festgelegte Unterschied zwischen den Gewässern nördlich der Alpen (Oberösterreich, Salzburg) und südlich der Alpen (Kärnten). Da die »Kärntner« Haplotypen auch in Flüssen gefunden wurden, die in die Adria entwässern, ist es noch nicht ganz klar, woher sie abstammen (Weiss et al., in Vorbereitung). Da aber aus der Gail bekannt ist, daß im dort untersuchten Mittellauf nur wenig Besatz mit Material aus der oberen Drauregion durchgeführt wurde (W. Honsig-Erlenburg, persönliche Mitteilung) und die Äschen dort fast ausschließlich nur den Da5-Haplotyp aufweisen, nehmen wir an, daß diese sehr stark abweichende Evolutionslinie nur in der südlichen Alpenregion heimisch ist. Diese Linie entstand möglicherweise während der letzten Eiszeit durch Besiedlungsprozesse aus Rückzugsgebieten, die von den Gewässern nördlich der Alpen getrennt waren. Unter den vier untersuchten Wildpopulationen in Kärnten (Gail, Gurk, Drau, Möll) wurde die Gurk-Population offensichtlich am meisten durch Besatzmaßnahmen beeinträchtigt.



tigt. Denn hier findet sich eine starke Vermischung von Haplotypen aus verschiedenen Regionen Österreichs.

Auf kleinerer, regionaler Vergleichsebene kann man die wichtige Feststellung machen, daß der generell häufigste Haplotyp in einzelnen Populationen nicht immer auch am häufigsten auftritt. Dies weist auf unterschiedliche Kolonisationsmuster und/oder Selektion von Stämmen, die diese Haplotypen besitzen, hin. Zum Beispiel sind weniger häufige Haplotypen in der Lammer oder im Lunzer Seebach dominant. Besonders auffällig ist die Enknach, die bei einer Probengröße von nur 7 Individuen 3 verschiedene Haplotypen aufweist. Aus diesen Daten soll allerdings nicht geschlossen werden, daß eine Population mit nur einem Haplotyp notwendigerweise eine geringere genetische Variabilität hat. Um das Maß an genetischer Variabilität zwischen Populationen zu vergleichen, müssen andere Methoden, die mehrere Loci verwenden, herangezogen werden.

Während die Probengrößen für einige Populationen ziemlich niedrig sind (z. B. Lunzer Seebach, Enknach, Vöckla und Inn), erlauben diese Datensätze trotzdem einen quantitativen Vergleich mittels  $F_{st}$ -Werten (siehe Material und Methoden). Hohe  $F_{st}$ -Werte bedeuten eine höhere Differenzierungsebene und Genflußeinschränkung. Tabelle 12 zeigt diese  $F_{st}$ -Werte und die statistischen Ergebnisse mit Eintragung der hochsignifikanten Unterschiede ( $p < 0,01$ ). Aufgrund der hier gewählten konservativen statistischen Auswertemethode werden nur mehr jene Unterschiede sichtbar, die auch verlässliche Schlußfolgerungen gewährleisten. So kann man davon ausgehen, daß die hier aufgefundenen Unterschiede zwischen Populationen auf eine Unterbrechung des Genflusses für einen Zeitraum von mehreren tausend Jahren hinweisen. Die Gail und die Möll zeigen Unterschiede mit allen anderen untersuchten Populationen. Aber auch zwischen Populationen aus den Gewässern nördlich der Alpen zeigen sich deutliche Unterschiede.

Tabelle 12: **Untere Diagonale: paarweise  $F_{st}$ -Werte, basierend auf Kimura-2-Parameterdistanzen; obere Diagonale: Signifikanz der paarweisen  $F_{st}$ -Werte. Zusätzlich ist für die 13 untersuchten Populationen die Nukleotid-Diversität ( $\pi$ ) angegeben.** Die gesamte Statistik wurde mit Arlequin 1.1 (Schneider et al., 1997) durchgeführt (Z ... Fischzuchten).

\*\* Signifikant auf dem 1%-Niveau; ns: nicht signifikant auf dem 1%-Niveau (siehe Material und Methoden, Kapitel 3.2)

Table 12: *Lower diagonal: pairwise  $F_{st}$ -values based on Kimura 2 parameter distances; upper diagonal: significance of pairwise  $F_{st}$ -values. Furthermore, nucleotide diversity ( $\pi$ ) for the 13 populations in this study is also shown. All statistics were produced in program Arlequin 1.1 (Schneider et al., 1997)*

Z: hatchery strains; \*\* significant at the 1% level; ns: not significant at the 1% level.

Population	Enknach	Fuschler Ache	Inn	Lammer	Drau	Möll	Gail	Gurk	Vöckla (Z.)	Lunz (Z.)	Salzach (Z.)	Drau (Z.)	Schweden (Z.)	$\pi$
Enknach		ns	ns	ns	ns	**	**	ns	ns	ns	**	ns	**	0,002741
Fuschl. Ache	0,07131		ns	ns	ns	**	**	ns	ns	**	ns	ns	ns	0,000839
Inn	0,19795	0,39970		ns	ns	**	**	ns	**	ns	**	ns	**	0,000514
Lammer	0,06566	-0,01922	0,18366		ns	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,002882
Drau	0,25154	0,28103	0,33967	0,16584		**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,006680
Möll	0,72609	0,75869	0,77476	0,66062	0,26574		ns	**	**	**	**	ns	**	0,003256
Gail	0,85832	0,89535	0,90882	0,77752	0,40822	-0,01773		**	**	**	**	**	**	0,001349
Gurk	0,04715	0,00832	0,08598	-0,04635	0,11440	0,61544	0,74176		ns	ns	ns	ns	ns	0,003795
Vöckla (Z.)	0,30305	0,54221	0,00318	0,27951	0,38015	0,78564	0,91317	0,16754		ns	**	ns	**	0,000814
Lunz (Z.)	0,37093	0,60956	0,43462	0,35522	0,38574	0,77995	0,90612	0,24761	0,25178		ns	ns	ns	0,001079
Salzach (Z.)	0,38575	0,65251	0,03817	0,30971	0,41626	0,80465	0,92876	0,19880	0,03817	0,62185		ns	ns	0,000000
Drau (Z.)	0,05658	0,07954	-0,04011	0,05826	0,23410	0,69593	0,82073	-0,00929	0,03641	0,17669	0,6550		ns	0,003297
Schweden (Z.)	0,91168	0,96569	0,98087	0,84339	0,68477	0,82428	0,92978	0,80625	0,98087	0,97067	1,0000	0,83333		0,000000

### 3.4 Diskussion

Die hier aufgezeigten genetischen Unterschiede, speziell jene zwischen den Äschenstämmen nördlich und südlich der Alpen, gehen weit über das hinaus, was notwendig ist, um eigenständige, phänotypische Formen und lokale Anpassungen an spezifische Umweltbedingungen zu entwickeln. Zum Beispiel hat sich die Marmorforelle (*Salmo trutta marmoratus*), die sich phänotypisch von allen anderen Bachforellen unterscheidet, von anderen Stämmen vor 100.000 bis 200.000 Jahren abgespalten. Solche Zeiträume sind nicht unbedingt notwendig, damit Stämme wichtige adaptiv signifikante Unterschiede entwickeln können. In einem bekannten Beispiel – wiederum Bachforelle – bewohnen drei unterschiedliche Formen mit geringer genetischer Abweichung voneinander einen einzigen See in Irland (McVeigh et al., 1995). Diese Stämme können genetisch, morphologisch sowie durch ihre Nahrung identifiziert werden und stellen daher einzigartige Fischstämme dar, die unterschiedlich bewirtschaftet werden müssen, wenn sie erhalten werden sollen.

Bei dieser ersten Untersuchung mitochondrischer DNA-Variationen zwischen einigen österreichischen Äschenpopulationen konnte aus den schon genannten Gründen nicht immer der Grad der Differenzierung zwischen nahe verwandten Stämmen oder Populationen zuverlässig bestimmt werden. Allozym-Studien, weiteres DNA-Sequenzieren oder auch die Verwendung polymorpher Marker wie etwa Mikrosatelliten (Sušnik et al., 1999; Snoj et al., 1999) könnten wahrscheinlich eine größere Variation innerhalb einzelner Regionen aufzeigen. Trotzdem stimmen unsere Befunde zu einer deutlichen Divergenz zwischen räumlich weit getrennten Gewässern, wie etwa solche nördlich und südlich der Alpen, sehr gut mit den jüngsten Ergebnissen aus bayrischen Gewässern überein. Dabei wurden mittels mtDNA und nuklearer DNA-Marker klar festgelegte Unterschiede zwischen Populationen aus dem Einzugsbereich der oberen Donau, der Elbe und des Rheins gefunden (Gross et al., in Druck). Unsere Untersuchung bestätigt auch die Allozym-Studien französischer Kollegen (Persat & Eppe, 1996; Patee et al., 1996), die ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Gewässern nördlich und südlich der Alpen feststellten.

Es ist auch relativ gut bekannt, daß die Aufzucht von Salmoniden in Fischzuchtereien und ihre darauffolgende Freisetzung in der Natur schwerwiegende Auswirkungen auf die genetische Struktur und Variabilität von Standortpopulationen haben kann (Leary et al., 1995; Hindar et al., 1991). Obwohl es klar definierte Methoden für Salmonidaufzucht und die Vermeidung oder Vermeidung des genetischen Verlustes gibt (Allendorf & Ryman, 1987), ist es unwahrscheinlich, daß die zahlreichen kleinen Zuchtereien in Österreich den Empfehlungen folgen können, da diese nur schwer durchzuführen sind. Unter diesen Umständen ist es eine schlechte Bewirtschaftungspolitik, Zuchtfische unbekannter Herkunft und genetischer Konstitution einzusetzen, um Probleme der Erhaltung zu lösen. Viele der verbliebenen österreichischen Äschenpopulationen sind im Abnehmen begriffen und einige deutlich vom Aussterben bedroht. Die Gründe für diese Abnahme sind vielfältig. Daher müssen Versuche, die geschrumpften Populationen wiederherzustellen, auf einer Vielfalt von Methoden aufbauen, die unter anderem auch auf die folgenden Ursachen dieses Rückganges abzielen: Migrationsbarrieren, Flußregulierung, die Zerstörung der Laichplätze sowie die mögliche Bedrohung durch Überfischung und Konkurrenz- oder Raubdruck durch andere Arten. Fischzucht wird klarerweise eine Rolle beim Wiederherstellen der Äschenpopulationen spielen. Wenn die Zucht aber ohne Rücksichtnahme auf wissenschaftliche Grundlagen und genetische Daten durchgeführt wird, kann der Schaden weit größer als der Nutzen sein. Zusätzlich muß, unabhängig vom genetischen Ursprung, gezeigt werden, inwieweit Besatzfische in freier Natur überhaupt überleben können. Jüngste Experimente in Österreich mit Bachforellen haben zum Beispiel gezeigt, daß Besatzfische nicht nur eine schlechtere Überlebenschance als Standortfische aufweisen, sondern auch einen negativen Einfluß auf die Wachstumsraten der Standortfische haben können und eine vermehrte Auswanderung dieser verursachen (Weiss & Kummer, 1998; Weiss & Schmutz, 1999a, b).

## 4. Ornithologische Begleituntersuchungen am Kormoran

### 4.1 Einleitung

In den letzten Jahren konnte eine deutliche Zunahme der Kormoran-Überwinterungsbestände in Österreich beobachtet werden. Die steigenden Kormoran-Zahlen und der verstärkte Durchzug in Österreich und speziell auch in Oberösterreich haben in den letzten Jahren für Konflikte zwischen Fischerei und Naturschutz gesorgt. Viele Angler und Teichwirte sind über die große Anzahl der Vögel und die damit verbundenen Einschränkungen ihres fischereiwirtschaftlichen Ertrages besorgt. Zudem werden negative Auswirkungen des Kormorans auf heimische Fischbestände befürchtet.

Unzählige Studien und Untersuchungen über den Kormoran und seine Lebensweise lassen sich recherchieren. Auch die Fischereiorganisationen können auf eine Vielzahl von Erhebungen im Bereich der Fischfauna, Fischökologie und v. a. im Bereich der Beeinträchtigungen der Fische durch den Kormoran verweisen. Aber allen diesen an sich wertvollen Studien fehlt meist die Interdisziplinarität. Und gerade der Bereich piscivorer Vögel und deren Einfluß auf die Fischfauna bedarf einer breitest angelegten Untersuchung, bei der sehr viele mögliche Einflußfaktoren erwogen und analysiert werden sollten (Keller & Vordermeier, 1994; Ranner, 1997). Die seit Jahren immer wieder von Experten (z. B. Suter, 1995) geforderten seriösen interdisziplinären Studien harren bis auf einige Ausnahmen nach wie vor einer Umsetzung. Durch die Initiative »Rettet die Äsche« in Oberösterreich scheint nun auch eine Annäherung möglich, da neben der intensiven Untersuchung der Äschenbestände auch Erhebungen zum Einfluß des Kormorans im selben Zeitraum und Untersuchungsgebiet ermöglicht wurden. Die gegenwärtige Studie hat sich die Aufgabe gestellt, neben Literatur-Recherchen zu Nahrungserwerb, Ausbreitung und Schutzstatus des Kormorans, mittels Freilandbeobachtungen und Untersuchungen zur Nahrungswahl dieser Vogelart die Frage zu behandeln, welche Rolle der Kormoran beim Rückgang der Äsche spielt. Weiters soll diskutiert werden, ob es hinsichtlich des Schutzes der Äsche in den Untersuchungsgewässern auch Maßnahmen gegenüber dem Kormoran bedarf.

### 4.2 Verbreitung, Nahrungserwerb und Schutzstatus des Kormorans

Der Kormoran *Phalacrocorax carbo* tritt in Europa in zwei Unterarten auf. Die Festlandrasse *Phalacrocorax carbo sinensis* hat ihre Vorkommensschwerpunkte in Mittel- und Westeuropa sowie in weiten Teilen Asiens (Rutschke, 1998). Funde von 4000–6000 Jahre alten Kormoranknochen in Norddeutschland belegen, daß es den Kormoran auf dem europäischen Festland vermutlich schon seit dem Ende der letzten Eiszeit als Brutvogel gegeben hat (Rutschke, 1998; Buchheim, 1998). Zu Beginn des 20. Jahrhunderts überlebte in Holland und Polen eine Restpopulation von ca. 1500 Brutpaaren. Nach einer kurzen Phase der Ausbreitung und Erholung der Bestände wurde Mitte des Jahrhunderts ein weiterer Bestandstiefpunkt von 3500 bis 4300 Brutpaaren in Nord- und Zentraleuropa registriert. Aufgrund verbesserter internationaler Schutzbestimmungen und auch aufgrund der Gewässereutrophierung kam es in den 70er Jahren und verstärkt in den 80er Jahren zu einer exponentiellen Bestandszunahme und zu einer Arealausweitung.

Verbreitungsschwerpunkte des Brutvorkommens mit einigen Großkolonien sind vorwiegend an den Küsten von Schweden, Dänemark, Polen, Deutschland und Holland lokalisiert, mit einem derzeitigen Bestand von ca. 94.700 Brutpaaren (Stand 1995) und weiteren 8000 Brutpaaren in anderen europäischen Staaten (Frankreich, Belgien, Sardinien). Die europäische Überwinterungspopulation wird mit ca. 400.000 Individuen angegeben. Die Populationszunahme ist seit Ende der 80er Jahre stark gesunken, und seit Beginn der 90er Jahre wachsen die Bestände kaum mehr an. Seit 1992 wurden und werden sogar lokale Bestandseinbrüche registriert (Knief, 1994; Brunner & Stani, 1998).

Für Österreich liegen Brutnachweise des Kormorans im Bereich der Donau-Auen des Wiener Beckens vor. Bis in das Jahr 1924 wurde eine große Kolonie in der Lobau bei Wien befliegen. Der Kormoran brütete seit 1945 regelmäßig bei Marchegg sowie unregelmäßig bei Orth und

Tulln, wobei die Bestandszahlen extrem schwankten. In Oberösterreich wurde von 1944 bis 1957 eine kleine Brutkolonie bei Raffelstetten beobachtet. Der Kormoran ist als Brutvogel an der österreichischen Donau um 1971 verschwunden (Trauttmansdorff et al., 1990).

Der österreichische Überwinterungsbestand stieg entsprechend der mitteleuropäischen Situation ebenfalls in den beiden letzten Jahrzehnten exponentiell an. Die wichtigsten Überwinterungsgewässer sind die Donau und der untere Inn sowie deren Zubringer. Der Kormoran nutzt Fließgewässer vor allem in Abschnitten mit Stauräumen. Bei einer länger andauernden kalten Witterung (Zufrieren der größeren Gewässer) dringt der Kormoran in das Alpenvorland vor. Der Kormoran ist seit dem Beginn der 70er Jahre an oberösterreichischen Fließgewässern während der Wintermonate ein häufig gesichteter Gast. Am Unterlauf der Traun wurde diese Vogelart ab dem Winter 1989/90 beobachtet, und seit dem Winter 1992/93 besuchen Kormorane auch die mittlere Traun und ihre Nebenflüsse (Krems, Ager, Alm, Vöckla) sowie die Enns. Seit dem Winter 1993/94 wird der Kormoran an der Steyr gesichtet (Kainz, 1994).

In Österreich und speziell auch in Oberösterreich ist seit 1995 parallel zur mitteleuropäischen Entwicklung ebenfalls ein Trend zur Stabilisierung der Überwinterungsbestände festzustellen. Bei den Wasservogelzählungen im Jänner wurden von 1990 bis 1994 durchschnittlich ca. 4000 Kormorane erhoben, wovon 80% in Ober- und Niederösterreich erfaßt werden konnten. In der Wintersaison 1995/96 wurden an den oberösterreichischen Schlafplätzen 2500 Exemplare und für Gesamt-Österreich ein Bestand von 4326 Kormoranen ermittelt. An der mittleren Donau wurden 1094 und an der unteren Donau 862 Kormorane, an der Traun 518 und am unteren Inn 256 Exemplare für 1996/97 eruiert. Nachdem schon in der Saison 1996/97 in Bayern geringe Kormoran-Bestände beobachtet wurden, nahmen die Zahlen im Winter 1997/98 nochmals ab (Aubrecht & Winkler, 1997; Parz-Gollner et al., 1998).

Der Kormoran (mittleres Gewicht: Männchen 2423 g, Weibchen 2085 g) ist ein Schwimmtaucher, der sich fast ausschließlich von Fischen ernährt. Die bevorzugte Länge der Beutefische beträgt zwischen 5 und 20 cm (Bauer & Glutz v. Blotzheim, 1987; Rutschke, 1998). Die tägliche Mindesttagesration wird mit ca. 400 g Fisch angegeben. Schwer verdauliche bzw. unverdauliche Fischreste (Gehörknochen, Schuppen etc.) werden in von schleimig-häutigen Hüllen umschlossenen Gewöllen, sogenannten »Speiballen«, meist am nächsten Tag ausgewürgt (Keller & Vordermeier, 1994; Zijlstra & Van Erden, 1995). Anhand der Fischreste können Aussagen über die gefressene Fischart, das Alter und die Größe des einzelnen Fisches getroffen werden. Bei Störungen im Bereich der Kolonie und der Schlafplätze würgen die Kormorane unmittelbar vor der Flucht den gesamten Mageninhalt aus. Der Kormoran jagt gerne in der Gruppe und bevorzugt eine Wassertiefe von ein bis drei Metern, wobei er aber in Tiefen bis über 40 m tauchen kann. Die Tauchdauer liegt bei 15 bis maximal 70 Sekunden (Bauer & Glutz v. Blotzheim, 1987; Keller & Vordermeier, 1994). Der tagaktive, soziale Vogel brütet in großen Kolonien und sammelt sich im Überwinterungsgebiet an kollektiven Ruhe- und Schlafplätzen, die vermutlich auch als Informationszentrum für gute Nahrungsgründe dienen. Der Aktionsradius um den Schlafplatz kann bis zu 60 km betragen.

Der Kormoran wurde Ende Juli 1997 aus dem Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (EU-Vogelschutzrichtlinie 1979, 79/409/EWG) gestrichen. In den Anhang II »jagdbare Arten« der Vogelschutzrichtlinie wurde der Kormoran nicht übergeführt (Ranner, 1997). Die derzeitige Bejagung des Kormorans erfolgt nach Artikel 9, einer Ausnahmeregelung in der geltenden EU-Vogelschutzrichtlinie »zur Abwendung erheblicher Schäden an ... Fischereigebieten und Gewässern«, sofern »... keine andere zufriedenstellende Lösung ...« in Sicht ist. Diese Ausnahme beinhaltet eine Berichtspflicht der Mitgliedsstaaten (vgl. Niederösterreich: Kormoran-Monitoring durch das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft/BOKU) an die Kommission über die »... Anwendung dieses Artikels ...«, also die durchgeführten Maßnahmen (EU-Vogelschutzrichtlinie, 1979).

In Österreich wird der Kormoran in der Roten Liste der gefährdeten Tierarten geführt, da er österreichweit nach wie vor »als Brutvogel ausgestorben« ist und lediglich ein häufiger Durchzügler und Wintergast ist (Ranner, 1997). Tabelle 13 gibt einen Überblick über den Stand der landesgesetzlichen Regelung zum Kormoranmanagement im Jahre 1999.

Tabelle 13: **Überblick über die landesgesetzliche Regelung zum Kormoran-Management in Österreich** (vgl. auch Parz-Gollner et al., 1998; Brunner & Stani, 1998)

Table 13: *Overview of the different laws for cormorant management in each Austrian province*

Landesgesetzliche Regelung zum Kormoranmanagement		
Bundesland	Gesetz	Regelung
Oberösterreich	Naturschutzgesetz	VO Nr. 100/96: 1. 10.–15. 3. im Umkreis von 100 m von gefährdeten Fischbeständen Vertreibung und Abschub von 5% des landesweiten Gesamtbestandes. Übersteigt dieser 1500 Stück, so sind 10% erlaubt. Nur an bestimmten Gewässern (bis 2004 verlängert).
Niederösterreich	Jagdgesetz	VO Nr. 113/97: 1. 11.–28. 2. Primär Vertreibung, sekundär Bejagung in fischökologisch besonders sensiblen Gewässerabschnitten bzw. fischereiwirtschaftlich bedeutsamen Anlagen. Höchstabschubzahlen festgelegt für einzelne Verwaltungsbezirke (1998 insgesamt 130 Stück). Bei Anlagen nur Einzelabschub, Kormoran-Monitoring, Arbeitsgruppe (bis Februar '99).
Salzburg	Jagdgesetz	Novelle Jges. '98, VO: 1. 9. '98–30. 4. '99. Höchstabschubzahlen nach Wildregionen, insgesamt ca. 120 Stück. Ausweisung und Festlegung von Zugriffszonen.
Steiermark	Naturschutzgesetz	»Kormoranregelung«. Lenkung durch gezielte Maßnahmen 1997/98. 1. 10.–28. 2. Zone I (Nichteingriffsgebiet): weder Vergrämung noch Abschub, ausgenommen Fischzuchtbetriebe. Zone II (Eingriffsgebiet): bestimmte Gebiete, ausgenommen Vogel- und Naturschutzgebiet. Genehmigter Abschub insgesamt 75 Stück.
Kärnten	Naturschutzgesetz	Regelung in Planung. Derzeit auch für Vergrämung Bewilligungspflicht. VO soll Gebiete für Vergrämungsmaßnahmen festlegen. Abschub nach Ansuchen.
Tirol	Naturschutzgesetz	Keine Maßnahmen, einzelne Abschüsse auf Antrag erhofft.
Vorarlberg	Jagdgesetz	1. 9.–31. 12. Schußzeit
Burgenland	Naturschutzgesetz	Keine Maßnahmen. (Noch) kein Kormoranproblem.

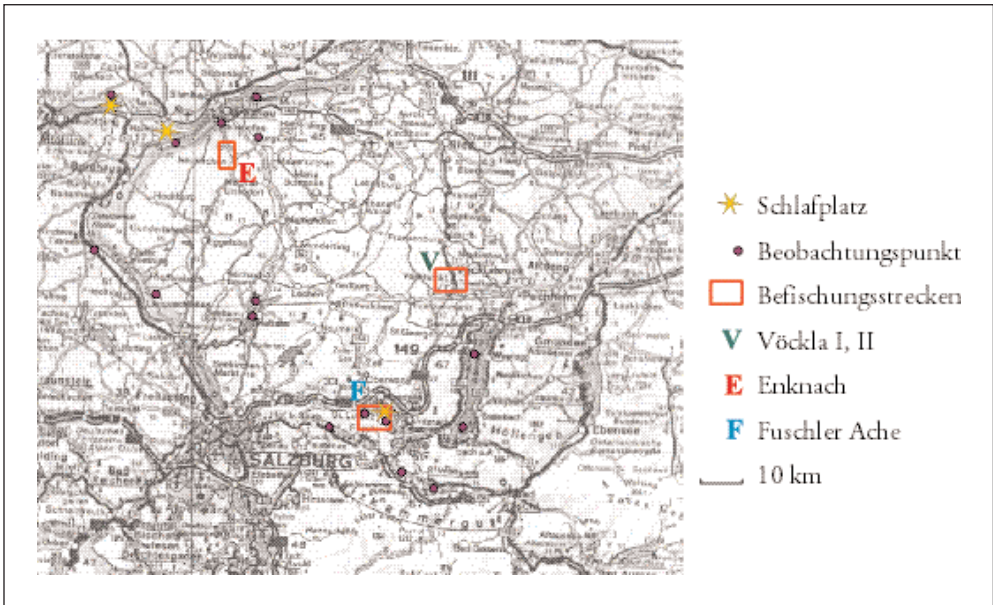
### 4.3 Material und Methoden

#### 4.3.1 Erfassung des Kormorans

Für die Erfassung eines möglichen Einfalls von Kormoranen erfolgten im Zeitraum von Anfang November 1997 bis Ende März 1998 im zweiwöchigen Rhythmus Kontrollbegehungen an den ausgewählten Befischungstrecken der drei Fließgewässer Vöckla, Enknach und Fuschler Ache (Abb. 30) sowie Erhebungen der Kormoran-Bestände an den Schlafplätzen Markt/Bayen, Mündung Salzach/Inn und Mondsee (Abb. 30). Die größeren an der Fahrtroute liegenden stehenden Gewässer wurden ebenfalls nach Kormoranen abgesucht (Einzelbeobachtungen, Abb. 30). Nach Möglichkeit wurde das ausgewählte Fließgewässer abgefahren und die Begehungen der Befischungstrecken in beiden Richtungen verlängert. Die Bestandssituation für Oberösterreich wird über Schlafplatzzählungen erhoben (BirdLife Oberösterreich, ARGE Unterer Inn). Ein Kormoran-Überwinterungsbestand kann am sichersten über solche Zählungen am Schlafplatz für ein größeres Gebiet bestimmt werden (Keller et al., 1996).

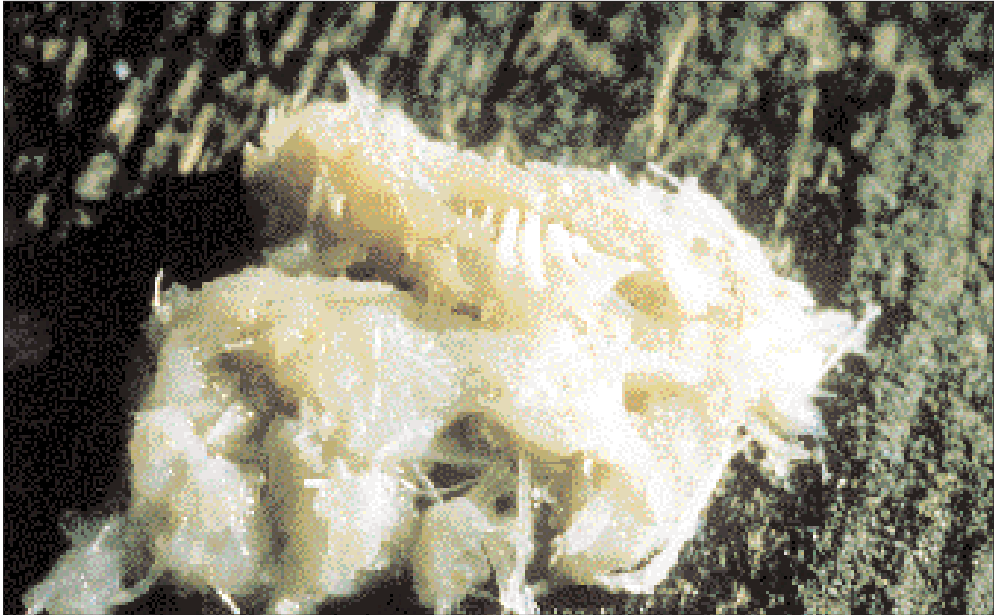
#### 4.3.2 Speiballen

Die mindestens einmal pro Tag von jedem Kormoran produzierten Speiballen (Mittel 0,97 bis 1,11 Speiballen pro Vogel pro Tag; Schratler & Trauttmansdorff, 1993) geben Aufschluß über das Nahrungsspektrum dieser Tiere (Abb. 31). Über Analysen verschiedener nicht bzw. schwer verdaulicher Fischskelett-Teile ist eine Bestimmung der jeweils aufgenommenen Fischart möglich. Rückschlüsse auf die Quantität der aufgenommenen Nahrung aus Speiballen-Analysen sind hingegen kaum möglich.



**Abb. 30.** Untersuchungsgebiet mit Lage der Befischungstrecken, der kontrollierten Schlafplätze (Markt, Inn-Salzach-Blick, Mondsee) und Einzelbeobachtungspunkten

*Fig. 30. Research area showing the location of sample sites, the studied roosts (Markt, Inn-Salzach-Blick, Mondsee) and single observation points*



**Abb. 31.** Kormoran-Speiballen mit gut erkennbaren Fischresten (mit Zähnen bestückter Schlundknochen ist deutlich zu erkennen) vom Schlafplatz Mondsee  
(Foto: J. N. Faber)

*Fig. 31. Cormorant pellet with well distinguishable fish remains (e. g., a clearly distinguishable pharyngeal bone with teeth) at the roost at Mondsee*

Im Untersuchungszeitraum wurden stichprobenartige Aufsammlungen der Speiballen an den Schlafplätzen Mondsee und Markt/Inn jeweils am Vormittag zur Feststellung des Beuteartenspektrums durchgeführt. Der Schlafplatz Mondsee (Abb. 32) befindet sich auf einer schmalen, in Privatbesitz befindlichen und daher mit Betretungsverbot behafteten Landzunge im unmittelbaren Nahbereich des Naturschutzgebietes am Mondsee. Der Schlafplatz Markt liegt auf einer schwer zugänglichen Halbinsel im Stauraumbereich des Inn (Mündungsbereich Alz). Die Schlaf- und Ruhebäume beider Schlafplätze stehen jeweils unmittelbar am Ufer, wodurch die Speiballen der Kormorane beim Auswürgen teilweise direkt in das Wasser fallen. Die aufgesammelten Speiballen wurden einzeln in Gefrierbeutelchen gegeben und eingefroren. Weitere Speiballen vom Schlafplatz Mondsee wurden von G. Fischer zur Verfügung gestellt. Da alle aufgesammelten Speiballen in einem Beutel zusammengegeben und im Anschluß eingefroren wurden,

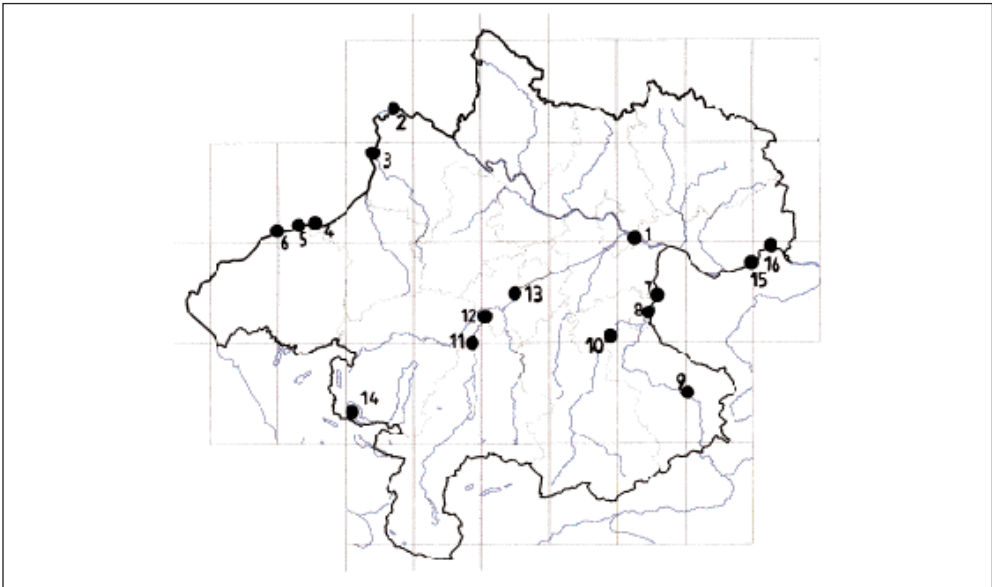


**Abb. 32.** Zwei Aufnahmen vom Kormoran-Schlafplatz Mondsee bei St. Lorenz. Die vom Kot der Kormorane weiß eingefärbten Schlafbäume sind gut erkennbar

*Fig. 32. Two photographs of the cormorant roost at Mondsee close to St. Lorenz. The roosting trees which are coloured white by the cormorant faeces are clearly visible*

konnten bei der Auswertung die einzelnen Speiballen nicht mehr getrennt werden. Die Bestimmungsergebnisse dieser Proben wurden lediglich für den Nachweis des Beuteartenspektrums herangezogen. Vom Schlafplatz Marktll liegt eine weitere Probe vor, wobei aufgrund nicht vorhandener Speiballen lediglich ausgetrocknete, aus älteren Speiballen stammende Fischskelett-Teile vom Boden aufgesammelt wurden. Auch diese Ergebnisse wurden lediglich in bezug auf das Beuteartenspektrum berücksichtigt.

Zur weiteren Bearbeitung wurden die Speiballen aufgetaut, unter dem Binokular die bestimm- baren Teile herausgearbeitet und analysiert. Die Bestimmung der Skelett-Teile erfolgte mög- lichst bis zum Artniveau und unter Verwendung der Literatur von März (1987) und Knoll- seisen (1996) sowie der Belegsammlung des Institutes für angewandte Öko-Ethologie in Stockerau. Zur Abgrenzung der Familie der Cyprinidae wurde das Vorhandensein der Schlund- knochen (vgl. Abb. 31) verwendet. Diese zahnartigen Gebilde des 5. Kiemenbogens werden zum Zerreißen und Pressen der Nahrung verwendet und variieren in Form und Ausbildung. Die daraus abgeleitete sogenannte Schlundzahnformel ist artspezifisch ausgebildet und ermög- licht meist eine exakte Artbestimmung. Da die beiden Fischarten Aitel und Hasel nur schwer unterscheidbare Schlundknochen aufweisen, wurden diese beiden Arten nicht weiter unter- schieden. Kiemendeckel (Operculum), Vorderdeckelknochen (Preoperculum) und Schlüssel- bein (Clavicula) sind meist schlecht erhaltene Knochenteile. Nur bei den Percidae können die Vorderdeckelknochen gut bestimmt werden. Die konzentrisch in Rhythmen wachsenden Gehörsteinchen (Otolithen) ermöglichen die räumliche Orientierung der Fische. Von den drei pro Labyrinth vorhandenen Otolithen wurde die Sagitta zur Artbestimmung herangezogen. Teilweise sind die Otolithen stark korrodiert und nur zur Trennung der Gruppen Percidae, Cyprinidae und Nicht-Cyprinidae zu verwenden. Die Schuppen variieren in Größe, Form und Zeichnung und ermöglichen neben den Schlundknochen die exakteste Artbestimmung (Schratter & Trauttmansdorff, 1993). Der Aal konnte aufgrund seiner typischen Wirbel bestimmt wer- den (Schratter & Trauttmansdorff, 1993).



**Abb. 33.** Lage der bei den Zählungen erfaßten Schlafplätze (vgl. Tab. 14) (verändert nach Parz-Gollner et al., 1998). 1... Mittewasser/Linz, 2... Passau, 3... Vornbach, 4... Achspitz, 5... Urfahr, 6... Eglsee, 7... Mühl- rading, 8... Staning, 9... Küpfern, 10... Waldneukirchen, 11... Steyrermühl, 12... Kemating, 13... Enten- stein, 14... Mondsee/St. Lorenz (15... Ardagger, 16... Wörth)

*Fig. 33. Location of the roosts which were included in the cormorant counts*



## 4.4 Ergebnisse

### 4.4.1 Zählungen

Die Zähldaten der Wintersaison 1997/98 von 14 oberösterreichischen Schlafplatzstandorten (Tab. 14) geben einen Winterbestand von 500 bis 800 Kormoranen an. Mitte November und Mitte Jänner wurden Maximalwerte von ca. 770 Individuen erhoben. Die Ergebnisse für den Herbst (Monate Oktober bis Dezember) zeigen mit ca. 590 Exemplaren pro Zählung einen ähnlichen Bestand wie für das Frühjahr (Monate Jänner bis März) mit 614 Expl./Zählg. (Aubrecht & Winkler, 1997; Parz-Gollner et al., 1998).

Die Lage der Schlafplätze Ardagger und Wörth sind in der Abbildung 33 auch dargestellt, um einen besseren Eindruck der Verbreitungssituation zu ermöglichen. Die Bestandsdaten dieser Schlafplätze werden bei den Schlafplatzzählungen (BirdLife) dem Bundesland Niederösterreich zugerechnet und daher für Oberösterreich nicht berücksichtigt.

Tabelle 14: **Ergebnisse der Schlafplatzzählungen Winter 1997/98** (nach Parz-Gollner et al., 1998). 1... Mitterwasser/Linz, 2... Passau, 3... Vornbach, 4... Achspitz, 5... Urfahr, 6... Eglsee, 7... Mühlrading, 8... Staning, 9... Küpfern, 10... Waldneukirchen, 11... Steyrmühl, 12... Kemating, 13... Entenstein, 14... Mondsee/St. Lorenz

Table 14: *Results of roost counts in the winter of 1997/98*

Datum	Donau		Inn				Enns			Steyr	Traun			Mondsee
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
25. 10. 97	400							21	78	0	52	0	0	
02. 11. 97		60	55			0								0
08. 11. 97		50					13	27	23	0	58	2	0	
09. 11. 97			61	140	0									
15. 11. 97		65	106					31	0	2	51	54	ca. 6	
17. 11. 97	347						45							
21. 11. 97						38								
25. 11. 97								65	0					
29. 11. 97	322	97	46	16	90		0			0	18	0	4	
06. 12. 97			133	14	22				0	0	31	2	8	
10. 12. 97	116	74					40	7						
20. 12. 97		182	185	6	4		0	14	0	0	19	0	38	
29. 12. 97							0	19						
03. 01. 98				32	40		0	42	0	0			4	
06. 01. 98		115	103			95								
17. 01. 98	112	183	110	130	65		0	48	0	0	10	5	11	
23. 01. 98													24	
28. 01. 98													37	104
31. 01. 98	7	86	93	85	45	Eis	0	127	0	0	31	0	38	113
08. 02. 98														98
14. 02. 98		247	63	60	20		35	0	0	0	46	10	53	103
16. 02. 98	0												32	102
20. 02. 98						ca. 20								
28. 02. 98		15	84	220	4		0	30	28	0	39	0	2	
05. 03. 98	71													105
14. 03. 98	90	61	115	36	6		5	0	5	0	14	0	1	106

#### 4.4.2 Kormoran-Beobachtungen im Winter 1997/98

Am 13. 2. 1998 konnte ein Kormoran beim Abstreichen aus einer kleinen Wehranlage (Sägewerk) an der Fuschler Ache außerhalb der Befischungsstrecken beobachtet werden (Tab. 15). Eine weitere direkte Beobachtung eines Kormorans beim Fischen in der Fuschler Ache liegt von Ende März vor (J. N. Faber und W. Hauer, mündl. Mitteilg.). Bei den Begehungen der Befischungsstrecken an der Fuschler Ache konnten im Untersuchungszeitraum keine Kormorane festgestellt werden. Es liegt dennoch nahe, daß die Kormorane des Schlafplatzes Mondsee in der Fuschler Ache ihre Nahrung suchen. Neben Kormoranen wurden auch wiederholt Graureiher und Gänsesäger nahe der Untersuchungsstrecke in der Fuschler Ache gesichtet. Tabelle 15 enthält die Zählenden für die Wintersaison 1997/98 aufgrund der Schwerpunktbeobachtungen an den ausgewählten Befischungsstrecken mit den Ergebnissen der Beobachtungen an den drei Schlafplätzen und der Einzelbeobachtungen. An den beiden Fließgewässern Vöckla und Enknach konnten im Untersuchungszeitraum im Zuge der Begehungen an den Probestrecken keine Kormorane beobachtet werden. Lediglich an der Enknach im Bereich der

**Tabelle 15: Kormoran-Zählenden der Wintersaison 1997/98.** Zusätzlich aufgeführt sind die Daten der Schlafplätze Marktl, Salzach-Inn-Mündung und Mondsee sowie Einzelbeobachtungen (stehende Gewässer: Grabensee, Obertrumer See, Wolfgangsee, Fuschlsee, Attersee; Fließgewässer: Enknach bei der Ortsumfahrungen-Brücke Braunau, Salzach/St. Georgen-Irlach, Inn/Hagenauer Bucht, Salzach/Ettenau-Tittmoning) angegeben

*Table 15: Cormorant counts in the winter season of 1997/98. Additionally, the data for the roosts Marktl, Salzach-Inn mouth, and Mondsee, as well as those of single observations are shown*

Datum	Befischungsstrecken			Kormoran-Schlafplätze			Einzelbeobachtungen: stehende Gewässer					Einzelbeobachtungen: Fließgewässer			
	Vöckla	Fuschler Ache	Enknach	Marktl	Salzach/Inn	Mondsee	Grabensee	Obertr. See	Wolfgangsee	Fuschlsee	Attersee	Enknach/Br.	St. Georgen	Hagen. Bucht	Ettenau
28. 10. 97				21											
06. 11. 97			0	15									39		
07. 11. 97	0	0													
19. 11. 97	0				96										
20. 11. 97			0				3							6	
21. 11. 97		0				30									
01. 12. 97			0		24								5	6	
02. 12. 97	0	0				28									
18. 12. 97	0		0				1					4		2	4
19. 12. 97		0				10									
03. 01. 98	0	0	0			22		3						2	
16. 01. 98	0	0	0		16	17		9				2			3
28. 01. 98						52									
29. 01. 98	0		0		7			2							
30. 01. 98						104									
30. 01. 98		0				2			6	1					
12. 02. 98			0	31											
13. 02. 98	0	1			48	86					2				
25. 02. 98	0	0	0	14	20	12				1				7	
13. 03. 98	0	0	0	26	16										
26. 03. 98	0	0	0	10	19	18								1	

Brücke über die Enknach (Ortsumfahrung Braunau; Staubereich eines kleinen Wehres) konnten am 18. 12. 1997 vier und am 16. 1. 1998 zwei Kormorane im Wasser schwimmend ausgemacht werden.

Weitere Kormoran-Daten (Tab. 16) liegen von der Mattig (von St. Georgen bis Seibersdorf/

Mühle) sowie vom Kraftwerk Ranshofen, dem Altwasser Hagenauer Bucht und dem Innfluß Braunau vor (erhoben von Sieger, Kasinger und Kleinfärchner). Diese Zählergebnisse sind nur begrenzt aussagekräftig, da die Dauer der Erhebung oft mehrere Stunden beträgt und möglicherweise Mehrfachzählungen zustande gekommen sind.

Für den Kormoran-Schlafplatz Mondsee liegen relativ exakte Daten für die Wintersaison 1997/98 vor (Tab. 17). Ab Ende Jänner sind Aufzeichnungen von J. N. Faber vorgenommen worden. Ein Höchststand von 113 Individuen am Schlafplatz Mondsee wurde Anfang Februar registriert. In der ersten Märzhälfte wurde immerhin noch ein Bestand von 106 Individuen erreicht. Die Individuenzahl am Schlafplatz ist – wie in Tabelle 16 ersichtlich – teilweise großen Schwankungen unterworfen. Mit dem Beginn des Aprils wurde der Schlafplatz kontinuierlich aufgegeben. Einige Kormorane konnten über den Sommer 1998 am Mondsee umherstreifend beobachtet werden. Am Schlafplatz selbst wurden während des Sommers keine Kormorane registriert (J. N. Faber, mündl. Mitteilg.).

Die Zählungen gestalteten sich teilweise als überaus schwierig, da An- und Abflüge in großer Individuenzahl vor sich gingen. An manchen Tagen waren die Tiere bereits noch in der Dunkelheit abgeflogen.

Genauere Daten zur Kormoran-Abflugaktivität am Schlafplatz stammen von Beobachtungen am Inn-Salzach-Blick vom 13. 2. 1998 (Abb. 34). In der Zeit von 7.00 bis 9.20 Uhr wurden insgesamt 48 Kormorane beim Ausfliegen vom Schlafplatz beobachtet. Bereits unmittelbar vor Sonnenaufgang (7.19 Uhr) erhoben sich die ersten Vögel von den Bäumen des auf einer Halbinsel am rechten Inn-Ufer gelegenen Schlafplatzes. Um 7.11 Uhr flogen zwei Tiere Inn-abwärts, und 30 Tiere drehten einen weiten Bogen und ließen sich anschließend wieder am Schlafplatz nieder. Diese Aktivität war um 7.15 Uhr abermals zu beobachten. Zwischen 7.28 und kurz vor 8 Uhr setzte eine längere Pause ein, während der allerdings immer wieder kurz auffliegende Kormorane zu beobachten waren (»Abflugunruhe«). Um 7.52 Uhr flog ein Einzeltier Richtung Westen zu einem dort gelegenen, teilweise zugefrorenen See. Um 7.59 Uhr folgte ein weiteres Tier in ähnlicher Richtung. Um 8.09 Uhr flogen dann 37 Tiere vom Schlafplatz aus Inn-aufwärts und teilten sich dann nach einiger Entfernung in zwei Gruppen

Tabelle 16: **Ergebnisse der Kormoran-Zählungen an der Mattig und am Inn** (verändert nach Sieger, Kasinger und Kleinfärchner)

Table 16: *Results of cormorant counts at the rivers Mattig and Inn*

Datum	Mattig	Inn		
		KW Ranshofen	Hagenauer Bucht	Braunau
02. 10. 97				18
11. 10. 97		15		
16. 10. 97			200–250	
18. 10. 97		30		
20. 10. 97			6	
24. 10. 97	1			
26. 10. 97			12	
30. 10. 97		4		12
01. 11. 97		6		
03. 11. 97	4	6		
06. 11. 97		27		
07. 11. 97				8
09. 11. 97	2	12		
15. 11. 97	3		2	
21. 11. 97			8	
28. 11. 97	1			
29. 11. 97	1			
05. 12. 97	3			
10. 12. 97	2			
14. 12. 97	1			
15. 12. 97	8			
17. 12. 97	2			
19. 12. 97	4			
22. 12. 97	4			
27. 12. 97	2			
30. 12. 97	4			
07. 01. 98	3			
08. 01. 98	2			
15. 01. 98	3			
26. 01. 98	5			
26. 03. 98	2			

Tabelle 17: **Am Schlafplatz Mondsee erhobene Kormoranzahlen im Rahmen der zweiwöchigen Kontrollbegehungen** (ergänzt durch die Zählzeiten von J. N. Faber)

Table 17: *Cormorant numbers counted at the roost Mondsee during control visits at two week intervals*

Datum	Uhrzeit	Anzahl
21. 11. 1997	8.15	30
28. 01. 1998	7.00	83
30. 01. 1998	7.30	104
02. 02. 1998	7.35	97
04. 02. 1998	17.34	113
07. 02. 1998	17.16	82
09. 02. 1998	17.20	98
13. 02. 1998	17.45	103
18. 02. 1998	17.25	87
19. 02. 1998	6.35	85

Datum	Uhrzeit	Anzahl
19. 02. 1998	17.14	102
27. 02. 1998	7.55	63
03. 03. 1998	17.53	104
04. 03. 1998	6.30	106
11. 03. 1998	18.05	106
12. 03. 1998	6.29	90
19. 03. 1998	18.30	72
25. 03. 1998	18.57	43
02. 04. 1998	19.17	12
05. 04. 1998	6.00	5

Tabelle 18: **Anzahl der bestimmaren, unbestimmaren und leeren Speiballen, aufgetrennt nach Schlafplätzen**

Table 18: *Number of identified, not identified and empty pellets separated according to different roosts*

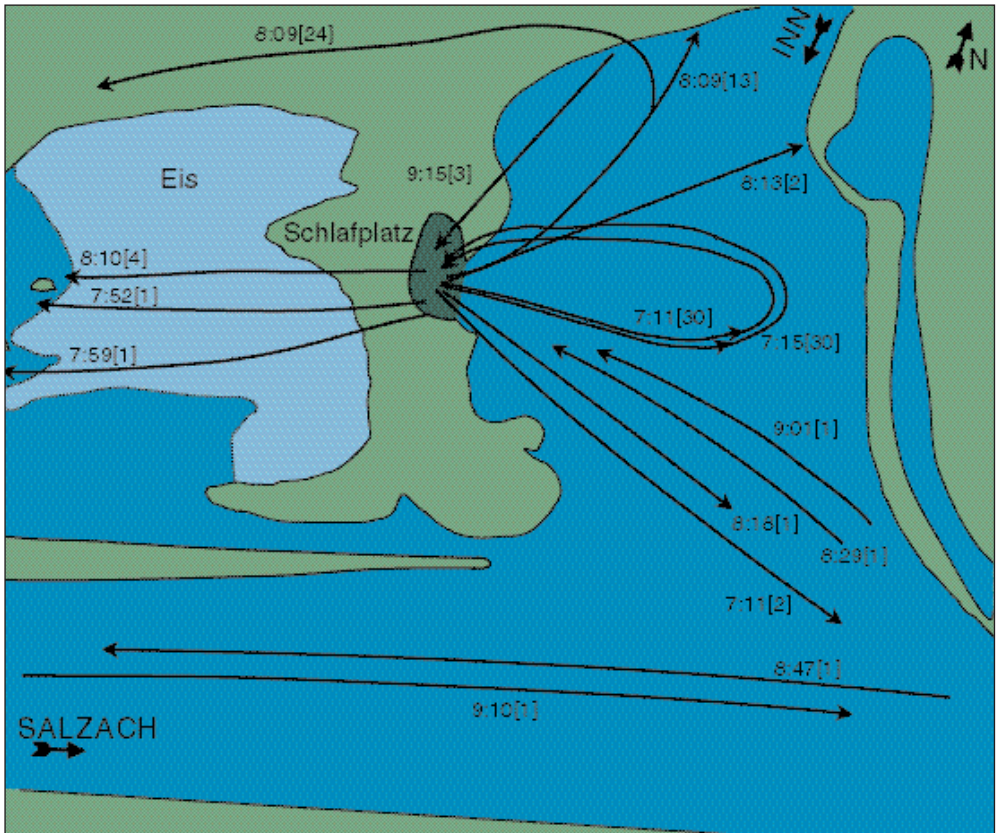
Schlafplatz	Speiballen			Summe
	bestimmbar	unbestimmbar	leer	
Mondsee	37	7	17	61
Markt	15	9	8	32
Summe	52	16	25	93

auf, wobei eine dieser Gruppen mit 24 Tieren über dem Hinterland nach Westen abbog. Nur eine Minute später flogen vier Kormorane wieder direkt vom Schlafplatz aus nach Westen zu dem See und ließen sich dort vorerst im Wasser nieder. Ab 8.20 Uhr wurden dort auf einer kleinen Schwemmholzinsel außerhalb der Eisfläche sitzende Kormorane gesichtet, zuerst zwei, dann fünf (9 Uhr) und schließlich sechs Tiere (9.20 Uhr). Um 8.13 Uhr gab es noch eine letzte beobachtete Abflugaktivität: Zwei Kormorane überquerten den Inn in Richtung eines dahinter gelegenen Gewässers. Fünf Rückkehrer trafen bereits wieder zwischen 8.29 und 9.15 Uhr ein. Weiters war um 8.47 und 9.10 Uhr je ein Flug Salzach-aufwärts und Salzach-abwärts zu beobachten.

#### 4.4.3 Analyse der Speiballen

Von Ende Jänner bis Mitte März wurden insgesamt 93 Speiballen an den beiden Schlafplätzen Mondsee und Markt aufgesammelt. 52 dieser Speiballen beinhalten Fischreste, die einer Bestimmung zugeführt werden konnten. In 16 Speiballen befanden sich unbestimmbare Reste, teilweise von Fischen aber auch Haare und Angelhaken. In 25 Speiballen konnte kein Hinweis eines Nahrungsrestes gefunden werden (Tab. 18). Der Anteil von 27% leeren Speiballen liegt etwas unter dem in der Literatur mit 30% angegebenen Wert (Schratter & Trauttmansdorff, 1993).

Die Analyse und Auswertung der 52 Speiballen ergab das in Tabelle 19 aufgelistete Beuteartenspektrum. Die in der Tabelle 18 mit Fragezeichen geführte Familie der Salmonidae ist nur auf Familienniveau bestimmbar und der Nachweis (Reste von Schuppen) als nicht gesichert zu betrachten. Bei der Angabe Cyprinidae war die Bestimmung nur bis auf das Fami-



**Abb. 34.** Oben: Foto der Salzach-Inn-Mündung. Unten: Skizze dieses Areals mit Aufzeichnung der Zeit des Abfluges vom Schlafplatz, der Zahl von fliegenden Kormoranen (in eckigen Klammern) und der Flugrichtung vom 13. 2. 1998, 7.00–9.20 Uhr

*Fig. 34. Top: Photograph of the mouth of the Salzach where it enters the Inn. Bottom: Sketch of this area shown above with notation of time of departure from roost, number of flying cormorants (in brackets) and the flight direction on 13 February 1998, at 7:00–9:20 a.m.*

Tabelle 19: **Zusammensetzung der Kormorannahrung an den beiden Schlafplätzen Mondsee und Markt!**Table 19: *Composition of cormorant diet at the two roosts Mondsee and Markt!*

Arten	Schlafplatz Mondsee	Schlafplatz Markt!
Salmonidae?	x	x
<i>Coregonus</i> sp.	x	x
Äsche <i>Thymallus thymallus</i>	x	
Cyprinidae	x	x
Rotauge <i>Rutilus rutilus</i>	x	x
Aitel/Hasel <i>Leuciscus</i> sp.	x	x
Brachse <i>Abramis brama</i>	x	
Aal <i>Anguilla anguilla</i>	x	
Hecht <i>Esox lucius</i>	x	x
Flußbarsch <i>Perca fluviatilis</i>	x	x
Kaulbarsch <i>Gymnocephalus cernua</i>	x	x

Tabelle 20: **Antreffhäufigkeit der Fischarten in den Speiballen**Table 20: *Number and percent occurrence of fish species in the pellets*

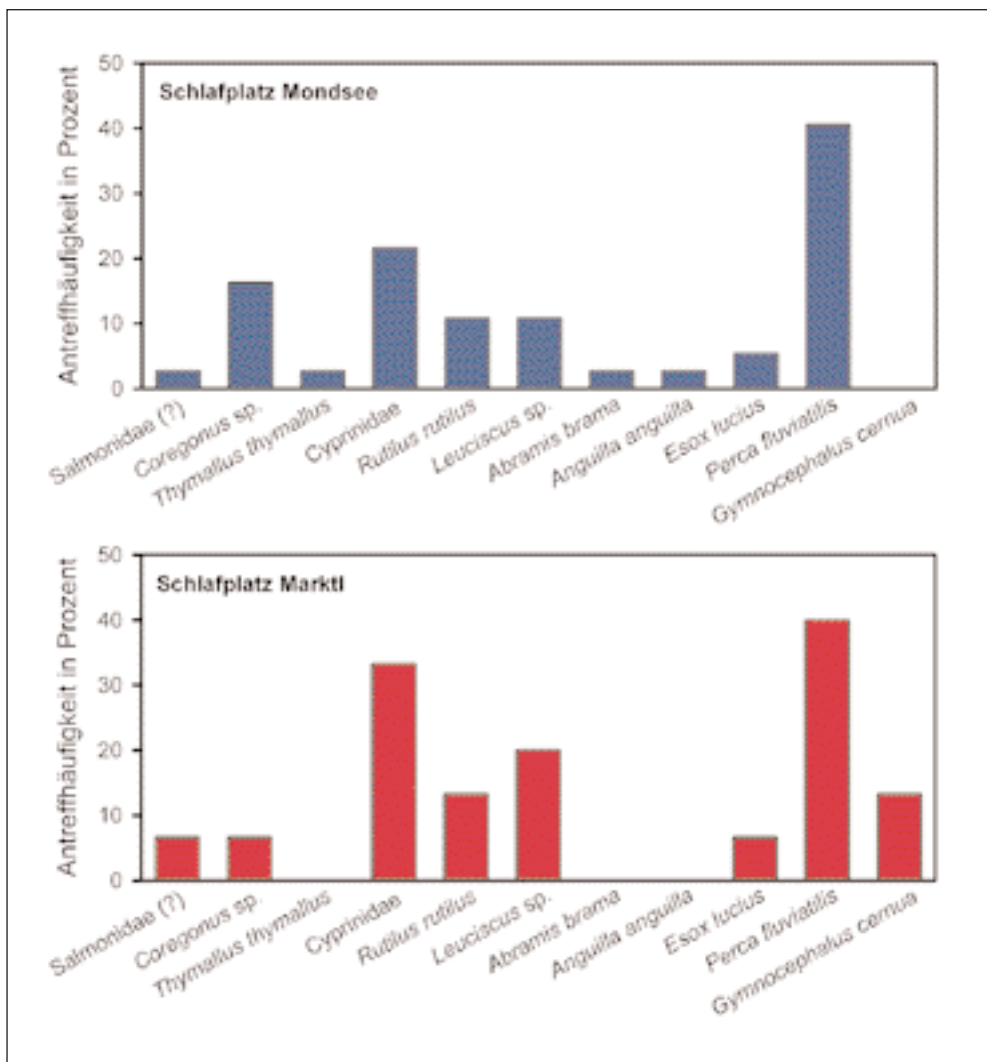
Schlafplatz Mondsee			Schlafplatz Markt!		
Art	Antreffhäufigkeit		Art	Antreffhäufigkeit	
	n	%		n	%
Salmonidae?	1	2,7	Salmonidae?	1	6,6
<i>Coregonus</i> sp.	6	16,2	<i>Coregonus</i> sp.	1	6,6
<i>Thymallus thymallus</i>	1	2,7	Cyprinidae	5	33,5
Cyprinidae	8	21,6	<i>Rutilus rutilus</i>	2	13,3
<i>Rutilus rutilus</i>	4	10,8	<i>Leuciscus</i> sp.	3	20
<i>Leuciscus</i> sp.	4	10,8	<i>Esox lucius</i>	2	5,4
<i>Abramis brama</i>	1	2,7	<i>Perca fluviatilis</i>	15	40,5
<i>Anguilla anguilla</i>	1	2,7	<i>Gymnocephalus cernua</i>	2	13,3
<i>Esox lucius</i>	2	5,4			
<i>Perca fluviatilis</i>	15	40,5			

lienniveau möglich.

Die Kormorane des Schlafplatzes Mondsee (Tab. 20 und Abb. 35 oben) ernähren sich in erster Linie vom Flußbarsch (40,5%), gefolgt von Cypriniden mit 21,6 Prozent. Auch Coregonen (16,2%), Rotaugen und Aitel/Hasel (je 10,8%) werden gerne genommen. Mit 40 Prozent werden Flußbarsch und mit 33,3% Cypriniden von den Kormoranen des Schlafplatzes Markt! (Tab. 19 und Abb. 35 unten) gefressen, gefolgt von Aitel/Hasel mit 20 Prozent und dem Rotauge (13,3%). Der Anteil der Äsche ist mit einem Nachweis für den Schlafplatz Mondsee äußerst gering. Neben den typischen Fischelekt-Resten konnten eine geteilte Schwimmblase (Cyprinidae), ein Angelhaken und Haare gefunden werden.

#### 4.5 Diskussion

Die vorherrschenden klimatischen Bedingungen und das verfügbare Nahrungsangebot gelten als die beiden wesentlichen Faktoren für die Aufenthaltsdauer und das Verbreitungsgebiet der Kormoran-Überwinterungsbestände (Parz-Gollner et al., 1998). Die Wintersaison 1997/98 war durch außergewöhnlich milde Temperaturen geprägt. Lediglich Ende Jänner/Anfang Februar trat eine Kälteperiode mit teilweiser Vereisung der stehenden Gewässer ein. Generell ist die-



**Abb. 35.** Graphische Darstellung der Antreffhäufigkeit der Fischarten in den Speiballen der Schlafplätze Mondsee (N = 37) und Marktl (N = 15)

*Fig. 35. Graphical display of the frequency of occurrence of fish species in the pellets at the roost at Mondsee (n = 37) and Marktl (n = 15)*

ser Winter am besten mit den Worten »zu warm für diese Jahreszeit« zu beschreiben (z. B. am 13. 2. 1998 mit +13° C). Deshalb werden Vergleichsdaten aus kälteren Wintern nötig sein, um die Aussagekraft der in dieser Studie erhobenen Daten zu überprüfen.

#### 4.5.1 Kormoranzählungen

Im Untersuchungszeitraum konnten nur zwei Kormoran-Beobachtungen an der Fuschler Ache verzeichnet werden. Die beiden Beobachtungsorte lagen außerhalb der ausgewählten Befischungsstrecke. Für die Vöckla liegen überhaupt keine Hinweise für eine Kormoranpräsenz

im Bereich der beiden Befischungsstrecken vor. Im Bereich der Befischungsstrecke der Enknach konnten erst im Folgewinter nach Ablauf der Untersuchungsphase, am 6. 1. 1999, bei einer Einzelbeobachtung zwei Kormorane gesichtet werden.

Aus den Einzelbeobachtungen ist ersichtlich, daß die Kormorane in kleineren Trupps durchaus große Gebiete befliegen und auch nutzen. So werden alle im Einzugsgebiet der Schlafplätze liegenden stehenden und fließenden Gewässer genutzt. Teilweise werden kurzfristig Schlafplätze von kleinen Trupps gegründet, die oft nur einige Tage befliegen werden (z. B. Hallstätter See). An den im Untersuchungsgebiet liegenden Seen wurden immer wieder kleine Trupps von Kormoranen gesichtet. Dort etablierten sich traditionelle Tages-Ruheplätze (z. B. Obertrumer See – Kormorane ruhen auf Boje).

Die Zahlen der Fließgewässer Mattig und Inn sind ohne Angabe, ob und wie oft der Beobachter seinen Standort wechselte, nur bedingt aussagekräftig. Die Anzahl der beobachteten Tiere mit einem Maximum von acht Individuen Mitte Dezember und der regelmäßige Besuch von Ende Oktober bis Ende März von ein bis fünf Individuen zeigen, daß eine geringe Zahl von Kormoranen dieses Gewässer nutzte (vgl. 1996/97: ca. 120 Kormorane!). Ein Einfluß auf die Äschenbestände der Mattig ist hier nicht auszuschließen. Die Anzahl von 200 bis 250 Kormoranen Mitte Oktober weist auf eine erste Zugspitze hin. Der untere Inn ist eine wichtige Raststation für ziehende Vögel. Die weiteren Zählraten aus der Hagenauer Bucht stimmen gut mit den im Rahmen unseres Projektes erhobenen Daten überein und befinden sich auf einem Tiefstand. Offensichtlich nutzen die Kormorane – möglicherweise auch aufgrund der Störungen und Vertreibungen – mittlerweile andere Regionen des Inns bzw. teilen sich in kleinere Trupps auf.

Die Daten der Schlafplatzzählungen zeigen einen stark schwankenden Bestand im Untersuchungszeitraum. Die Höchststände am Schlafplatz Inn-Salzach-Blick sind mit 96 Individuen als eher gering anzusehen. Trotz eines Individuenbestandes von immerhin maximal 113 Tieren am Schlafplatz Mondsee ist der derzeitige Einfluß des Kormorans auf die Äschenbestände der Fuschler Ache aufgrund der Beobachtungsdaten als gering zu bezeichnen. Die Schwankungen der Vogelzahlen am Schlafplatz zeigen, daß sich die Zusammensetzung der Schlafgemeinschaft offensichtlich häufig ändert. Die Erfassung der Tiere gestaltete sich als schwierig, da die Tiere teilweise in der Dunkelheit abstreichen. Dies könnte eine Folge der Vertreibungen und Vergrämung sein. Im Lauf des Monats April wurde der Schlafplatz Mondsee kontinuierlich aufgegeben. Ca. 18 Kormorane übersommerten am Mondsee und wurden dort in kleinen Trupps umherstreifend immer wieder beobachtet, allerdings nie am Überwinterungs-Schlafplatz.

Bei der Beobachtung der Abflugaktivität vom Schlafplatz zeigte sich, daß die Kormorane schon sehr früh und teilweise unmittelbar vor Sonnenaufgang, einzeln oder in unterschiedlich großen Gruppen, in ganz verschiedene Richtungen aufbrachen. Dabei kam es vorerst zu Phasen einer Flugunruhe, bei der die Tiere offensichtlich im Konflikt zwischen Aufbruch und Verbleib am Schlafplatz kurz aufflogen und sich dann wieder niederließen. Beim endgültigen Aufbruch einer großen Gruppe kam es kurz danach zur Auftrennung in zwei kleinere Gruppen. Interessant ist, daß eine dieser Gruppen sich weiter Inn-aufwärts bewegte. Dies ist die Richtung zu dem weiter oben in etwa 8 km Distanz nahe Marktll gelegenen Schlafplatz. Beobachtungen an Kormoranen an diesem letzteren Schlafplatz zeigten, daß sie nach dem Abflug fast ausschließlich Inn-abwärts in Richtung Salzach-Inn-Mündung ziehen. Es besteht also die Möglichkeit, daß ein häufiger Wechsel zwischen den beiden alternativen Schlafplätzen erfolgt. Der Flug der größeren Gruppe landeinwärts von den beiden Flüssen und den angrenzenden Ruhigwasserzonen weg ist auch bemerkenswert. Da im Unterschied zu den anderen Abflügen aus dieser Richtung bis zur Beendigung der Beobachtungen keine Tiere zurückkehrten, könnte dies ein längerer Ausflug über eine größere Distanz sein. Da sich ein relativ großer Trupp von 24 Tieren von der Inn-aufwärts fliegenden Gruppe abtrennte und geschlossen (»zielgerichtet«) landeinwärts weiterflog, kann es sich dabei um keine rein zufällige Situation handeln. Eine Möglichkeit ist, daß hier ein Bereich der unteren Alz, die sich in dieser Richtung befindet, angesteuert wurde.



Nur drei Tiere brachen an diesem Morgen vom Schlafplatz Inn/Salzach in Richtung Mattig und Enknach auf, die beide etwas mehr als 10 km entfernt vom Schlafplatz liegen. Zwei davon kehrten bereits nach kurzer Zeit wieder zurück. An dieser Flugrichtung schien zumindest am Beobachtungstag kein großes Interesse zu bestehen, da sogar mehrere Kormorane zu dem Stillgewässer flogen und dort auch über längere Zeit verblieben. Letzteres war allerdings sicher auch deshalb der Fall, weil dieses Gewässer nicht komplett zugefroren war.

#### 4.5.2 Nahrungserwerb

Die gewählten Befischungsstrecken stellen keine idealen Nahrungsgründe für den Kormoran dar. Die Vögel bevorzugen für ihre Jagd vor allem Stauhaltungen kleiner und großer Wehre. So liegen alle festgestellten Beobachtungen von Kormoranen in den ausgewählten Fließgewässern im Bereich von Stauhaltungen. In diesen Bereichen liegt ein Kormoran-Einfluß auf die Fischbestände nahe. Allerdings sind Stauhaltungen auch kein optimales Habitat für die Äsche (Wiesbauer et al., 1991).

Es konnte für alle drei Fließgewässer kein Hinweis erbracht werden, der die Annahme bestätigen würde, daß Kormorane die derzeitigen Bestände der Äschen oder anderer Fischarten nachhaltig beeinträchtigen (vgl. Suter, 1995). Die Nahrungszusammensetzung spiegelt wahrscheinlich nur die aktuelle Bestandssituation der Fischfauna wider (Schratter & Trauttmansdorff, 1993). Der Kormoran ist ein Nahrungsoportunist, der es sich energetisch nicht leisten kann, nur bestimmte Fischarten auszuwählen (Buchheim, 1998).

In nur etwas mehr als der Hälfte (56%) der in ihrer Größe und Zusammensetzung stark variierenden Speiballen fand sich bestimmbarer Inhalt. Von den aufgesammelten Speiballen waren 25 leer und in 16 Gewöllen befanden sich unbestimmbare Nahrungsreste (zusammen 44%). Die Tiere müssen zwischen einem energetisch aufwendigen Nahrungsflug und vergleichsweise geringem Energieverbrauch bei Verbleib am Schlafplatz abwägen (Reichholf, 1990). Die Zählungen am Schlafplatz Mondsee bekräftigen die Annahme, daß einige Individuen den ganzen Tag am Schlafplatz verbleiben und demnach keine Nahrung zu sich nehmen. In vielen Studien zur Ermittlung der Nahrungsmenge wurde dieser Umstand nicht berücksichtigt. Eine Untersuchung am Inn bestätigt dieses Ergebnis; dort wurden stets mehr leere als gefüllte Speiballen gefunden (Reichholf, 1990).

Auch die Ergebnisse der Speiballen-Analysen mit nur einem Äschennachweis am Schlafplatz Mondsee zeigen, daß im Untersuchungszeitraum November 1997 bis Ende März 1998 der Einfluß des Kormorans auf die Äschenbestände der im Nahbereich der Schlafplätze liegenden Fließgewässer ausgesprochen gering war. Der Schlafplatz Mondsee liegt im unmittelbaren Nahbereich der Mündung der Fuschler Ache in den Mondsee. Es liegt also nahe, daß die Tiere des Schlafplatzes in erster Linie den Mondsee und die Fuschler Ache zur Nahrungssuche nutzen. Aufgrund von Mageninhaltsanalysen getöteter Kormorane und einer Gegenüberstellung der Gewässertypen am Abschlußort gilt als relativ gesichert, daß die Vögel dort gefressen haben, wo sie jeweils abgeschossen wurden (Parz-Gollner et al., 1998). Die Beobachtungsdaten und die Ergebnisse der Speiballen zeigen, daß die Kormorane die Fuschler Ache in sehr geringem Ausmaß nutzten und dort kaum Äschen erbeuteten. Letzteres könnte aber auch aufgrund des Fehlens der für den Kormoran optimalen Längenklassen der Äsche erklärt werden (vgl. Kapitel 2).

Das Beuteartenspektrum der beiden Schlafplätze unterscheidet sich nicht wesentlich. Für den Schlafplatz Marktl konnten neben der Äsche auch die Fischarten Aal und Brachse nicht nachgewiesen werden. Der häufigste Beutefisch an diesem Schlafplatz ist der Flußbarsch, gefolgt von Cypriniden, Aitel/Hasel und Coregonen. Die Kormorane beider Schlafplätze ernähren sich überwiegend von wirtschaftlich eher unbedeutenden Fischarten (vgl. Bokranz et al., 1998). Diese Ergebnisse stimmen gut mit den Daten von der Donau und vom unteren Niederrhein überein, wonach an diesen großen Gewässern zum überwiegenden Teil Cypriniden und Perciden als ständige Nahrungskomponenten aufscheinen (Schratter & Trauttmansdorff, 1993;

Bokranz et al., 1998). Auch die Speiballen-Analyse einer in Kärnten im Winter 1997/98 durchgeführten Studie zeigen einen hohen Cyprinidenanteil bei hauptsächlich in der Drau fischenden Kormoranen (Perger, 1999).

#### 4.5.3 Abschluß – Vertreibung – Vergrämung

Ursache und Wirkung des »Kormoran-Problems« sind auf verschiedene Staaten verteilt (Brut – Überwinterung). Daher ist eine gesamteuropäische Lösung im Sinne eines Managementplanes unumgänglich. Derzeit sind Staaten mit großen Brutkolonien von der EU angewiesen, Managementpläne zu erarbeiten. Vertreibung, Störung oder Abschluß verlagern das Problem in eine andere Region bzw. haben zur Folge, daß die Tiere als Folge dieser Störungen mehr Energie aufwenden. Eine Abnahme der Individuenzahl aufgrund von Vertreibung und Abschluß führt nicht unbedingt zu einer Verringerung des Fraßdruckes. Niedrige Kormorandichten können auch zu einer Verringerung der innerartlichen Konkurrenz beitragen (Buchheim, 1998) und damit zu einer Erhöhung der Jagdeffizienz jedes einzelnen Vogels führen.

Vertreibungsabschlüsse können keine zahlenmäßige Regulierung der überwinternden Kormoranbestände bewirken und dienen laut Verordnung lediglich zur Abwendung von Schäden. Abgeschossene Tiere werden in der Regel relativ rasch ersetzt. In Bayern hat sich der durchziehende Kormoranbestand trotz massiver Bejagung in zwei aufeinanderfolgenden Wintern insgesamt nicht verringert (Buchheim, 1998). Die Kontrolle des »Erfolges« von Abschluß- und Vertreibungsmaßnahmen kann derzeit nicht überprüft werden, da die Fischdaten (Besatzstatistik etc.) für die Gewässer fehlen (Parz-Gollner et al., 1998).

Möglicherweise liegt in den Vergrämungsmaßnahmen, die z. B. an Inn und Traun massiv vollzogen werden, eine Erklärungsursache für das Entstehen neuer Schlafplätze (Buchheim, 1998), z. B. am Mondsee (seit 3 Jahren) und am Wolfgangsee (seit 1997/98), trotz des Rückganges der landesweiten Gesamtbestände. Die Tiere sind darüber hinaus scheuer, verteilen sich auf kleine, verstecktere Schlafplätze, wechseln die Schlaf- und Rastplätze häufig und sind somit schwerer zu erfassen.

## 5. Allgemeine Diskussion und Schlußfolgerungen

Die vorliegende Untersuchung ist die bis heute umfassendste ökologische Studie über die Äsche in österreichischen Gewässern. Die hier verwirklichte Zusammenarbeit von Fachleuten aus den Bereichen Fischökologie, Fischereiwirtschaft, Fischgenetik und Ornithologie ermöglicht es, ein sehr genaues Bild von der aktuellen Bestandssituation der Äsche zu zeichnen. Die beiden wohl wichtigsten Ergebnisse dieses ersten Projektes im Forschungsschwerpunkt »Lokale Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche« sind, daß die bei uns heimischen Äschenbestände Anpassungen an bestimmte Umweltbedingungen in einzelnen Gewässern aufweisen und daß in jeder Gewässerstrecke andere Faktoren oder Kombinationen von Faktoren diese Bestände gefährden können. Daraus lassen sich bereits einige wichtige Schlußfolgerungen für Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen ableiten.

In diesem abschließenden Kapitel wird nach Diskussion der gesammelten Ergebnisse und Darstellung der daraus ableitbaren allgemeinen Schlußfolgerungen auch auf die Problematik der kleinstmöglichen Populationsgrößen eingegangen. Weiters werden konkrete Vorschläge für Bewirtschaftungsmaßnahmen in den untersuchten Gewässerstrecken präsentiert, die eine langfristige Erhaltung der Äschenbestände ermöglichen sollen. Dabei wird auch die Notwendigkeit von längerfristigen wissenschaftlichen Betreuungskonzepten zur Kontrolle der Effektivität von Bewirtschaftungsmaßnahmen hervorgehoben. In diesem Zusammenhang wird auf in der Zukunft vermehrt zu beachtende Problemstellungen kurz eingegangen. Abschließend erfolgt eine Kurzfassung der wichtigsten Schlußfolgerungen.

### 5.1 Lokale Anpassung, Gefährdung und allgemeine Schutzmaßnahmen

Das Phänomen der lokalen Anpassung hat für das fischereiwirtschaftliche Management von Binnengewässern eine besondere Bedeutung. Vor allem in den oberen Bereichen der Einzugsgebiete großer Flüsse, in denen auch häufig Äschen leben, ist der Isolationsgrad zwischen einzelnen Gewässern und Gewässerstrecken von Natur aus sehr hoch, was zu einer starken genetischen Auftrennung einzelner Bestände geführt hat. Die bisherigen verfügbaren Allozym- und DNA-Daten zur lokalen genetischen Differenzierung der Äsche in Österreich und anderen Regionen Europas belegen, daß die Äsche ähnlich wie die Bachforelle und viele andere Salmonidenarten besonders leicht zur Herausbildung von lokalen Formen neigt und daher auch eines entsprechend ausgerichteten Managements bedarf. Dabei sollte ein Besatz mit Äschen möglichst aus dem gleichen Gewässer und immer aus dem gleichen Einzugsgebiet erfolgen. Letzteres bedeutet für Oberösterreich etwa, daß die Äschen des Traun- mit jenen des Inn-Salzach-Einzugsgebietes nicht vermischt werden sollten.

Mit genetischen Unterschieden zwischen einzelnen Gewässern sind meist auch Veränderungen in Körperstruktur, Verhalten oder Physiologie verbunden, die genau bestimmt werden müssen, um zu wissen, welche lokalen Anpassungen konkret vorliegen. Dies ist besonders wichtig, da die durch Menschenhand verursachten Eingriffe in unsere Gewässer diesen lokalen Anpassungen häufig entgegengesetzt sind. So kann es selbst bei Rücksichtnahme auf genetische Integrität beim Besatz dazu kommen, daß kein Bewirtschaftungserfolg erzielt wird, wenn die Tiere sich nicht an die künstlich veränderten Bedingungen im jeweiligen Gewässer anpassen können. Weiters muß beim Besatz auch darauf geachtet werden, daß durch Verwendung einer genügend großen Anzahl von Zuchttieren auch individuelle genetische Unterschiede innerhalb der Population mitberücksichtigt werden, die dann vor Ort eine bessere räumliche Aufteilung und Nutzung alternativer Kleinstlebensräume ermöglichen.

Neben einem auf autochthone Bestandsförderung abzielenden Besatz muß auch ein Ziel der Bewirtschaftung die Erhaltung der natürlichen Fortpflanzung sein. Denn das beste Zeichen für ein intaktes Gewässer ist ein auf natürlicher Fortpflanzung beruhender, sich selbst erhaltender Äschenbestand. Bei Vorliegen bestimmter Faktoren, die das Aufkommen des Nachwuchses bis zur Reproduktionsreife, die Fitneß und den Fortpflanzungserfolg nachweislich behindern (Uiblein & Jagsch, 1994), muß sowohl den für die Äsche typischen, arteigenen Ansprüchen (im Vergleich zu anderen Arten, Literaturüberblick in Dujmic, 1997), als auch den im jeweiligen Bestand auftretenden lokalen Anpassungen (im Vergleich zu anderen Populationen) Rechnung getragen werden. Schon allein aus ökonomischen Gründen ist es daher nötig, bereits vor dem Setzen irgendwelcher Maßnahmen (sowohl Besatz als auch Modifikation des Gewässers) ein sehr genaues ökologisches Bild über den jeweiligen Bestand zu erstellen.

Die Unterschiede in Körperhöhe und Geschlechtsdimorphismus zwischen Enknach und Vöckla dürften lokale Anpassungen an unterschiedliche ökologische Verhältnisse widerspiegeln. Dies könnte auch für die Unterschiede im Reproduktionszyklus gelten. Denn in bezug auf Artenzusammensetzung, Gewässerstruktur und klimatische Bedingungen gibt es sicherlich zwischen beiden Gewässern schon über sehr lange Zeiträume ökologische Unterschiede. Lokale Anpassungen sollten bei der Bewirtschaftung berücksichtigt werden, indem man einerseits möglichst immer mit Äschen aus dem jeweiligen Bestand besetzt und andererseits möglichst den natürlichen Gewässerverlauf und die ursprüngliche Gewässerstruktur weiter aufrecht erhält oder durch entsprechende modifizierende Eingriffe wiederherstellt.

Die vergleichsweise geringen Konditionswerte in der Vöckla weisen auf einen durch den hohen Regenbogenforellenbestand ausgelösten negativen Einfluß hin. Im Unterschied zur Bachforelle zeigt die Regenbogenforelle eine mit der Äsche stark überlappende Standortbevorzugung, die neben einer Erhöhung des Raubdruckes auf junge Äschen zu einer Raum- und Nahrungskonkurrenz mit agonistischen Wechselwirkungen zwischen den beiden Arten führt. Im Gegensatz zu der schon lange bestehenden, sehr vielfältig zusammengesetzten Artengemeinschaft der Enknach ist bei der Vöckla-Äsche keine Voranpassung an die erst seit relativ kurzer Zeit bei uns vorkommende Regenbogenforelle zu erwarten. Wie die niedrigen Kondi-

tionswerte zeigen, dürfte die Flexibilität der Äsche bei der Einstellung auf diesen durch Besatzmaßnahmen hervorgerufenen Störfaktor sehr begrenzt sein. Eine Verringerung der Kondition kann leicht die Anfälligkeit für Krankheiten erhöhen, die Fitneß reduzieren und bei zusätzlicher Beeinträchtigung durch andere Faktoren, wie etwa der niedrigen Fließgeschwindigkeit in der Strecke Vöckla I, zum raschen Bestandsrückgang führen. Aus diesen Gründen ist überall dort, wo der Äschenbestand langfristig erhalten werden soll, auch eine Reduktion des Regenbogenforellenbestandes anzustreben.

Die bei den jungen im Unterschied zu den adulten Äschen gezeigte große Flexibilität in der Standortwahl dürfte ein bei Fischen weit verbreitetes Phänomen widerspiegeln (Uiblein, 1988; Uiblein, 1995). Jungfische sind generell neuen Umweltreizen gegenüber aufgeschlossener, können neue Informationen leichter verarbeiten und sich daher auch auf neue, veränderte Bedingungen besser einstellen. Dies ist ein besonders wichtiger Aspekt für Besatzmaßnahmen, da die beim Besatz in das Gewässer eingebrachten Äschen mit komplett neuen Bedingungen bezüglich Lebensraumstruktur, Nahrung, Freßfeinden und Konkurrenten konfrontiert sind. Wie das Beispiel der Enknach zeigt, sind gerade junge Äschen sehr flexibel in der Auswahl von geeigneten neuen Standorten, während ältere Tiere – mit Ausnahme von Laichwanderungen (Uiblein & Jagsch, 1994; Meyer & Pelz, 1998) – eher standorttreu sind und auf rasche Veränderungen kaum oder nur sehr langsam reagieren. Der Besatz mit Äschen, die älter als zweisömmrig sind (d. h. ab dem zweiten Herbst), erscheint aus den vorangehenden Gründen nicht empfehlenswert.

Die ornithologischen Untersuchungen lassen darauf schließen, daß während des Beobachtungszeitraumes (November 1997 bis März 1998) von Kormoranen und anderen fischfressenden Vögeln kein signifikanter Einfluß auf die Größe der untersuchten Äschenbestände ausgeübt wurde. Dies wird von den Befischungsergebnissen bestätigt. Allerdings lassen die vorhandenen Verletzungen der Äschen vor allem in der Fuschler Ache deutliche Zeichen eines bestehenden Prädationsdruckes erkennen. Wie die Längenverteilungsdaten zeigen, könnte dieser Prädationsdruck in den Jahren zuvor zum Ausfall ganzer Größenklassen und Jahrgänge wesentlich beigetragen haben. Andere mögliche Faktoren, wie starker Konkurrenz- oder Raubdruck durch die Regenbogenforelle, das Fehlen von Abbläichmöglichkeiten oder Befischungsaktivitäten, sind für diese Untersuchungsstrecke auszuschließen. Die wiederholte Beobachtung von Graureihern in diesem Gebiet und die Art der Verletzungen weist aber vor allem auf Prädationsdruck durch diese Vogelart hin.

Bei zukünftigen Besatzmaßnahmen sollte unbedingt auf den Prädationsdruck durch Vögel, insbesondere durch Kormoran, Graureiher oder Gänsesäger, geachtet werden. Aber auch alle anderen Faktoren der Gefährdung müssen stets im Auge behalten werden. So dokumentiert zum Beispiel eine im Winter 1995/96 durchgeführte Untersuchung an der Lenne in Nordrhein-Westfalen bei Äschen einen Rückgang von etwa 90 Prozent, der zumindest teilweise durch vermehrtes Auftreten des Kormorans verursacht wurde. Allerdings ist dort das Fortbestehen der Äschenbestände unter den aktuellen Gegebenheiten auch ohne den Kormoran keinesfalls gesichert. Die Gründe sind organische Belastung durch Kläranlagen, Verbauung der Fließstrecke, unpassierbare Wehre sowie Zusedimentierung und Sauerstoffzehrungen am Kiesgrund der Laichhabitate (Frenz et al., 1997). Ähnliches gilt auch für die Äschenbestände in vielen Gewässern Österreichs, darunter auch Traun (Kainz, 1992), Salzach (Wiesbauer et al., 1991) und Inn (Jungwirth et al., 1989).

## ***5.2 Bestimmung der kleinstmöglichen Populationsgröße***

Bezugnehmend auf die Fangergebnisse aus der Untersuchungsstrecke Vöckla II und die daraus errechneten Schätzwerte für die Bestandsgröße wurde bereits kurz die Problematik einer kleinstmöglichen Populationsgröße diskutiert (Kapitel 2.4). Dabei wurde auch darauf hingewiesen, daß man neben einer ausgeglichenen Längenverteilung der Äsche in einer bestimmten Gewässerstrecke auch unbedingt das von Genetikern erstellte Maß für die kleinstmögliche Populationsgröße beachten muß. Bei diesem Maß oder, besser gesagt, bei die-

sen mit verschiedenen Methoden errechneten Schätzwerten, geht es nicht nur um Schutzmaßnahmen im Gewässer selbst, sondern auch um die kleinstmögliche Größe von Zuchtpopulationen.

Artenschutzexperten werden immer wieder gefragt: »Wieviel ist genug?« Als eine Antwort auf diese Frage wurde das Konzept von der kleinstmöglichen Populationsgröße, im Englischen: »minimum viable population size« oder kurz »MVP« entwickelt (Soulé, 1980). Mit der MVP-Theorie werden Populationsgrößen vorausgesagt, für die keine Gefahr des Verlustes an genetischer Vielfalt und/oder Fitneß besteht und so ein lokales Aussterben verhindert wird. Während diese Überlegungen vor allem genetischer Natur sind, können auch zufällige Umweltveränderungen eine wichtige Rolle spielen. Wenn zum Beispiel die Individuenzahl einer Art genügend hoch ist, um die genetische Vielfalt zu erhalten, aber alle Individuen nur an einem bestimmten Standort leben, so kann schnell eine kleinräumige Katastrophe, wie etwa eine Krankheit mit epidemischen Folgen, die Existenz dieser Population gefährden. Es sollen in der Folge einige wichtige Elemente der MVP-Theorie beschrieben und mit den Bemühungen um die Erhaltung der Äschenbestände in Beziehung gebracht werden.

Genetiker verstehen unter Populationsgröße die sogenannte »effektive Populationsgröße« ( $N_e$ ). Es gibt zwar verschiedene Typen von  $N_e$ , aber alle unterscheiden sich klar von Populations-schätzungen, die mittels Elektrofischung, Fang-/Wiederfang- oder Ausfangmethoden erhoben werden. Allgemein kann man sagen, daß  $N_e$  die Zahl erwachsener Fische, die zu einem Gen-Pool beitragen, angibt. Dabei haben unterschiedliche Zahlen von Männchen und Weibchen und natürliche Veränderungen in der Populationsgröße einen deutlichen Einfluß. Wenn man zeitliche Veränderungen vorerst einmal nicht beachtet, kann  $N_e$  wie folgt berechnet werden:

$$N_e = \frac{4 N_m N_f}{N_m + N_f} \quad \text{Gleichung 1}$$

wobei  $N_m$  und  $N_f$  die Zahl der weiblichen und männlichen Geschlechtspartner angibt. Dabei muß jedoch bedacht werden, daß natürliche Populationen, und im besonderen Fischpopulationen, sich von Jahr zu Jahr stark verändern. Niedrige Populationsgrößen in einem bestimmten Jahr (ein sogenannter »Flaschenhals«) können die genetische Vielfalt in den Folgegenerationen nachhaltig beeinflussen. Diese Schwankungen müssen berücksichtigt werden, um eine vernünftige Schätzung von  $N_e$  zu erhalten. Dazu eignet sich am besten die Berechnung des harmonischen Mittels (d. h. der Kehrwert des Mittelwertes aller Kehrwerte) (Hartl & Clark, 1997). Das harmonische Mittel berechnet sich wie folgt:

$$\frac{1}{N_e} = \frac{1}{t} \left( \frac{1}{N_0} + \frac{1}{N_1} + \dots + \frac{1}{N_{t-1}} \right); \quad \text{Gleichung 2}$$

wobei  $t$  die Zahl der in die Berechnung miteingeschlossenen Generationen,  $N_0$  die anfängliche Populationsgröße und  $N_{t-1}$  die Populationsgröße am Ende der Untersuchung ist. Obwohl diese Gleichungen relativ einfach sind, kann man schnell erkennen, daß der kombinierte Einfluß von zeitlichen Veränderungen und unterschiedlichen Geschlechtsverhältnissen sowie auch das Fehlen von Daten von Populationsgrößen über viele Jahre hinweg dazu führt, daß zuverlässige Schätzungen von  $N_e$  eher selten erhältlich sind.

Als eine Alternative zu den oben genannten Formeln wurde häufig die 50/500-Regel als Hilfe für das Management von genetischer Vielfalt in Artenschutzprogrammen eingesetzt (Franklin, 1980). Diese Zahlen gelten als einfache Hilfestellung, um die schädlichen Folgen der Inzucht bzw. den Verlust an Heterozygotität, ein Maß für genetische Vielfalt, zu vermeiden. Zucht- und Besatzprogramme sollten ein  $N_e$  von etwa 50 Individuen verwenden, um Inzucht zu vermeiden, während natürliche Populationen ein  $N_e$  von 500 haben sollten, um den langfristigen Verlust an genetischer Vielfalt zu verhindern (Nelson & Soulé, 1987). Das Schätzmaß von 50 Individuen für Zuchtprogramme wird bis heute generell akzeptiert, aber man muß dabei immer bedenken, daß dieses Maß nur für eine Generation gilt. Denn eine Population, die auf ein  $N_e$  von 50 aufbaut, wird innerhalb von 10 Generationen etwa 10% ihrer genetischen Viel-

falt verlieren (Allendorf & Ryman, 1987). Daher schlagen Allendorf & Ryman (1987) vor, daß für eine über mehrere Jahre eingesetzte Zuchtpopulation von Lachsfischen ein Minimum von 100 Männchen und 100 Weibchen benötigt wird. Die Alternative für kleine Fischzuchten dazu ist, sicherzugehen, daß jedes Jahr neue Mutterfische für Zucht und Besatz verwendet werden.

Die oben genannte Schätzung für natürliche Populationen wurde aus verschiedenen Gründen kritisiert. Speziell für Fischpopulationen, die sich von Jahr zu Jahr stark verändern können, ist diese Zahl höchstwahrscheinlich zu niedrig (F. Allendorf, persönliche Mitteilung). Faktoren wie etwa Mutationsraten, Selektion und genetische Drift beeinflussen alle die MVP-Schätzungen, aber man hat sich heute allgemein darauf geeinigt, daß bei einem  $N_e > 1000$  die Population vom Verlust genetischer Variabilität verschont bleibt. Da oft nur zwischen einem Zehntel und einem Drittel aller Tiere einer Population sich in einem bestimmten Jahr fortpflanzen, können nur Populationen mit 5000 bis 10.000 Individuen als stabil in bezug auf die Erhaltung der lokalen Anpassung betrachtet werden (Lande; 1995; Lynch, 1996).

Die Zahlen mögen hoch erscheinen, wenn man ein kleines bis mittelgroßes Fließgewässer vor Augen hat. Aber man muß bedenken, daß Wanderungen und – damit verbunden – der Genfluß eine wichtige Rolle bei der Definition von genetisch ausgeglichenen Populationen spielen. Angrenzende Fließstrecken oder sogar benachbarte, in den gleichen Fluß mündende Gewässer beherbergen normalerweise keine voneinander vollkommen unabhängigen Populationen. Erstaunlicherweise kann der Austausch von nur einem Individuum pro Generation zwischen solchen Teilpopulationen genügen, um die genetische Ähnlichkeit aufrechtzuerhalten. Wanderkorridore sind daher besonders wichtig für die Erhaltung kleinstmöglicher Populationsgrößen. Schon das Entfernen einiger der zahlreichen Wanderhindernisse, die in unseren Fließgewässern von Menschenhand geschaffen wurden, oder die Errichtung von funktionstüchtigen Aufstiegshilfen und Fischtreppen würden als Maßnahmen ausreichen, um die genetische Vielfalt in unseren Gewässern zu sichern.

Eine wichtige Schlußfolgerung aus diesen und den bereits anhand der fischökologischen Daten ausgeführten Überlegungen zur Erstellung einer minimalen Populationsgröße als Richtlinie für die Bewirtschaftung ist, daß nicht eine einzige Zahl oder Schätzung ausreichen wird, um vorhersagen zu können, ob eine Fischart wie die Äsche in einer bestimmten Gewässerstrecke über längere Zeit ohne weitere Maßnahmen überleben kann. Vielmehr wird es auch in Zukunft immer wichtig sein, für jede einzelne Strecke Informationen aus Bestandserhebungen, ökologischen Untersuchungen und genetischen Analysen zu sammeln und sich dann ein Bild vom Gesamtzustand einer Fischart im jeweiligen Gewässer zu machen. Dabei sollten immer zwei wichtige Ziele verfolgt werden.

1. Das Vorhandensein einer genetisch einheitlichen Population mit weitgehend ausgeglichener Größen-, Alters- und Geschlechtszusammensetzung der in den einzelnen Gewässerstrecken lebenden Teilpopulationen (Bestände oder sogenannte »Stocks«). Dieser Punkt setzt auch die Notwendigkeit von spezifischen Management- und Bewirtschaftungsmaßnahmen in jeder einzelnen Gewässerstrecke voraus. Auch die Entnahme durch den Angelsport sollte sich an diesem Ziel orientieren (Guthruf, 1996).

2. Die Sicherung des Genaustausches zwischen in Nachbargebieten lebenden Teilpopulationen (Beständen). Dieser Punkt betont die Notwendigkeit des Umbaus der zahlreichen Wehre, des Einbaus von geeigneten Aufstiegs- und Wanderhilfen in unseren Fließgewässern und von begleitenden Verbesserungsmaßnahmen über mehrere benachbarte Gewässerstrecken hinweg (Jungwirth et al., 1998).

Was die gegenwärtigen Untersuchungsergebnisse betrifft, dürfte Punkt 1 nur im Falle der Strecke Vöckla II weitgehend erfüllt sein, während Punkt 2 für alle vier Gewässerstrecken aufgrund des Auftretens von in unmittelbarer Nähe angelegten Wehren (Vöckla I, Vöckla II, Fuschler Ache) oder unpassebaren Stufen (Enknach) in Frage gestellt ist.

### 5.3 Bewirtschaftungsvorschläge

Neben der Beachtung der oben genannten allgemeinen Schlußfolgerungen und Empfehlungen schlagen wir für jede Gewässerstrecke die folgenden konkreten Bewirtschaftungsmaßnahmen vor:

#### 5.3.1 Fuschler Ache

Hier ist der Äschenbestand akut bedroht und rasches Reagieren ist wichtig! Folgende Sofortmaßnahmen werden empfohlen:

1. Autochthoner Besatz in Kombination mit Netzüberspannung (vgl. Rutschke, 1998) an bestimmten Stellen zum Schutz der Jungäschen vor fischfressenden Vögeln. Dabei sollte man die besetzten Jungäschen markieren (Nagięć et al., 1995), um deren Aufkommen zu verfolgen. Zur Kontrolle der Effizienz dieser Maßnahme sind begleitende fischökologische und ornithologische Untersuchungen mit Vergleich von Referenzstrecken ohne Raubdruck durch fischfressende Vögel unbedingt nötig. Da Erfahrungen zeigten, daß Jungäschen häufig unmittelbar nach dem Besatz mehrere hundert Meter nach unten abwandern (Thorfve & Carlstein, 1998), wäre es wichtig, den Besatz dort durchzuführen, wo derartige Abwanderungsaktivitäten verhindert werden könnten.

2. Um das sichere Aufkommen von Äschen zu garantieren, sollte auch ein Teil der künstlich erbrüteten Äschen bis zum Erreichen einer Totallänge von ca. 20 cm – d. h. bis zum nächsten Frühsommer – in der Fischzucht gehalten und erst dann besetzt werden.

3. Zusätzlich sollten bereits in diesem Jahr vor Herbst Äschen der Altersklasse 1+ aus einem anderen Gewässer des Traun-Einzugsgebietes eingebracht werden, um die fehlende Altersklasse aus dem Vorjahr zu ersetzen.

Trotz des bestehenden Umleitungsgerinnes im mittleren und oberen Teil der Befischungsstrecke (vgl. Abb. 7) bestehen in diesem Bereich der Fuschler Ache genug tiefe Kolke für die Äsche. Diese Gumpen müssen unbedingt in Zukunft erhalten werden. Im Bereich weiter oben allerdings, in den die Äschen zum Ablachen aufsteigen, sind zwar Kiesbänke, aber keine Kolke vorhanden und die Wassertiefe ist generell sehr gering. Dies könnte das Freßrisiko vor allem gegenüber dem eher im seichten Wasser jagenden Graureiher erhöhen. Gleichzeitig behindert nach unseren Beobachtungen ein zu niedriger Wasserstand das Aufsteigen der Äsche. Darum wäre es gerade während der Fortpflanzungsperiode im März/April wichtig, wenn die Fuschler Ache vor allem bei Niedrigwasser zur Unterstützung des Laichaufstieges und der Qualität der Laichplätze mit zusätzlichem Wasser aus dem Mühlbach dotiert würde.

#### 5.3.2 Vöckla

Die natürliche Fortpflanzungsrate dürfte im Bereich der beiden Befischungsstrecken relativ hoch sein und zumindest im Abschnitt Vöckla II die Aufrechterhaltung eines überlebensfähigen Bestandes gewährleisten. In beiden Strecken erfolgte in den letzten Jahren kein Besatz (A. Köttl, mündl. Mitteilg.). Die wichtigste Maßnahme ist hier eine Reduktion des Regenbogenforellenbestandes auf ein Minimum. Gleichzeitig sollte die dadurch erhoffte Erhöhung der Konditionswerte mittels fischökologischer Begleituntersuchungen nachgeprüft werden. Durch die erhöhte Fitneß sollte sich auch eine erhöhte Fortpflanzungsrate einstellen.

Zu einer Vergrößerung der Populationsdichte im Abschnitt Vöckla I wäre eine vermehrte Dotierung dieses Restwassers zu fordern. Dadurch würde sich auch die Fließgeschwindigkeit erhöhen. Eventuell sollten auch Maßnahmen zur Reduktion menschlicher Störeinflüsse gesetzt werden, z. B. das dort beobachtete häufige Füttern hilft in erster Linie nur den Regenbogenforellen und den Stockenten. Auch wäre zu überlegen, ob dieser mitten im Ortsgebiet von Vöcklamarkt gelegene Bereich für Bewirtschaftungsmaßnahmen überhaupt geeignet ist. Nur etwa 100 m weiter unten verläuft die voll dotierte Strecke, in der in den letzten Jahren auch Besatzmaßnahmen durchgeführt wurden (A. Köttl, mündl. Mitteilg.). Genaue Bestandsdaten von dieser Strecke gibt es derzeit aber nicht.

Vor allem in bezug auf den potentiellen Prädationsdruck durch Vögel wäre es wichtig, eine dichte, beidseitige Ufervegetation entlang der Vöckla weiter zu erhalten. Dies ist bei kleineren und mittelgroßen Fließgewässern sicher die wirksamste Maßnahme gegen den Einfall von Kormoranen. Leider wurde im Jahr 1998 im Bereich der Vöckla II von der Straßenseite aus eine Beschneidung und teilweise Entfernung des Baumbestandes am rechten Ufer durchgeführt.

### 5.3.3 Enknach

In dieser Befischungsstrecke ist die Äsche in gutem Zustand, vor allem auch, was die Kondition betrifft. Dies ist möglicherweise auch ein Resultat des geringen Bestandes von Regenbogenforellen. Hier dürfte die Äsche auch an das Zusammenleben mit einer großen Zahl anderer, schon lange dort vorkommenden Arten angepaßt sein. Die durchgeführte Besatzmaßnahme war in bezug auf die Verwendung autochthoner Elterntiere vorbildhaft. Das Aufkommen einer großen Zahl der 1997 besetzten Jungäschchen beweist dies. Allerdings wurden die Elterntiere nicht mehr in ihr Ausgangshabitat zurückgesetzt, sondern in die benachbarte Mattig eingebracht. Dies wirkt sich auch auf die derzeitige Größen- und Alterszusammensetzung in der Enknach aus. Gerade die großen Tiere haben die größte Fortpflanzungsleistung. Durch ihr Wegfallen können Unregelmäßigkeiten in der Populationsstruktur mit abwechselnd starken und schwachen Jahrgängen entstehen. Als Ausgleich wäre eine mäßige Befischung des starken Besatzjahrganges mit »Zwischenbrittelmaß« zu empfehlen. Bis auf diese Maßnahme sollte aber die Beangulung der Äsche in allen vier Untersuchungsstrecken weiterhin verboten sein.

Zur Erhaltung des Gleichgewichts in der Artenzusammensetzung der Enknach erscheint keine weitere Entnahme der Aitel notwendig, da diese sehr wahrscheinlich die Schneiderbestände kontrollieren. Zum Entscheid, ob weitere Besatz- oder Entnahmemaßnahmen nötig sind, wäre ein langfristiges Monitoring des Bestandes wünschenswert. Darüber hinaus ließen sich die Äschen aus der Enknach für Besatzmaßnahmen in der Mattig heranziehen, wobei allerdings nach den hier gemachten Erkenntnissen nur Jungfische bis zu einem Alter von zwei Sommern besetzt werden sollten. Um dem Raubdruck durch Vögel in der Mattig zu begegnen, könnte man die Enknach als Vorstreckgewässer für die Mattig verwenden, um dort dann Äschen mit Größen von mehr als 20 cm und im Alter von maximal zwei Jahren zu besetzen.

Im Bereich der Befischungsstrecke der Enknach kam es zwar zu erfolgreicher Fortpflanzung der Äsche, aber nur in geringem Ausmaß. Dies kann auf den entnahmebedingten Ausfall großer Äschen zurückzuführen sein, wie schon besprochen wurde. Das Anlegen eines Laichplatzes durch Einbringen von Substrat in Form einer kleinen Kiesbank (vgl. Wiesbauer et al., 1991; Zeh & Dönni, 1994) im obersten Bereich der Strecke könnte sich hier förderlich auswirken. Auffallend ist das fast komplette Fehlen von Ufervegetation, was Kormoranen den Einflug erleichtert. In diesem Zusammenhang wäre das Anpflanzen von Ufervegetation überlegenswert.

### 5.4. Noch ungenügend behandelte Problemstellungen

Um wirklich alle Äschengewässer Österreichs, die – wie etwa Inn, Salzach oder Saalach – über Landes- und Bundesgrenzen hinausreichen, untersuchen zu können, bedarf es langfristig nationaler und internationaler Zusammenarbeit. Dies gilt übrigens auch für den Kormoran. Ausgehend von den beiden weiteren Projekten in Salzburg und Kärnten wird eine Ausweitung des Schwerpunktprogrammes auf ganz Österreich angestrebt. Dabei sollten aber auch die benachbarten Länder und insbesondere Bayern miteinbezogen werden. Darüber hinaus wäre ein regelmäßiger Wissensaustausch und eine Kooperation zwischen Flußbesitzern, Bewirtschaftern, Züchtern, Regierungsbeauftragten und qualifizierten Wissenschaftlern sehr wünschenswert. Langfristig sollte es auch gelingen, Fischereiorganisationen und Naturschutzverbände auf ihre gemeinsamen Interessen aufmerksam zu machen und damit beide von der Bedeutung einer gemeinsamen Politik zum Schutz der Äsche zu überzeugen. Auch sollte klar gestellt werden, daß es nur mit ökologischen Begleituntersuchungen (»Monitoring«), die über einen Zeitraum von mehreren Jahren ablaufen, gelingen wird, für den Erfolg der in den Pilotstudien vorgeschlagenen Schutz- und Bewirtschaftungskonzepte zu garantieren.



## 5.5 Kurzfassung der wichtigsten Schlussfolgerungen

1. Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen müssen auf die spezifische Situation jedes einzelnen Gewässerabschnittes abgestimmt werden, da nach den bisherigen Erfahrungen fast immer ein anderer Faktor oder eine andere Kombination von Faktoren zur Gefährdung des jeweiligen Äschenbestandes führt.
2. Aus Rücksicht auf lokale Anpassungen sollte der Besatz mit Äschen möglichst aus dem gleichen Gewässer und immer aus dem gleichen Einzugsgebiet erfolgen, das heißt für Oberösterreich etwa, Äschen aus den Einzugsgebieten von Inn, Traun und Enns sollten nicht vermischt werden. Beim Besatz sollte nach Möglichkeit die hier empfohlene Minimalgröße für Zuchtpopulationen beachtet werden.
3. Neben dem Ziel der Erhaltung von genetisch einheitlichen Populationen sollte in jeder Gewässerstrecke eine ausgeglichene Größen-, Alters- und Geschlechtszusammensetzung der Äsche angestrebt werden. Auch die Entnahme von Tieren durch den Angelsport sollte diesem Vorhaben entsprechen.
4. Die Sicherung des Genaustausches zwischen benachbarten Äschenbeständen ist anzustreben. Dies bedeutet vor allem, daß künstlich errichtete Barrieren dahingehend modifiziert werden sollten, daß Wanderungen zwischen einzelnen Gewässerabschnitten oder zwischen Haupt- und Nebengewässer ermöglicht werden.
5. Zur Verringerung des Gefährdungspotentials für Äschenbestände sollten Verlauf und Struktur des jeweiligen Gewässers möglichst den artspezifischen Ansprüchen der Äsche und den lokalen Anpassungen der einzelnen Populationen entsprechen.
6. Der Besatz mit Äschen in einem Alter von mehr als zwei Sommern ist nicht empfehlenswert, da ältere Fische auf neue Umweltbedingungen weniger flexibel reagieren.
7. Überall dort, wo der Äschenbestand langfristig erhalten werden soll, ist eine Reduktion des Regenbogenforellenbestandes auf ein Minimum anzustreben bzw. der Besatz mit Regenbogenforellen zu unterlassen.
8. Bei allen Maßnahmen zur Förderung von Äschenbeständen ist auch auf den Prädationsdruck durch fischfressende Vögel, insbesondere Kormoran, Graureiher und Gänseäger, zu achten. Zur genauen Bestimmung des Gefährdungsausmaßes sollten parallel zu fischökologischen auch ornithologische Untersuchungen durchgeführt werden.
9. Zur Kontrolle der Auswirkungen von Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen sollte über einen längeren Zeitraum eine Überwachung mittels ökologischer Begleituntersuchungen (»Monitoring«) erfolgen.

## 6. Danksagung

Besonderer Dank gilt HR Dr. Karl Wögerbauer vom Oberösterreichischen Landesfischereiverband und dem Land Oberösterreich für die Bereitstellung von finanziellen Mitteln für das Projekt in Oberösterreich, aus dem diese Publikation hervorgegangen ist. Die Beschaffung genetischen Materials und die genetischen Untersuchungen wurden auch durch die beiden Äschenprojekte in Salzburg und Kärnten unterstützt. Hier möchten wir uns beim Landesfischereiverband Salzburg und beim Amt der Kärntner Landesregierung sowie bei Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg und Mitarbeitern vom Kärntner Institut für Seenforschung bedanken.

Wir bedanken uns auch bei Wolfgang Hauer (IGFS Scharfling) für die wertvolle Hilfe bei der Bilddokumentation und Mitwirkung bei den Befischungen. Folgenden Personen gilt Dank für ihre Zusammenarbeit und/oder Mithilfe bei der Organisation und Durchführung der Befischungen und den damit verbundenen Freiland- und Laborarbeiten: Ernst Grabner (Gmunden), Manfred Huber (Vöcklabruck), Ing. Günter Weibold (Braunau), Wolfgang Wiesinger (Braunau), Franz Blaichinger (Mondsee), Josef Nikolaus Faber (Mondsee), Ulrike Kainz (Mondsee), Alois Neuhofer (IGFS), Hans Reitinger (IGFS), Peter Stadler (Inst. f. Limnologie, Mondsee), Ing. Reinhold Trutzka (IGFS), Ing. Stefan Wittkowsky (OÖ Landesregierung) sowie zahlreichen Helfern des SAC Mattig/Braunau.

Weiterer Dank gilt Dr. Christian Schlötterer und Prof. Mathias Müller (Veterinärmedizinische Universität Wien) für ihre Erlaubnis, die genetischen Untersuchungen am Institut für Tierzucht und Genetik durchzuführen. Für Voruntersuchungen an der DNA von Äschen aus Österreich in der Anfangsphase des Projektes danken wir weiters Prof. Mutsumi Nishida und Dr. Motoomi Yamaguchi (beide Fukui Prefectural University, Obama, und Ocean Research Institute, Tokyo, Japan). Ein Teil des Untersuchungsmaterials wurde von Herrn Alois Köttl (Neukirchen) aus seiner Fischzucht zur Verfügung gestellt, ein weiterer Teil von Dr. Henri Persat (Université Claude Bernard, Lyon, Frankreich).

Folgenden Personen gilt Dank für die hervorragende und konstruktive Zusammenarbeit bei den ornithologischen Untersuchungen (in alphabetischer Reihenfolge): Dr. Gerhard Aubrecht (Biologiezentrum, Linz), Martin Brader (BirdLife Oberösterreich), Josef Nikolaus Faber (Natur- und Fischereischutzorgan, Mondsee), Gregor Fischer (Institut für Limnologie d. Akademie der Wissenschaften, Mondsee), Prof. Dr. Alfred Goldschmid (Institut für Zoologie, Universität Salzburg), Wolfgang Hauer (IGFS), Dr. Rosemarie Parz-Gollner (Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur), Dr. Andreas Ranner (BirdLife Österreich/Wien), Dr. Helgard Reichholf-Riehm (Ornithologische ARGE Unterer Inn), Dr. Josef Trauttmansdorff (Otto-König-Institut für angewandte Öko-Ethologie, Abt. Donau/Stockerau).

## 7. Literatur

- Allendorf, F. W. and N. Ryman, 1987: Genetic management of hatchery stocks. 141–159 in: N. Ryman and F. Utter (editors). Population genetics and fisheries management. Univ. of Washington Press, Seattle.
- Aubrecht, G. and H. Winkler, 1997: Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970–1995. Trends und Bestände. Biosystematics and Ecology Series 13: 175 pp.
- Avice, J. C., 1994: Molecular Markers, Natural History and Evolution. Chapman and Hall, New York, London.
- Baars, M., 1999: Charakterisierung von Äschenbiotopen (*Thymallus thymallus* L., 1758) und Äschenpopulationen in Bayern. Projektbericht, TU München-Freising, Lehrgebiet Fischbiologie, Freising/Weißenstephan.
- Bauer, K. and U. N. Glutz v. Blotzheim, 1987: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. I, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Bernatchez, L., R. Guyomard and F. Bonhomme, 1992: DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. Molecular Ecology 1: 161–173.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T. G. Heggberget, G. Rasmussen and S. J. Saltveit, 1989: Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173: 9–43.
- Bokranz, W., D. Neumann and J. Borchering, 1998: Der Kormoran am Unteren Niederrhein. LÖBF-Mitteilungen 2: 41–43.
- Bouvet, Y., K. Soewardi and E. Pattee, 1990: Genetic divergence within natural populations of grayling (*Thymallus thymallus*) from two French river systems. Arch. Hydrobiol. 119: 89–101.
- Boyce, M. S., 1992: Population viability analysis. Annu. Rev. Ecol. Syst. 23: 481–506.
- Brunner, H. and W. Stani, 1998: Der Kormoran in der Steiermark im Winterhalbjahr 1997/98. BirdLife Österreich, Landesgruppe Steiermark, 22 pp.
- Buchheim, A., 1998: Erfassung rastender Kormorane in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 3: 59–68.
- Carvalho, G. R., 1993: Evolutionary aspects of fish distribution: genetic variability and adaptation. J. Fish Biol. 43 (Suppl. A): 53–73.
- Day, T., J. Pritchard and D. Schluter, 1994: A comparison of two sticklebacks. Evolution 48: 1723–1734.
- Dujmic, A., 1997: Der vernachlässigte Edelfisch: die Äsche. Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- Eisner, J., 1997: Kormoran *Phalacrocorax carbo sinensis*. 15–16 in G. Aubrecht and M. Brader (Hrsg.): Vogelkundliche Nachrichten aus Oberösterreich. Naturschutz Aktuell, Sonderband.
- Ferguson, M. M., 1990: The genetic impact of introduced fishes on native species. Can. J. Zool. 68: 1053–1057.
- Franklin, I. R., 1980: Evolutionary changes in small populations. 151–169 in: M. E. Soule and B. A. Wilson (editors). Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. Sinauer, Sunderland, MA.
- Frenz, C., H. Klinger and H. Schuhmacher, 1997: Zwischenbericht zur Situation von Äsche (*Thymallus thymallus* L.) und Bachforelle (*Salmo trutta* L.) in der Lenne (NRW) – Lebensraum, Kormorane und Angelfischerei. Natur und Landschaft 9: 401–407.
- Gollmann, H. P., E. Kainz and O. Fuchs, 1986: Zur Markierung von Fischen unter besonderer Berücksichtigung der Anwendung von Farbstoffen und Pigmenten, insbesondere Alcianblau 8 GS. Österr. Fischerei 39: 340–345.
- Gross R., R. Kühn, O. Rottmann, H. Stein, M. Baars and W. Schröder, in Druck: Genetic differentiation of European grayling (*Thymallus thymallus*) populations across the Main, Danube and Elbe drainages in Bavaria. J. Fish Biol.
- Guthruf, J., 1996: Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. Dissertation, ETH Zürich.
- Hartl, D. L. and A. G. Clark, 1997: Principles of Population Genetics. 3rd edition Sinauer, Sunderland, MA.
- Hastings, P. A., 1991: Flexible responses to predators in a marine fish. Ethology, Ecology and Evolution 3: 177–184.
- Hecht, W., M. Förster and F. Pirchner, 1992: Ökologisch-genetische Untersuchungen am Seesaibling (*Salvelinus alpinus*) im Königssee, Obersee und Grünersee im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 24: 9–62.
- Hindar, K., N. Ryman and F. Utter, 1991: Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 945–957.
- Honsig-Erlenburg, W. and T. Friedl, 1997: Einfluß des Kormorans auf die Fischbestände in der mittleren Gail (Kärnten). Österr. Fischerei 5/6: 113–117.
- Jónasson, P. M., B. Jonsson and O. T. Sandlund, 1998: Continental rifting and habitat formation: arena for resource polymorphism in arctic charr. Ambio 27: 162–169.
- Jungwirth, M., S. Schmutz and H. Waidbacher, 1989. Fischökologische Fallstudie Inn. Union Druckerei, Hall in Tirol.
- Jungwirth, M., G. Woschitz, G. Zauner and A. Jagsch, 1995: Einfluß des Kormorans auf die Fischerei. Österr. Fischerei 48: 111–125.

- Jungwirth, M., S. Muhar, G. Zauner, J. Kleeberger und Th. Kucher, 1996: Die steirische Enns. Fischfauna und Gewässermorphologie. A. Riegelnik, Wien.
- Jungwirth, M., S. Schmutz und S. Weiss (1998): Fish Migration and Fish Bypasses. Blackwell Scientific, Oxford.
- Kainz, E., 1992: Die Traun in fischereilicher Hinsicht. Katalog d. OÖ Landesmuseums 54: 159–180.
- Kainz, E., 1994: Auswirkungen von Kormoranen auf die Fischbestände von zwei oberösterreichischen Fließgewässern. Österr. Fischerei 47: 238–250.
- Kainz, E., 1998: Fischbestandsänderungen in der Mur (Österreich) in Abhängigkeit von der Gewässergüte. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 1: 63–73.
- Keller, T. und T. Vordermeier, 1994: Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Einfluß des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer unter Berücksichtigung fischökologischer und fischereiökonomischer Aspekte. Bayerische Landesanstalt für Fischerei, Starnberg.
- Keller, T., T. Vordermeier, M. von Lukowicz und M. Klein, 1996: Der Einfluß des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) ausgewählter bayerischer Gewässer unter besonderer Berücksichtigung fischökologischer und fischereiökonomischer Aspekte. Orn. Anz. 35: 1–12.
- Kimura, M., 1980. A simple method to estimating evolutionary rate of base substitution through comparative studies of nucleotide sequences. Journal of Molecular Evolution 16, 111–120.
- Knief, W., 1994: Zum sogenannten Kormoran-»Problem«. Eine Stellungnahme der Deutschen Vogelschutzwarten zum Kormoran-Bestand, Verbreitung, Nahrungsökologie, Managementmaßnahmen. Natur und Landschaft 69, 251–258.
- Knollseisen, M., 1996: Fischbestimmungsatlas als Grundlage für nahrungsökologische Untersuchungen. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 12: 94 pp.
- Kwak, T. J., 1992: Modular microcomputer software to estimate fish population parameters, productions rates and associated variance. Ecol. Freshwater Fish 1: 73–75.
- Lande, R., 1995: Breeding plans for small populations, based on the dynamics of quantitative genetic variance. 318–340. In: J. D. Ballou, M. Gilpin and T. J. Foose (editors): Population Management for survival and recovery. Columbian University Press, New York.
- Leary, R. F., F. W. Allendorf and G. K. Sage, 1995: Hybridization and introgression between introduced and native fish. American Fisheries Society Symposium 15: 91–101.
- Linløkken, A., 1995: Angling pressure, yield and catch per unit effort of grayling, *Thymallus thymallus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., on the rivers Glomma and Rina, southeastern Norway. Fisheries Management and Ecology 2: 249–262.
- Lynch, M. A., 1996: A quantitative-genetic perspective on conservation issues. 471–501. In: J. C. Avise and J. L. Hamrick (editors). Conservation genetics case histories from nature. Chapman and Hall.
- März, R., 1987: Gewöll- und Rupfungskunde. Akademie-Verlag, Berlin.
- McVeigh, H. P., R. A. Hynes, R. A. and A. Ferguson, 1995: Mitochondrial DNA differentiation of sympatric populations of brown trout, *Salmo trutta* L., from Lough Melvin, Ireland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 1617–1622.
- Meyer, L. und G. R. Pelz, 1998: Radiotelemetrische Untersuchungen an Äschen *Thymallus thymallus* (L.) in der Ilmenau (Niedersachsen). Fischökologie 11: 21–34.
- Moog, O. and R. Wimmer, 1994: Comments to the water temperature based assessment of biocenotic regions according to Illies and Botosaneanu. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1667–1673.
- Nagić, M., P. Czerkies, K. Goryczko, A. Witkowski and E. Murawska, 1995: Mass-marking of grayling, *Thymallus thymallus* (L.) larvae by fluorochrome tagging of otoliths. Fish. Managem. Ecol. 2: 185–195.
- Nei, M., 1987: Molecular Evolutionary Genetics. Columbia University Press, New York NY.
- Nelson, K. and M. E. Soulé, 1987: Genetic Conservation of Exploited Fishes. 345–364. In: N. Ryman and F. Utter (editors). Population Genetics and Fishery Management. Univ. of Washington Press, Seattle.
- Northcote, T., 1995: Comparative biology and management of arctic and European grayling (Salmonidae, *Thymallus*). Reviews in Fish Biology and Fisheries 5: 141–194.
- Parz-Göllner, R. M. Knollseisen und J. Trauttmansdorff, 1998: Kormoran-Monitoring 1997/98, Niederösterreich. Projektbericht, Univ. f. Bodenkultur, Institut f. Wildbiologie und Jagdwirtschaft.
- Pattee E., M. J. Collares-Pereira, M. Coelho, P. Berrebi, Y. Bouvet, H. Persat, F. Schiemer, G. Gollmann, V. Slechta, P. Rab, C. Triantaphyllidis and Y. Karakousis, 1996: Assessment of the two main and connected human influences, river disturbance and subsequent fish stocking, on the genetic diversity and stability of natural riverine fish populations. E. C. contract EV5VCT920097 report.
- Perger, N., 1998: Fisch als Nahrung des Kormorans in alpinen Gewässern. Diplomarbeit, Universität Graz.
- Persat, H., 1996: Threatened populations and conservations of the European grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). 233–247. In: A. Kirchhofer and D. Hefti (editors): Conservation of endangered fishes of Europe. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Persat, H. and R. Eppe, 1996: La variabilité écotypique des populations françaises de poisson face à l'aménagement et au repeuplement des cours d'eau: étude chez l'Ombre commun *Thymallus thymallus*, espèce étalon. Rapport final, Ministère de l'Environnement, Comité Écologie et Gestion Patrimoine Naturel. Université Claude Bernard, Lyon 1.
- Ranner, A., 1997: Der Kormoran: von der Roten Liste ins Abseits. Vogelschutz in Österreich 13: 6–7.
- Reichhoff, J., 1990: Verzehren überwinternde Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) abnorm hohe Fischmengen? Mitt. Zool. Ges. Braunau 5: 165–174.
- Remmert, H., 1994a: Kleinstmögliche Populationen bei Tieren. Forschungsbericht, Nationalpark Berchtesgaden, 27: 56 pp.

- Remmert, H. (editor), 1994b: Minimum animal populations. Springer Verlag, Berlin.
- Reynolds J., B. S. Weir and C. C. Cockerham, 1983: Estimation for the coancestry coefficient: basis for a short-term genetic distance. *Genetics* 105: 767–779.
- Rutschke, E., 1998: Der Kormoran. Biologie, Ökologie, Schadabwehr. Paul Parey Verlag, Berlin.
- Ryman, N., 1991: Conservation genetics considerations in fishery management. *J. Fish Biol.* 39 (Suppl. A): 211–224.
- Ryman, N., F. Utter and L. Laikre, 1995: Protection of intraspecific biodiversity of exploited fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5: 417–446.
- Schratter, D. und J. Trauttmansdorff, 1993: Kormorane *Phalacrocorax carbo sinensis* an Donau und Enns in Österreich: Analyse der Speiballen. *Orn. Verh.* 25: 129–150.
- Schmutz, S., 1995: Zonierung und Bestandsprognose von Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario*, L.). Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*, Wal.) und Äsche (*Thymallus thymallus*, L.) anhand von Makrohabitatparametern in österreichischen Rhithralgewässern. Dissertation, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- Schneider, S., J. M. Kueffer, D. Roessli and L. Excoffier, 1997: Arlequin Version 1.1. Genetics and Biometry Laboratory, Dept. of Anthropology, University of Geneva, Switzerland.
- Serra-Cobo, J., F. Uiblein and J. P. Martinez-Rica, 2000: Variation in sexual dimorphism between two populations of the Pyrenean salamander *Euproctus asper* from ecologically different mountain sites. *Belg. J. Zool.* 130: 39–45.
- Slatkin, M., 1995: A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. *Genetics* 139: 457–462.
- Snoj, A., S. Sušnik, J. Pohar and P. Dovč, 1999: The first microsatellite marker (BFRO004) for grayling, informative for its Adriatic population. *Animal Genetics* 30: 74–75.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf, 1995: *Biometry*, 3<sup>rd</sup> Edition. W. H. Freeman & Company, New York.
- Soulé, M. E., 1980: Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. 151–169. In: M. E. Soulé and B. A. Wilson (editors). *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer, Sunderland, MA.
- Surre, C., H. Persat and J. M. Gaillard, 1986: A biometric study of three populations of the European grayling, *Thymallus thymallus* (L.) from the French Jura mountains. *Can. J. Zool.* 64: 2430–2438.
- Sušnik, S., A. Snój and P. Dovč, 1999: Microsatellites in grayling (*Thymallus thymallus*) comparison of two geographically remote populations from the Danubian and Adriatic river basin in Slovenia. *Molecular Ecology* 8: 1756–1758.
- Suter, W., 1989: Bestand und Verbreitung in der Schweiz überwinternder Kormorane *Phalacrocorax carbo*. *Der Ornithol. Beobachter* 86: 25–52.
- Suter, W., 1995: The effect of predation by wintering cormorants *Phalacrocorax carbo* on grayling *Thymallus thymallus* and trout (Salmonidae) populations: two case studies from Swiss rivers. *J. Appl. Ecol.* 32: 29–46.
- Taylor, E. B., 1991: A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture*, 98: 158–207.
- Taylor, E. B., S. Harvey, S. Pollard and J. Volpe, 1997: Postglacial genetic differentiation of reproductive ecotypes of kokanee *Oncorhynchus nerka* in Okanagan Lake, British Columbia. *Molecular Ecology* 6: 503–517.
- Thorve, S. and M. Carlstein, 1998: Post-stocking behaviour of hatchery-reared European grayling, *Thymallus thymallus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., in a semi-natural stream. *Fish. Management. Ecol.* 5: 147–159.
- Trauttmansdorff, J., H. P. Kollar and M. Seiter, 1990: Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) als Wintergast an der österreichischen Donau. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 5: 147–156.
- Trexler, J. C. and J. Travis, 1990: Phenotypic plasticity in the sailfin molly, *Poecilia latipinna* (Pisces: Poeciliidae). I. Field experiments. *Evolution* 44: 143–156.
- Uiblein, F., 1988: Experimente zur Öko-Ethologie des Nahrungserwerbs einheimischer Karpfenfische (Cyprinidae). Dissertation, Universität Wien.
- Uiblein, F., 1992: Food searching decisions in four cyprinid species. *Env. Biol. Fish.* 33: 47–52.
- Uiblein, F., 1995: Ontogenetic variations in the foraging behaviour of the cyprinid fish *Vimba elongata*: size- and age-specific response to novel prey. *Sitzber. Österr. Akad. Wiss., math.-naturwiss. Klasse* 201: 35–44.
- Uiblein, F. and H. Winkler, 1994: Morphological variability among *Vimba* in Austrian waters: quantitative examination of a taxonomic and a functional hypothesis. *Senckenbergiana biologica* 73: 57–65.
- Uiblein, F. and A. Jagsch, 1994: Wassertemperatur, Laichaktivität und Laichplatzwahl – Beobachtungen an der Salzach-Äsche, *Thymallus thymallus* (Pisces, Salmonidae). *Artenschutzreport* 4: 38–41.
- Uiblein, F., C. Köhler and M. C. Tian, 1998: Quantitative examination of morphological variability among goatfishes of the genus *Upeneus* from the Malayan Province (Pisces: Perciformes: Mullidae). *Senckenbergiana marit.* 28: 123–132.
- Uiblein, F., A. Jagsch, G. Kössner, S. Weiss, P. Gollmann, P. & E. Kainz, 1999: Untersuchungen zu lokaler Anpassung und Gefährdung der Äsche (*Thymallus thymallus*) in oberösterreichischen Gewässern. Im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung und des Oberösterreichischen Landesfischereiverbandes.
- Verband deutscher Sportfischer e.V., 1997: *Fisch des Jahres 1997. Die Äsche*. PescArs Kunstverlag, Berlin.
- Weiss, S. and H. Kummer, 1998: Movement of wild and experimentally-stocked brown trout, *Salmo trutta* L., before and after a flood in a small Austrian stream. *Fisheries Management and Ecology* 5: 1–11.
- Weiss, S. and S. Schmutz, 1999a: Performance of hatchery-reared brown trout and their effects on wild fish in two small Austrian streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128: 302–316.
- Weiss, S. and S. Schmutz, 1999b: Response of resident brown and rainbow trout to the stocking of hatchery-reared brown trout. *Fisheries Management and Ecology* 6: 365–375.

- Weiss, S., A. Antunes, C. Schlötterer and P. Alexandrino, in Druck: Mitochondrial haplotype diversity in Portuguese populations of brown trout *Salmo trutta*: implications on the post-Pleistocene recolonization of northern Europe. *Molecular Ecology*.
- Wiesbauer, H., T. Bauer, A. Jagsch, M. Jungwirth und F. Uiblein, 1991: Fischökologische Studie Mittlere Salzach. Im Auftrag der Tauernkraftwerke AG, Wien.
- Wimberger, P. H., 1991: Plasticity of jaw and skull morphology in the neotropical cichlids *Geophagus brasiliensis* and *G. steindachneri*. *Evolution* 45: 1545–1563.
- Wissel, C., T. Stephan and S.-H. Zschka, 1994: Modelling extinction and survival of small populations. 67–103. In: H. Remmert (editor). *Minimum animal populations*. Springer Verlag, Berlin.
- Zeh, M. and W. Dönni, 1994: Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquat. Sciences* 56: 59–69.
- Zijlstra, M. und M. R. van Erden, 1995: Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: Trials with captive birds. *Ardea* 83: 123–131.



## Neue Bücher

**Angeln in Dänemark.** 86 Seiten mit über 90 Farbfotos sowie vielen Zeichnungen und Illustrationen. Hardcover. Jahr Verlag Hamburg. DM 24,-/öS 175,-/sfr 22,-. ISBN 3-86132-461-X.

Einmal türkis, einmal dunkelblau, einmal ruhig, einmal gischtschäumend: Wasser hat viele Farben, Gesichter und – nicht zuletzt – auch viele Fische. Wo die besten Angelgewässer Dänemarks sind, um letztgenannte aus dem fröhlichen Naß zu ziehen, beschreibt der Angelführer »Angeln in Dänemark« (ein Buch der Zeitschrift Blinker).

Unberührte Naturlandschaften, herzliche Gastfreundschaft und fischreiche Gewässer machen Dänemark zum reizvollen Urlaubsziel für jeden Angler. Hilfreiche Tips zu Land und Leuten machen »Angeln in Dänemark« zum unentbehrlichen Begleiter für die Angelreise in den Norden.

**Das neue Praxis-Handbuch Angeln.** Von John Bailey. 192 Seiten. Durchgehend farbig illustriert. DM 49,90/öS 364,-. BLV-Verlag, München.

Leicht verständlich und unterhaltsam präsentiert der bekannte Angelexperte John Bailey sein Praxiswissen über Fische und ihre Lebensweise im Süßwasser.

Jedes Gewässer ist anders. Deshalb ist es für den Angler wichtig, z. B. über Wasserqualität, Temperaturunterschiede, Strömungen und

saisonale Veränderungen Bescheid zu wissen, um Fang und Hege der Fische miteinander in Einklang bringen zu können.

Mit aufwendig gestalteten Illustrationen und prägnanten Begleittexten werden die für den Angler wichtigsten Fischarten der Erde, ihre Biotope und Verhaltensbesonderheiten vorgestellt, ergänzt durch die jeweils geeigneten Fangtechniken. Hinweise und Empfehlungen für das notwendige Angelgerät und die besten Köder sind angesichts des immer größer werdenden Marktangebots eine unschätzbare Hilfe.

**Angel-Lexikon. Von Aal bis Zander.** Jahr Verlag, 1999. 86 Seiten mit 400 Farbfotos und Zeichnungen, Hardcover. ATS 175,- / DM 24,- / sFr 22,-. ISBN 3-86132-249-8.

Darauf haben über 2 Millionen begeisterte Angler schon lange gewartet: alles, was sie schon immer über den Angelsport wissen wollten, in einem kompakten Band zusammengestellt. Mit über 3100 Stichwörtern aus dem Angler-Alltag und durch 400 farbige Fotos und Zeichnungen bietet dieses umfassende Nachschlagewerk Information und Unterhaltung zugleich.

D wie Dickfisch, Doppelschwanz-Twister, Dornhai oder Drahtarm; E wie Effzet-Blinker, Einhandrute, Elsässer Saibling oder Essential Oils. Alphabetisch sortiert und mit Querverweisen ausgestattet, eröffnet sich mit Hilfe dieses Lexikons jedem Angelfreund die Welt des Petri-Heil auf eine ganz neue Art. Es gibt ihn nämlich tatsächlich, den fliegenden Fisch oder den Bachflohkrebs, der als Futtertier vor allem in der Forellen- und Äschenregion vorkommt.

**Angelknoten-Fibel.** Von Peter Owen. 80 Seiten, 10×15 cm. DM 9,95/öS 73,-. BLV-Verlag, München.

Auf den richtigen Knoten kommt es an – denn

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [53](#)

Autor(en)/Author(s): Jagsch Albert, Kainz Erich, Gollmann Hans Peter, Uiblein Franz, Kössner Gudrun, Weiss Steven

Artikel/Article: [Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche \(\*Thymallus thymallus\*\) in drei Gewässern in Oberösterreich 89-165](#)