

Äschenbesatz in bayerischen Gewässern – Untersuchungen zum Erfolg von bestandsstützenden Besatzmaßnahmen

Bayerns
Fischerei
+ Gewässer



Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern

Heft
10

Äschenbesatz in bayerischen Gewässern

Untersuchungen zum Erfolg von
bestandsstützenden Besatzmaßnahmen



Impressum

Herausgeber: Landesfischereiverband Bayern e.V.

Redaktion: Dr. Sebastian Hanfland

Satz: Verlagsgruppe Weltbild GmbH, Steinerne Furt, 86167 Augsburg

Umschlagfoto: Thomas Woelfle

Druck: Kessler, Bobingen
Gedruckt auf chlor- und säurefrei gebleichtem Papier

Bezug: Landesfischereiverband Bayern e.V.
Pechdellerstraße 16
81545 München
Tel. (0 89) 64 27 26 - 0

München, November 2003

ISBN-3-8289-1689-9

Äschenbesatz in bayerischen Gewässern

*Untersuchungen zum Erfolg von
bestandsstützenden Besatzmaßnahmen*

Sebastian Hanfland, Oliver Born, Herbert Stein (†)

München, November 2003

Projektpartner:



Landesfischereiverband Bayern e.V.
Pechdellerstraße 16, 81545 München



Technische Universität München



Bayerisches Staatsministerium
für Landwirtschaft und Forsten

Projektfinanzierung:

Die Untersuchung wurde unter den »Folgendermaßnahmen der Fischartenkartierung« im Rahmen des »Artenhilfsprogramms Äsche« durchgeführt und aus Mitteln der Fischereiabgabe des LFV Bayern e. V. sowie aus Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten finanziert.

Impressum

Herausgeber: Landesfischereiverband Bayern e.V.

Redaktion: Dr. Sebastian Hanfland

Satz: Verlagsgruppe Weltbild GmbH, Steinerne Furt, 86167 Augsburg

Umschlagfoto: Thomas Woelfle

Druck: Kessler, Bobingen
Gedruckt auf chlor- und säurefrei gebleichtem Papier
Gefördert aus Mitteln der Fischereiabgabe

Bezug: Landesfischereiverband Bayern e.V.
Pechdellerstraße 16
81545 München
Tel. (0 89) 64 27 26 - 0

München, November 2003

ISBN-3-8289-1689-9

Vorwort

Untersuchungen zum Artenhilfsprogramm Äsche, die unter der Trägerschaft dreier anerkannter Naturschutzverbände (Landesfischereiverband Bayern e.V., Landesbund für Vogelschutz e.V. und Bund Naturschutz in Bayern e.V.) durchgeführt wurden, haben eindrucksvoll belegt, dass es um den Leitfisch der Äschenregion, nicht zuletzt wegen der Prädation fischfressender Vögel (Kormoran und Gänsesäger), derzeit schlecht bestellt ist. In manchen südbayerischen Gewässern muss akut mit dem Aussterben dieser bedrohten Art gerechnet werden.

Die Reproduktion funktioniert zwar noch, jedoch müssen auf nicht absehbare Zeit Äschenbestände wieder aufgebaut bzw. durch Besatzmaßnahmen gestützt werden.

Der vorliegende Untersuchungsbericht setzt sich mit den praxisüblichen Besatzmaßnahmen mit Äschen an ausgewählten südbayerischen Fließgewässern auseinander; seine Ergebnisse sind aber gleichwohl auf andere Fließgewässer, die Strukturen der Äschenregion aufweisen, übertragbar.

Neben der wissenschaftlichen Aufarbeitung dieser Problematik geben die Autoren den Fischereiausübungsberechtigten praktische Empfehlungen für Besatzmaßnahmen, wobei sie – bezogen auf das Wanderverhalten der Äsche – anregen, künftig Besatzstrategien über Fischereirechtsgrenzen hinaus zu planen, also die Gewässer ganzheitlich als Einheit zu betrachten.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnten einige interessante Aspekte zum Erfolg von Besatzmaßnahmen aufgedeckt werden. Es liegt in der Natur der Sache, dass sich aus den Untersuchungen aber auch weitere Fragen in Bezug auf den Besatzerfolg ergeben haben. Der LFV Bayern arbeitet in Zusammenarbeit mit der Technischen Universität München Weihenstephan in einem Folgeprojekt – das aus Mitteln der Fischereiabgabe durch den LFV Bayern gefördert wird – an der Lösung dieser Fragen.

Mein Dank gilt an erster Stelle den Autoren für die praxisorientierte, engagierte Arbeit, aber auch allen, die sie dabei durch fachliche Anregungen und tatkräftige Hilfe unterstützt haben.

Zu danken habe ich auch dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten für die Mitfinanzierung, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.



Eberhard Roese
Präsident des Landesfischereiverbandes Bayern e. V.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit war nur durch die intensive Mitwirkung einer Vielzahl von Personen und Institutionen durchführbar. Die Verfasser bedanken sich daher im Namen des Landesfischereiverbandes Bayern

- bei den bayerischen Äschenzüchtern für die umfangreichen Auskünfte sowie für die gute Zusammenarbeit bei den Besatzmaßnahmen und Markierungsarbeiten
- bei den Fischereiberechtigten für die hohen finanziellen Aufwendungen beim Äschenbesatz, für die Erlaubnis, Untersuchungen in ihren Fischereirechten durchführen zu dürfen, für die aktive Mithilfe bei den Befischungen sowie für die Informationen zu den Gewässern
- bei den Wasserwirtschaftsämtern Freising, Kempten und Weilheim für die zur Verfügung gestellten Karten, Ganglinien, Abflussdaten und sonstigen Informationen
- bei der Technischen Universität München/Weihenstephan (Arbeitsgruppe Fischbiologie) für die Unterstützung und Mitwirkung bei zahlreichen Befischungen
- bei Dr. Manfred Holzner für die intensive Hilfe bei der Planung und Durchführung der Hamenbefischungen
- bei Michael Schubert für die umfassende Unterstützung bei der Planung und Durchführung der Versuche mit dem Verhaltensmesssystem »BehavioQuant®«
- bei Christian Edel für die Unterstützung bei der statistischen Auswertung
- bei allen Elektrofischern und Helfern für die Befischungen und Auswertungen, die zum Teil trotz sehr schlechter Witterung erfolgten
- bei Dr. Erik Bohl, Manfred Hermann sowie deren Mitarbeitern vom Landesamt für Wasserwirtschaft (Abteilung Gewässerökologische Forschung) für die Bereitstellung einer hohen Zahl an Besatzäschen sowie für die gute Zusammenarbeit bei den Markierungen und elektrischen Befischungen an der Ammer
- bei Dr. Bernhard Laggebauer, Michael von Siemens und Dr. Kurt Seifert für fachliche Anregungen und insbesondere bei dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten für die Teilfinanzierung der Studie.



Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	9
2. Besatzmaßnahmen in der Literatur	10
3. Biologie und Ökologie der Äsche	14
3.1 Systematik und Vorkommen	14
3.2 Morphologie	14
3.3 Nahrung und Wachstum	14
3.4 Fortpflanzungsökologie	15
3.5 Bestandsgrößen	15
3.6 Wasserparameter	16
4. Untersuchungsgewässer	17
4.1 Ammer	18
4.2 Iller	19
4.3 Isar	21
4.4 Loisach	22
4.5 Moosach	23
4.6 Ramsach	24
4.7 Saubach	25
4.8 Schleiferbach	26
4.9 Sempt	27
5. Durchführung der Besatzmaßnahmen und der Erfolgskontrolle	29
5.1 Besatzmaßnahmen	29
5.1.1 Allgemeine Besatzkriterien	29
5.1.2 Standardisierung der Einstufung der Besatzmenge	29
5.1.3 Markierung	30
5.1.3.1 Farbmarkierung mittels Dermojet	30
5.1.3.2 Elastomerfarbmarkierung mittels Insulinspritze	30
5.1.3.3 Nummernmarkierung mittels Hohlnadel-Injektor	31
5.1.4 Überblick über die durchgeführten Besatzmaßnahmen der Einzelgewässer	31
5.1.4.1 Ammer	31
5.1.4.2 Iller	31
5.1.4.3 Isar	32
5.1.4.4 Loisach	32
5.1.4.5 Moosach	32
5.1.4.6 Ramsach	32

5.1.4.7	Saubach	32
5.1.4.8	Schleiferbach	33
5.1.4.9	Sempt	33
5.2	Befischungen	33
5.2.1	Befischungen mit Elektrofischfanggerät	33
5.2.2	Quantitative Ermittlung der Fischbestandsdichte	35
5.2.3	Netzbefischungen	36
5.2.3.1	Reusen	36
5.2.3.2	Hamen	36
5.2.3.3	Übersicht über den Einsatz der Netzbefischungen	37
5.2.3.3.1	Ammer	37
5.2.3.3.2	Moosach	38
5.2.3.3.3	Ramsach	38
5.2.3.3.4	Saubach	38
5.2.3.3.5	Schleiferbach	38
5.2.4	Angelfischerei	38
5.3	Äschenpopulationsstruktur unter Berücksichtigung des Anteils der markierten Besatzäschen	38

6. Ergebnisse **40**

6.1	Produktion und Qualität von Besatzäschen	40
6.1.1	Produktionsbedingungen	40
6.1.1.1	Entwicklung der Produktionsbetriebe	40
6.1.1.2	Herkunft der Äscheneier bzw. der Brut	40
6.1.1.3	Verkauf und Zukauf von Äschenlaich bzw. -eiern	41
6.1.1.4	Aufzucht der Brut und der Setzlinge	41
6.1.1.5	Verkauf der Äschensetzlinge	41
6.1.1.6	Änderung der Produktionsbedingungen in den letzten 10 Jahren	41
6.1.2	Verhaltensunterschiede von Besatz- und Wildäschen	42
6.1.2.1	Motilität und Abstandsverhalten	43
6.1.2.2	Resultate der Verhaltensversuche	43
6.2	Fischbiozönosen der Untersuchungsgewässer	45
6.2.1	Fischbestand und Populationsaufbau in den Untersuchungsgewässern	45
6.2.1.1	Ammer	45
6.2.1.2	Iller	47
6.2.1.3	Isar	48
6.2.1.4	Loisach	50
6.2.1.5	Moosach	51
6.2.1.6	Ramsach	52
6.2.1.7	Saubach	54
6.2.1.8	Schleiferbach	55
6.2.1.9	Sempt	56
6.2.2	Ergebnisse der quantitativen Fischbestandsschätzung	58

6.2.3	Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer anhand der Fischbiozöosen	59
6.2.3.1	Erläuterung der Bewertungskriterien	60
6.2.3.1.1	Artenspektrum	60
6.2.3.1.2	Anzahl bestandbildender Arten	60
6.2.3.1.3	Ökologische Gilden der bestandbildenden Arten	60
6.2.3.1.4	Biomasse der Äschenpopulation	61
6.2.3.1.5	Dominanzverhältnisse der Fischfauna	61
6.2.3.1.6	Populationsstruktur der Hauptfischarten	61
6.2.3.2	Leitbild	61
6.2.3.3	Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer anhand der Fischbiozöosen	61
6.3	Standortveränderungen von Äschen	63
6.3.1	Mittelfristige Ortsveränderungen von markierten Fischen	63
6.3.1.1	Ammer	63
6.3.1.5.1	Besatzäschen	63
6.3.1.5.2	Wildäschen	63
6.3.1.2	Iller	63
6.3.1.3	Isar	64
6.3.1.4	Loisach	64
6.3.1.5	Ramsach	64
6.3.1.5.1	Besatzäschen	64
6.3.1.5.2	Wildäschen	64
6.3.1.6	Saubach	64
6.3.1.7	Schleiferbach	64
6.3.1.8	Sempt	64
6.3.2	Abwanderung frisch besetzter Äschen	64
6.3.2.1	Ammer	65
6.3.2.2	Moosach	65
6.3.2.3	Ramsach	65
6.3.2.4	Saubach	66
6.3.2.5	Schleiferbach	66
6.4	Erfolgskontrolle der Besatzmaßnahmen mit Äschen	66
6.4.1	Ammer	67
6.4.2	Iller	69
6.4.3	Isar	70
6.4.4	Loisach	71
6.4.5	Moosach	72
6.4.6	Ramsach	72
6.4.7	Saubach	73
6.4.8	Schleiferbach	74
6.4.9	Sempt	75
6.5	Fischbestandsentwicklung in der Vergrämungstrecke und in den Referenzstrecken der Ammer	76
6.5.1	Vergrämung der Gänsesäger	76
6.5.2	Vergleich von Vergrämungstrecke und Referenzstrecken	76
6.5.3	Ergebnisse des Vergrämungsversuches	77

7. Diskussion	81
7.1 Wie lässt sich Besitzerfolg definieren?	81
7.2 Betrachtung potenzieller Einflussfaktoren	82
7.2.1 Identifizierte Faktoren mit wesentlicher Bedeutung für den Besitzerfolg	82
7.2.1.1 Abwanderung frisch besetzter Äschen	83
7.2.1.2 Die Gewässerstruktur und ihre Eignung für die Äsche	84
7.2.1.3 Prädation durch fischfressende Vögel	85
7.2.1.4 Qualität von Besatzäschen	87
7.2.1.5 Höhe der Besatzmaßnahmen	88
7.2.1.6 Ökologischer Zustand der Gewässer	88
7.2.1.7 Nahrungskonkurrenz	91
7.2.2 Identifizierte Faktoren mit unwesentlicher Bedeutung für den Besitzerfolg	92
7.2.2.1 Prädation durch Raubfische	92
7.2.2.2 Befischungsintensität durch Angelfischer	92
7.2.2.3 Gesundheitszustand und Mortalität in Abhängigkeit von der Wasserqualität	92
7.2.3 Faktoren mit ungeklärter Bedeutung	93
7.2.3.1 Abflussverhältnisse	93
7.2.3.2 Besatzalter bzw. -größe	93
7.2.3.3 Mittelfristige Ortsveränderungen	94
7.3 Empfehlungen für die zukünftige Bewirtschaftung von Äschengewässern	95
8. Zusammenfassung	96
9. Anhang	98
9.1 Literaturverzeichnis	98
9.2 Abkürzungsverzeichnis	103
9.3 Übersicht der Fischarten im Untersuchungsgebiet mit wissenschaftlichem Namen	103

1. Einleitung

Die europäische Äsche war einst eine so häufige Fischart, dass eine eigene Gewässerregion, die »Äschenregion«, nach ihr benannt wurde. Noch bis in die Mitte der 80er Jahre wurden in vielen südbayerischen Gewässern sehr gute Äschenbestände angetroffen (STEINHÖRSTER 2001). Im letzten Jahrzehnt sind diese Bestände jedoch stark zurückgegangen (BAARS et al. 2001, LEUNER et al. 2000, MATHES 1993). Dies ist von großer Bedeutung, da die Äsche eine Leitart für sommerkühle und sauerstoffreiche Fließgewässer ist und daher grundsätzlich einen guten Indikator für die Qualität der Gewässer darstellt. Im Jahr 1997 wurde die Äsche vom Verband Deutscher Sportfischer e.V. zum »Fisch des Jahres« gewählt. Vor dem Rückgang der Bestände hatte die Äsche eine hohe wirtschaftliche und angelfischereiliche Bedeutung in Bayern. Die Äsche ist als bedrohte Art in der europäischen FFH-RICHTLINIE (1994) im Anhang V aufgeführt. Die derzeitige Gefährdungseinstufung liegt nach der bayerischen ROTEN LISTE (1993) bei »gefährdet« und wird sich noch deutlich verschlechtern, wenn keine erfolgreichen Gegenmaßnahmen zu dem beobachteten Bestandsrückgang eingeleitet werden. In einigen Gewässern drohen die Populationen unter die kritische Bestandsgröße zu sinken. Nach GUM et al. (2001) können anhaltend geringe Bestandsdichten sowie die zunehmende Isolierung der Populationen in immer kleinere Gewässerabschnitte zu einer Verringerung der genetischen Varianz führen. Eine Stabilisierung der bayerischen Äschenpopulationen durch natürliche Reproduktion scheint aufgrund der geringen Individuendichte an adulten Äschen in manchen Gewässern nicht mehr möglich zu sein.

Von den Fischereiberechtigten wird seit geraumer Zeit versucht, der negativen Bestandsentwicklung der Äsche durch Besatzmaßnahmen entgegenzuwirken. Hierbei kommen unterschiedliche Besatzstrategien zur Anwendung, die meist mit hohen finanziellen Aufwendungen verbunden sind. Es liegt die allgemeine Überzeugung zugrunde, dass zum Erhalt der bayerischen Äschenbestände auf Besatzmaßnahmen derzeit nicht verzichtet werden kann. Besatzmaßnahmen mit Nachzuchten aus dem gleichen Flussgebiet können nach GUM et al. (2001) dazu beitragen, die genetische Variabilität einer Population zu erhöhen.

Die Durchführung von Besatzmaßnahmen ist in Bayern durch gesetzliche Bestimmungen geregelt. Bei der Genehmigung von Fischereierlaubnisscheinen sowie bei der Verpachtung von Fischereirechten werden den Fischereiberechtigten von den zuständigen Behörden und Verpächtern oft bindende

Besatzaufgaben gemacht. In vielen Fällen gehen die durchgeführten Besatzmaßnahmen über diese Besatzaufgaben hinaus.

Nach STEIN (1987) bestehen bezüglich der Wirksamkeit von Äschenbesatzmaßnahmen jedoch deutliche Wissenslücken. In der Regel werden durchgeführte Besatzmaßnahmen nicht bezüglich ihres Erfolgs kontrolliert. Kontinuierlich sinkende Fangerträge trotz regelmäßigen Besatzes legen die Vermutung nahe, dass die derzeitige Besatzpraxis nur sehr geringe Erfolge aufweist. Die vorliegende Untersuchung befasst sich daher mit der zentralen Fragestellung:

Sind die in Bayern praxisüblichen Besatzmaßnahmen mit Äschen erfolgreich?

Hierzu wurde in ausgewählten Untersuchungsgewässern der Erfolg der dort jeweils gängigen Besatzpraxis überprüft. Diese praxisbezogene Ausrichtung der Fragestellung ließ es nicht zu, die Untersuchungen auf ein standardisiertes Besatzkonzept zu begrenzen. Es sollten in diesem Rahmen unterschiedliche Faktoren, die den Besatzerfolg beeinflussen können, unter besonderer Berücksichtigung der Aufzuchtbedingungen und der genetischen Herkunft der Besatzätschen, der Wanderbewegungen der Ätschen, des ökologischen Zustands der Ätschengewässer und des Einflusses von Fraßdruck durch Gänsesäger (*Mergus merganser*) beleuchtet werden. Dabei musste in Kauf genommen werden, dass sich die Bedeutung einzelner Einflussfaktoren zwar herausarbeiten, aber nicht quantifizieren ließ.

Aus den Untersuchungsergebnissen werden Empfehlungen für die zukünftige Bewirtschaftung von Ätschengewässern abgeleitet.

Wegen der bedrohlichen Situation der bayerischen Ätschenpopulationen wurde auf Initiative des Landesfischereiverbandes Bayern e.V. unter der Beteiligung des Landesbundes für Vogelschutz in Bayern e.V., des Bund Naturschutz in Bayern e.V. und der zuständigen Fachbehörden und Staatsministerien ein »Artenhilfsprogramm Ätsche« ins Leben gerufen und über den Bayerischen Naturschutzfonds finanziert. Im Rahmen dieses Artenhilfsprogramms wurden parallel zu den Untersuchungen der vorliegenden Arbeit an denselben Gewässern zwischen 1998 und 2000 potenzielle Faktoren, die für den Rückgang der Ätschenbestände verantwortlich sein könnten, erforscht.

Die Untersuchungen dieser Arbeit wurden an 9 Ätschengewässern Südbayerns durchgeführt, über die bereits fischereibiologisch relevante Daten aus den letzten 10 Jahren vorlagen. Die Auswahl der Gewässer erfolgte in enger Abstimmung mit dem »Artenhilfsprogramm Ätsche«.

2. Besatzmaßnahmen in der Literatur

Fischbesatz stellt heute die gängigste Form der Bewirtschaftung von Gewässern dar. Die Leitaspekte von Besatzmaßnahmen sind zumeist wirtschaftlicher oder ökologischer Natur. Gemeinsames Ziel ist dabei stets die Erhöhung des Ertrags oder die Förderung bestimmter Fischarten.

In Abhängigkeit von den im Gewässer herrschenden Bedingungen werden Besatzmaßnahmen unterschiedlich ausgerichtet. Nach STEIN (1987) liegt regelmäßigem Besatz grundsätzlich die Vorstellung zugrunde, dass die Reproduktion der Fische stark gestört ist und ein Rekrutierungsdefizit besteht. Einige Fischereiberechtigte gehen davon aus, dass manche Fischarten ohne Besatzmaßnahmen nicht mehr in freier Wildbahn existieren würden. In Gewässern, die zwar die Lebensansprüche einer Art, jedoch nicht ihre Reproduktion gewährleisten, erfolgt Besatz im Sinne eines Ergänzungsbesatzes. Ist hingegen natürliche Reproduktion möglich, aber für einen gesunden Bestandsaufbau nicht ausreichend, so verfolgt die Maßnahme häufig nur das Ziel des Stützbesatzes. Soll eine gewässertypische Art neu ins Gewässer eingebracht werden, spricht man von Einbürgerungsbesatz. Nach HARSÁNYI (2000) sind die genannten Besatzmaßnahmen unter entsprechenden ökologischen Voraussetzungen als positiv zu beurteilen. SEIFERT & KÖLBING (2000) führen den Begriff des Umstellungsbesatzes an. Hierbei handelt es sich um Besatzmaßnahmen in Gewässern, deren Charakter durch den Menschen so stark verändert wurde, dass der ehemalige Fischbestand keine ausreichenden Lebensbedingungen mehr vorfindet und deshalb durch neue Arten ersetzt werden muss. Als Negativbeispiel soll an dieser Stelle der von KOHL (2000) geprägte Begriff des Attraktionsbesatzes genannt werden. Hierunter sind solche Besatzmaßnahmen zu verstehen, die ohne Berücksichtigung des natürlichen Fischartenspektrums, der Alterspyramiden und der Größenverteilung erfolgen und darauf abzielen, das Gewässer angelfischereilich attraktiver zu machen.

Damit Gewässerbewirtschafter nicht ohne Rücksicht auf ökologische Aspekte handeln können, unterliegen Besatzmaßnahmen in Bayern gesetzlichen Regelungen. Jede Besatzmaßnahme muss mit dem Ziel der Erhaltung und Förderung eines der Größe, Beschaffenheit und Ertragsfähigkeit des Gewässers angepassten, artenreichen und gesunden Fischbestandes vereinbar sein (BRAUN & KEIZ 2001). Zum Schutz der vorhandenen Fischbestände und Lebensgemeinschaften soll grundsätzlich jeder Besatz aus Beständen oder Nachzuchten stammen, die dem Gewässer ökologisch mög-

lichst nahe stehen. Der Grundsatz bedeutet, dass die Satzische dem Bereich des zu besetzenden Gewässers entstammen müssen. Die Äsche gehört zu den Fischarten in Bayern, die ohne behördliche Genehmigung ausgesetzt werden dürfen. Der LFV Bayern bzw. die zuständigen Dienststellen, die mit der Verpachtung staatsärrarischer Fischereirechte betraut sind, können Besatzaufgaben in Pachtverträge aufnehmen. Bei privaten Fischereirechten ist die Möglichkeit zur Auflage von Besatzmaßnahmen mit der Genehmigung der Fischer-eierlaubnisscheine durch die Kreisverwaltungsbehörden verbunden.

Trotz zumeist gleicher Ziele seitens der Bewirtschafter (Wirtschaftlichkeit, Ökologie) wird die Diskussion über den Sinn von Besatzmaßnahmen, auch international, kontrovers geführt.

Einige Interessensgemeinschaften lehnen Besatzmaßnahmen grundsätzlich ab. WEIBL (2001) fordert, »Angler und Verpächter von Angelgewässern sollten auf Fischbesatz in Fließgewässern und natürlichen bzw. naturnahen Stillgewässern grundsätzlich verzichten und ihre Gewässer nur auf der Grundlage von Bewirtschaftungsplänen fischereilich naturnah bewirtschaften«. Offenkundig widerspricht diese Forderung den oben genannten gesetzlichen Vorgaben.

Der Besatz mit fremden Arten, insbesondere mit der vor 100 Jahren in Europa eingebürgerten Regenbogenforelle, steht neuerdings im Mittelpunkt der Diskussion. A. PETER (2000) ist der Auffassung, dass Besatzmaßnahmen mit Regenbogenforellen zur Verdrängung der Bachforellen-Populationen führen. M. PETER (2000) und WINZELER (1998) sprechen sich hingegen für den Besatz mit Regenbogenforellen in Gewässern aus, in denen der Fortbestand der Bachforelle wegen ungünstigen abiotischen Bedingungen natürlicherweise nicht mehr gegeben ist. Nach WEIBL (2001) besteht die Gefahr von Besatzmaßnahmen unter anderem darin, dass heimische Arten von besetzten Fischarten verdrängt werden oder überhöhte Raubfischbestände einen zu hohen Fraßdruck auf Kleinfische ausüben können. MELLIN (1987) vertritt zudem die Ansicht, dass durch Besatzmaßnahmen auch Krankheiten in die Gewässer gelangen können.

Über ökologische Bedenken hinaus werden häufig wirtschaftliche Überlegungen zur Nachhaltigkeit von Besatzmaßnahmen angeführt. Die in die Maßnahmen gesetzten Erwartungen werden oft nicht erfüllt (GUTHRUF 1999, KLINGER 1997, SCHMUTZ 2000). SCHMUTZ (1996) vertritt die Auffas-

sung, dass die Bindung der finanziellen Mittel durch Besatz oft zu hoch ist. WURM (1998) sieht in erhöhtem Besatz gar eine Verschwendung finanzieller Mittel. Berechnungen von STAUB (1989) zufolge entfallen in der Schweiz 100 SFR aus Besatzmaßnahmen auf jede geangelte Forelle. Bei Versuchen von SIPPONEN & HAKKARI (1984) betrug der Wert der wieder gefangenen Besatzfische nur ca. 26 % der Besatzkosten. Auch bei Besatzversuchen mit Äschen an der Moosach kam STEIN (1987) zu dem Ergebnis, dass der finanzielle Aufwand, gemessen an der Erhöhung des Fischbestands, nicht gerechtfertigt war.

Die oben genannten ökologischen und wirtschaftlichen Bedenken stützen sich zum Teil auf Studien, deren Ziel die Beurteilung der Nachhaltigkeit von Besatzmaßnahmen war. So zeigte eine von KLINGER (1997) durchgeführte Untersuchung von 15 Gewässern keinen klaren Zusammenhang zwischen Besatz und Wiederfang von Bachforellen auf. Das Erfolgskriterium – Wiederfang nach 3 bzw. 10 Monaten – wurde mit 17 % bzw. später nur mit 7 % der besetzten Forellen nicht zufrieden stellend erreicht (KLINGER 1997). Bei Besatzversuchen von ZALEWSKI et al. (1985) mit Bachforellen in verschiedenen Fließgewässern überlebten die besetzten Fische keine 5 Monate, unabhängig davon, ob die Gewässer verschmutzt oder sauber bzw. naturnah oder naturfern waren. Bei einer Studie in Irland waren von ausgesetzten Bachforellenbrütlingen nach 3 Wochen nur noch 33 % und 4 Monate später keine mehr am Leben (KELLY-QUINN & BRACKEN 1989). In einem niedersächsischen Gewässer, in dem viermal mehr Bachforellen besetzt wie gefangen wurden, hielt sich zur gleichen Zeit ein stabiler Äschenbestand, obwohl diese nicht besetzt, sondern stattdessen in gleichem Maß entnommen wurden. Der Autor folgert, dass in diesem Gewässer der Besatz mit Bachforellen ineffektiv ist. (MELLIN 1987).

Für das Scheitern von Besatzmaßnahmen mit Salmoniden werden unterschiedliche Einflüsse verantwortlich gemacht. Die Wahl der Besatzstelle wie auch die Zahl der dort eingebrachten Fische könnten hier eine Rolle spielen. Nach KLINGER (1997) ist es wesentlich, Fische nur an ihren altersspezifischen Standorten in Gewässer einzubringen. Nach Meinung von CRESSWELL et al. (1984) sollten nie unter 50 Individuen je Stelle ausgesetzt werden. RICHARDS & CERNERA (1989) vertreten hingegen die Auffassung, dass Brütlinge in geringen Dichten besetzt werden sollten, so dass das vorhandene Habitat besser genutzt werden kann. Angesichts dieser konträren Standpunkte lassen sich nur schwer Handlungsempfehlungen für Bewirtschafter ableiten.

Die Qualität der – meist aus Zuchten stammenden – Besatzfische ist zweifelsohne ein wichtiges Erfolgskriterium. Hierzu zählen z.B. die Gesundheit und die Kondition der

Fische sowie die Ausprägung ihrer Flossen. Die Eignung von Fischen aus Fischteichen zu Besatzzwecken hängt nach PLEYER (1981) von den Haltungsbedingungen ab. Mangelnde Fitness wird von CRESSWELL & WILLIAMS (1982) als möglicher Grund für geringen Wiederfang angegeben. KLUPP (1991) führt in diesem Zusammenhang ungenügende Anpassung von Fischen aus der Fischzucht an die Bedingungen in freien Gewässern an. Bei Versuchen von CRESSWELL et al. (1984) war die Mortalitätsrate von Salmoniden, die unter Strömungsbedingungen aufgezogen wurden, in schnell fließenden Gewässern niedriger als jene von nicht adaptierten Fischen. Auch nach SHUROV et al. (1987) sollten Fische vor dem Besatz an Strömung gewöhnt werden. In Versuchen konnte nachgewiesen werden, dass an Strömungsbedingungen angepasste Lachssetzlinge in schnell überströmten Abschnitten dreimal häufiger nachgewiesen wurden als die einer untrainierten Referenzgruppe.

Das Alter bzw. die Größe von Besatzfischen können ebenfalls zum Erfolg von Fischbesatzmaßnahmen beitragen, doch sind sich die Fachleute nicht einig, welches Alter bzw. welche Größe der Fische sich am besten für den Besatz eignet. KLUPP (1981) & WURM (1998) sind der Auffassung, dass jüngere Besatzfische eine höhere Chance zur Eingewöhnung haben. BARTHELMES (1982) hingegen stützt sich auf Studien aus verschiedenen Ländern, wonach dort der Erfolg des Besatzes mit größeren Fischen (> 20 cm) höher sei als der mit kleineren. Auch TOIVONEN et al. (1984) nennen eine optimale Größe der Besatzfische von 18–25 cm. Weitere Autoren kamen zu übereinstimmenden Ergebnissen (CRESSWELL 1981, O'GRADY 1984, KENNEDY 1984, MILLER 1958). Im Rahmen einer längerfristigen Studie an der Moosach kam STEIN (1987) hingegen zu dem Schluss, dass größere Besatzfische bei der Entwicklung keinen eindeutigen Vorteil hatten.

Bezüglich des jahreszeitlichen Besatztermins stimmen mehrere Autoren darin überein, dass der Besatz im Frühjahr effizienter ist als im Herbst (TOIVONEN et al. 1984, KENNEDY 1984, O'Grady 1984, SIPPONEN & HAKKARI 1984). CRESSWELL et al. (1984) führen dies darauf zurück, dass die Fische während der Saison vom Frühjahr bis zum Winter einen guten Ernährungszustand erreichen können. HESTHAGEN & JOHNSEN (1989) wiesen einen höheren Wiederfang von besetzten Bachforellen nach, die im Sommer statt im Herbst besetzt wurden.

Neben den erwähnten Faktoren spielen möglicherweise auch der genetische Hintergrund und die schnelle Anpassungsfähigkeit der Zuchtfische eine Rolle für den Erfolg von Besatzmaßnahmen. So ist SCHMUTZ (1996) der Auffassung, dass Fische aus intensiven Aufzuchtanlagen nicht für den Besatz geeignet sind, weil die gängige Selektion auf

Wachstum und Kunstfüttertauglichkeit zur Verringerung der genetischen Variabilität der Besatzfische führt. Auch KENNEDY (1984) vermutet, dass in der Fischzucht Züchtungsselektion und Mastbedingungen zu Lasten natürlicher Auslesemechanismen gehen.

In der Tat wird beim Besatz selten Rücksicht auf die Herkunft des Besatzmaterials genommen und zwischen Speisefisch- und Satzfischproduktion unterschieden. Die Meinung, dass Besatzmaßnahmen zu einer genetischen Verarmung von autochthonen Arten führen können, wird von weiteren Autoren geteilt (GUM et al. 2001, KLUPP 1991, MELLIN 1987). Besatz könnte so den Verlust der genetischen Identität bestimmter Arten bedeuten. VINCENT (1987) vertritt die Auffassung, dass durch Besatz mit anderen Genotypen lokale Rassen verdrängt werden können. In Untersuchungen an der Moosach konnte STEIN (1987) zeigen, dass es Besatzfischen durchaus gelingt, in das Reproduktionsgeschehen eines Gewässers einzugreifen.

Nach McCracken et al. (1993) ist es schwierig bis unmöglich, einen endemischen bzw. exotischen Genpool zu identifizieren, da oft seit langer Zeit besetzt wird und die Herkünfte so gut wie nicht mehr zu ermitteln sind. Letztlich ist zu befürchten, dass durch Kreuzung von Wild- und Besatzfischen im Gewässer ein Teil der Anpassungsfähigkeit an spezifische Lebensbedingungen verloren gehen könnte. Der Besatz mit nicht aus dem Gewässer-Einzugsgebiet stammenden Zuchtfischen stellt aber nicht nur eine Gefahr für die genetische Identität der angestammten Populationen dar, sondern auch für das Überleben der Besatzfische selbst. Mangelnde Adaption vor dem Besatz ist hier kritisch zu werten. Dies zeigten unterschiedliche Überlebensraten bei Besatz mit Wildfischen (höher) bzw. mit Fischen aus der Teichwirtschaft (niedrig) (BEREJKIAN 1995, JORGENSEN & BERG 1991, KLINGER 1997, KLUPP 1991, LACHANCE & MAGNAN 1990, MILLER 1958, O'GRADY 1984). Beim Besatz werden die Zuchtfische nach MILLER (1958) schlagartig sehr harten Bedingungen ausgesetzt. Setzlinge mit geringer Fitness, die in einem Fluss bereits als Brut oder Setzling gestorben wären, erliegen nach dem Besatz den harten Umweltbedingungen im Fließgewässer.

NIHOARN et al. (1990) konnten beim Bachforellenbesatz mit 2 Herkünften keine Unterschiede im Besatzerfolg nachweisen. Dagegen stellten FAY & PARDUE (1986) bei 5 unterschiedlichen Stämmen von Regenbogenforellen fest, dass sich die Stämme in verschiedenen Flusssystemen unterschiedlich anpassten. Obwohl die Differenzen im Genotyp nicht genau geklärt werden konnten, waren die Leistungen der einzelnen Stämme im Versuch sowie in natürlichen Bedingungen unterschiedlich.

Nach ZALEWSKI et al. (1985) bilden biotische und abioti-

sche Faktoren den Rahmen für die so genannte Carrying-Kapazität eines Gewässers, also dessen Fähigkeit, einen bestimmten Fischbestand in Zahl und Struktur zu erhalten.

Inter- und intraspezifische Interaktionen wie Konkurrenz sowie Fraßdruck durch Räuber spielen eine wesentliche Rolle bei der Effektivität von Besatzmaßnahmen. Nach HAGER (1998) und WURM (1998) ist der Besatzerfolg gering, wenn der Fraßdruck fischfressender Vögel für den Rückgang von Fischen verantwortlich ist. SHUROV et al. (1987) gehen davon aus, dass in der Regel ein großer Anteil von Besatzfischen in den ersten Tagen nach Besatzmaßnahmen stromab wandert und/oder der Prädation von Fischen und Vögeln zum Opfer fällt. Auch nach HESTHAGEN und JOHNSEN (1989) hängt der Erfolg von Besatzmaßnahmen unter anderem vom Prädationsdruck durch Räuber ab.

Viele Autoren gehen davon aus, dass die Ausprägung der Wildfischbestände einen wesentlichen Einfluss auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen hat (z. B. HESTHAGEN & JOHNSEN 1989, LACHANCE & MAGNAN 1990). Je höher die Wildfischbestände sind, umso geringer sind die Erfolgchancen für Besatzmaßnahmen und umgekehrt. Bei Versuchen von SCHMUTZ (1996) legten Wildlinge an Gewicht zu, während Besatzfische an Gewicht verloren. Wildfische und Besatzfische zeigten bei Besatzversuchen von STEIN (1987) eine gleiche Längenentwicklung. Nach WURM (1998) führt ein erhöhter Besatz zu verstärkter Konkurrenz und damit auch zu steigenden Mortalitäten. Bei Versuchen von CRESSWELL et al. (1984) hat das Vorhandensein von wilden Bachforellen die Überlebensrate der Besatzfische allerdings nicht negativ beeinflusst.

Ein für den Besatzerfolg wichtiger Aspekt ist das Verhalten der Fische im Gewässer. Wanderbewegungen von Besatzfischen wird in der Literatur in Bezug auf den Besatzerfolg eine hohe Bedeutung beigemessen. Nach HELFRICH & KENDALL (1982) zeigten Fische, die in Pools ausgesetzt wurden, weniger Wanderbewegungen, als solche, die in Riffles gesetzt wurden.

Beim Besatz mit Salmoniden aus der Fischzucht in Fließgewässer überwiegen stromabwärts gerichtete Wanderungen gegenüber stromaufwärts gerichteten deutlich (z. B. CRESSWELL et al. 1984, HELFRICH & KENDALL 1982, JORGENSEN & BERG 1991, KELLY-QUINN & BRACKEN 1989, STEIN 1987). SIPPONEN & HAKKARI (1984) stellten bei Besatzversuchen sogar fest, dass bis zu 50 % gefangener Besatzfische 40 km und mehr vom Besatzstandort entfernt gefangen wurden. SHUROV et al. (1987) stellten bei Versuchen fest, dass eine an Strömung angepasste Gruppe von Salmoniden doppelt so lange an der Besatzstelle verharrte wie eine untrainierte.

Besatzmaßnahmen mit Äschen werden nur als notwendig

erachtet, wenn die Äschenpopulationen Rekrutierungsdefizite aufweisen, Hochwasser die Reproduktion geschädigt haben (HARSÁNYI 2000) oder die notwendigen Laichplätze fehlen (JENS 1980). Die Autoren empfehlen bei angenommenen Verlusten von 50 % ungefähr 150 bzw. 200 einsömmerige Äschen pro Jahr und ha zu besetzen. Nach BAARS et al. (2001) sollten, wenn der Engpass der Äschen-Reproduktion in der frühen Entwicklungsphase zu finden ist, 5.000 bis 30.000 Augenpunkteier in so genannten WV-Boxen (Whitlock-Vibert-Boxen) oder Firzlauffkästen ausgesetzt werden. Tritt der Bestandseinbruch erst in späteren Stadien ein, muss er mit größeren Besatzfischen ausgeglichen werden. Praxisübliche Äschenbesatzmaßnahmen weisen große Spannweiten von ca. 500 bis 3.000 einsömmerigen bzw. 50 bis 300 zweisömmerigen Äschen pro Jahr und ha Wasserfläche auf. Im Hinblick auf den häufig unbefriedigenden Erfolg des Besatzes mit einsömmerigen Setzlingen und den Fraßdruck von Gänsesäger und Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) werden zunehmend zweisömmerige Äschen ausgesetzt (BAARS et al. 2001). Nach STEINHÖRSTER (2001) erfolgten die Entwicklungen der Äschenfänge in Bayern weitgehend unabhängig von der vorherigen Besatzstärke. Den seit Mitte der 80er Jahre rückläufigen Äschenfang versuchten die meisten Fischereiberechtigten durch verstärkte Besatzmaßnahmen auszugleichen. 13 von 18 Bewirtschaftern brachten nach Steinhörster (2001) im Jahr 1991 deutlich höhere Besatzmengen als in den Vorjahren in ihre Gewässer ein. Zum Teil wurde das Doppelte bis Vierfache der langjährigen Durchschnittsmenge eingesetzt. Da der bisher getätigte Besatz mit einsöm-

merigen Setzlingen keinen Erfolg zeigte, wurden auch zunehmend zweisömmerige Äschen als Besatzmaterial verwendet. Nachdem auch diese Bemühungen keine spürbare Besserung der Fänge erbrachten, wurden die Besatzmengen der Äschen etwa ab Mitte der 90er Jahre insgesamt wieder reduziert.

Untersuchungen von STEIN (1987) ergaben, dass Besatzmaßnahmen mit Äschen wesentlich zur Bildung des Gesamtbestands beitragen können. Der Besatzerfolg ist jedoch von Jahr zu Jahr deutlichen Schwankungen unterworfen. Höhere Besatzzahlen führten nach STEIN (1987) zu keiner zusätzlichen Bestandserhöhung. Aktuelle österreichische Studien mit markierten Äschen am Inn deuten an, dass der Besatzerfolg, gemessen an den Erwartungen, eher gering ist (SPINDLER 2001). GUTHRUF (1999) sieht Äschenbesatz aufgrund von Studien in der Schweiz als wenig erfolgreich an. Eine Begründung für den eher geringen Erfolg von Besatzmaßnahmen mit Äschen könnten Beobachtungen von THORVFE und CARLSTEIN (1998) liefern. Sie konnten nachweisen, dass Besatzätschen zum Teil unmittelbar nach dem Aussetzen abwanderten.

Die Erkenntnisse über den Erfolg von Besatzmaßnahmen mit Äschen unterstreichen jedoch insbesondere im Hinblick auf den Rückgang der Äsche in Bayern die Notwendigkeit einer umfassenden Erfolgskontrolle des Äschenbesatzes. Ohne genauere Kenntnis über die Effekte von Äschenbesatzmaßnahmen und die den Erfolg beeinflussenden Faktoren ist zu befürchten, dass die Bemühungen zum Erhalt der Äsche durch Besatz weitgehend wirkungslos bleiben.

3. Biologie und Ökologie der Äsche

3.1 Systematik und Vorkommen

Die europäische Äsche (*Thymallus thymallus*) wird nach FIEDLER (1991) folgendermaßen in die zoologische Systematik eingeteilt:

Klasse:	Osteichthyes (Knochenfische)
Ordnung:	Salmoniformes (Lachsfische)
Unterordnung:	Salmonoidei (Lachsähnliche)
Familie:	Thymallidae (Äschen)
Gattung:	Thymallus

Nach DUJMIC (1997) stellt die nördlichste Verbreitungsgrenze die Bucht des Flusses Kara am Nordabhang des Ural-Gebirges dar (70° nördliche Breite). Das Verbreitungsgebiet wird im Osten vom Ural-Gebirge begrenzt (68° östliche Länge), wo es im Fluss Kozhin zur Hybridisierung mit einer nah verwandten Art (*Thymallus articus*) kommt. Das südlichste Vorkommen bildet der Plavsko-See im ehemaligem Jugoslawien (43° südliche Breite). Die westlichste Grenze wird in Frankreich durch den Fluss Loire und in England durch den Fluss Avon angegeben (4° westliche Länge). Nach SCHMUTZ et al. (2000) haben Äschen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Fließgewässern zwischen 600 und 800 m über Seehöhe, kommen jedoch auch vereinzelt unter 200 m und über 1000 m vor.

Die Äsche ist eine obligatorische Kaltwasserfischart (oligo-stenotherm) und wird als strömungsliebend (rheophil A) eingestuft. In Mitteleuropa leben Äschen hauptsächlich in rasch fließenden, kühlen und sauerstoffreichen Flüssen in den Tieflagen der Hoch- und Mittelgebirge. Für die Äsche charakteristische Fließgewässerabschnitte nennt man Hyporhithral bzw. Äschenregion. Die Temperaturmaxima in dieser Äschenregion liegen unter 20°C. Die Region oberhalb des Hyporhithrals wird als Metarhithral (untere Forellenregion) und die unterhalb als Epipotamal (Barbenregion) bezeichnet. Die Einteilung in die Fischregionen ist abhängig von der Temperatur des wärmsten Monats, dem Gefälle, der Gewässerbreite und der Entfernung von der Quelle.

Nach SCHMUTZ et al. (2000) kommen in der Äschenregion 23 Fischarten vor, von denen 17 als rheophil (strömungsliebend) eingestuft werden. Die Fischartengemeinschaft ist in der Äschenregion (> 70 % bezogen auf die Artenzahl) durch kieslaichende Fischarten geprägt. BAARS et al. (2000) konnten in 19 bayerischen Äschengewässern 31 Fischarten nach-

weisen. In Bayern ist die Äsche nach LEUNER et al. (2000) mit 15 Fischarten vergesellschaftet.

3.2 Morphologie

Der Körper der Äsche ist spindelförmig (Abb. 1, Seite 16). Der Rumpf ist mit mittelgroßen Schuppen bedeckt, die Körperfärbung reicht je nach Untergrund und Ernährung von beige über grün bis grau. Der Bauch ist in der Regel schmutzigweiß. An den Körperseiten befinden sich kleine schwarze Punkte. Die leicht rötliche Rückenflosse ist segelartig ausgebildet und weist eine Reihe von Ocellarflecken auf. Beim Milchner ist sie in der Regel fahnenförmig und deutlich größer ausgeprägt als beim Rogner. Die Äsche hat eine enge Mundspalte und eine feine Bezahnung.

3.3 Nahrung und Wachstum

Äschen können als Nahrungsopportunisten bezeichnet werden. Sie nutzen ein breites Spektrum von Makroinvertebraten, wie z. B. Insekten und deren Larven, Gammariden (Krebse), Mollusken (Schnecken und Muscheln), Würmer (Anneliden) und Einzeller (Protozoen). Adulte Äschen fressen gelegentlich auch Fischbrut sowie Klein- und Jungfische. Im Lebenszyklus ändert sich die Nahrungszusammensetzung entsprechend der jeweiligen Größe der Äschen und des saisonalen Nahrungsangebots im Gewässer (HERMANN 2001).

Äschen werden heute in Ausnahmefällen bis zu 65 cm lang und bis zu 2,5 kg schwer. In der Literatur wird von Fängen aus früherer Zeit von bis zu 1 m Körperlänge und 10 kg Körpergewicht berichtet (FIEDLER 1991). Äschenpopulationen können sich nach BAARS et al. (2000) bezüglich ihres Wachstums erheblich unterscheiden. Die von BAARS et al. (2000) ermittelten Wachstumskurven von nordbayerischen Äschen waren deutlich flacher ausgeprägt als die der südbayerischen Populationen. Nach EBEL (2000) erreichen Äschen im ersten Lebensjahr Körperlängen von 8 bis 18 cm, im zweiten 13 bis 30 cm, im dritten 25 bis 31 cm und im vierten Lebensjahr 27 bis 36 cm. BAARS et al. (2000) konnten in der Isar in Freising einsömmerige Äschen mit einer Länge von bis zu 22 cm nachweisen. Von BAARS et al. (2000) ermittelten Korpulenzfaktoren (Längen-Gewichts-Korrelation) von Äschen mit der Grö-

ßenklasse 20 bis 30 cm lagen bei 0,8 bis 1. Nordbayerische Äschen wiesen in der Regel geringere Korpulenzfaktoren auf als die südbayerischen.

3.4 Fortpflanzungsökologie

In Mitteleuropa tritt die Laichreife des Rogners in der Regel am Ende des dritten Lebensjahres und bei den Milchnern zum Teil bereits ein Jahr früher ein. Die Fortpflanzung der Äsche findet im Frühjahr statt. Nach EBEL (2000) fällt die Laichwanderung je nach Wetterlage, geographischer Breite und Meereshöhe in die Monate März bis Juni. In Bayern liegt die Laichzeit zwischen Ende Februar und Mitte Mai. Äschen benötigen kiesiges Substrat (Grob- und Mittelkies) als Laichgrund. Nach GUTHRUF (1996) zeigt die Substratzusammensetzung an Äschenlaichplätzen eine Variationsbreite von 0,06–64 mm Korngrößendurchmesser. Die bevorzugten Substrate haben zwischen 8 und 32 mm Korndurchmesser. Als Laichplatz werden meist schnell überströmte Kiesbänke (Rauschen) mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten angenommen. Nach SEMPEŠKI & GAUDIN (1995) liegen die mittleren Fließgeschwindigkeiten an Äschenlaichplätzen in Fließgewässern mit verschiedenen Abflüssen und unterschiedlichen Äschenpopulationen in dem Bereich von 0,4–0,6 m/s. Dies entspricht auch den bei BAARS et al. (2000), EBEL (2000) und FIEDLER (1991) angegebenen Werten. Zum Laichplatz führen Äschen gewöhnlich stromaufwärts gerichtete Wanderungen durch (MEYER & PELZ 1998, WITKOWSKY & KOWALEWSKI 1988). Die zur Laichzeit zurückgelegten Distanzen variieren nach EBEL (2000) sowohl zwischen als auch innerhalb einzelner Flüsse. Nach DUJMIC (1997) werden während der Laichwanderung in der Regel nur wenige Kilometer zurückgelegt. In Einzelfällen können die Wanderungen jedoch auch 50 km übersteigen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) wird die Äsche als Kurz-Distanz-Wanderfisch eingeteilt.

Im Gegensatz zu anderen Salmonidenarten schlagen Äschen keine Laichgruben. Beim Laichakt verankert sich der Rogner mit den Bauchflossen im Kies und bohrt den Schwanz mit schnellen Schlägen bis zur Fettflosse ins Sediment, in das die Eier abgelegt werden. Dann werden die Eier vom Samen des Männchens befruchtet. Die bevorzugte Zeit des Laichgeschehens ist der Nachmittag bei steigenden Temperaturen. Die Fekundität der Rogner aus 3 südbayerischen Gewässern lag nach HERMANN (2001) bei ca. 7.500 bis 8.700 Eiern pro kg Körpergewicht. Der Durchmesser von Äscheneiern ist deutlich kleiner als der von Forelleneiern.

Entscheidend für ein Überleben der im Sediment eingebetteten Eier ist eine ausreichende Versorgung mit frischem sauerstoffhaltigen Wasser. An der Übergangszone eines tie-

feren Bereichs (Gumpen) in einen flacheren Bereich (Rausche) tritt sauerstoffreiches Flusswasser in das so genannte Hyporheal (Hohlraumssystem im Kies) ein.

Nach HERMANN (2001) brauchen Äschen für das Erreichen bestimmter Entwicklungsstadien die nachfolgend aufgeführte Anzahl an Tagesgraden (TG):

– Augenpunktstadium	ca. 110 TG
– Schlupfbeginn	ca. 180 TG
– Schlupfende	ca. 220 TG
– Nahrungsaufnahme	ca. 260 TG

Die Schlupfrate bei Äscheneiern aus Wildfängen lag nach HERMANN (2001) in etwa zwischen 50 % und 90 %. HEINRICH (2001) konnte bei Äscheneiern aus Bayern verschiedener Herkünfte an 5 Gewässern Schlupfraten von über 70 % und an 3 Gewässern Schlupfraten von lediglich knapp 10 % bis 45 % nachweisen. SCHUBERT (2001) ermittelte für Äscheneier aus 12 bayerischen Herkünften mittlere Schlupfraten von 75 %.

Nach dem Schlupf haben die Dottersacklarven eine mittlere Länge von 10,6 mm (DUJMIC 1997). Bis zur Aufzehrung des Dottersacks verbleibt die Brut im Kieslückensystem. Anschließend verlassen die Jungfische den Laichplatz und suchen in kleinen Schwärmen Jungfischhabitats auf, in denen sie oberflächennah schwimmen (BARDONNET & GAUDIN 1991). Diese Habitats sind in der Regel flach und weisen geringe Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,0 und 0,2 m/s auf. Die Wassertiefe variiert zwischen 0,5 und 40 cm (EBEL 2000, SCHUBERT 2001). Das Substrat besteht nach SCHUBERT (2001) aus Kies, Sand und/ oder Schlamm.

Ab einer Körperlänge von etwa 3–4 cm wechseln die juvenilen Fische das Habitat. Die Tiere besiedeln nun die bodennahen Bereiche des Wasserkörpers, wobei sie zunehmend in tiefere und schneller fließende Zonen vordringen. Die Aufenthaltsorte 10–15 cm langer Individuen sind durch Wassertiefen von 0,4–0,8 m gekennzeichnet (EBEL 2000). Der juvenile Lebensabschnitt endet mit dem Erreichen der Geschlechtsreife.

Adulte Äschen leben meist in kleinen Schwarmverbänden (EBEL 2000). Bevorzugte Aufenthaltsorte sind Kolke, versunkenes Astwerk oder überhängende Uferpartien. Daneben werden auch deckungsarme Bereiche mit schneller Strömung besiedelt.

3.5 Bestandsgrößen

In der Literatur werden Äschenbestände in Gewässern der Äschenregion mit über 150 kg pro ha als üblich beschrieben (KAUFMANN et al. 1991). UIBLEIN et al. (2000) konnten z. B.

in der Vöckla in Österreich Äschenbestände von 140 bis 190 kg/ha ermitteln. DUJMIC (1997) nennt Äschenpopulationen in der Mur zwischen 100 und 700 kg/ha.

BAARS et al. (2000) ermittelte Äschenbestandsgrößen in Bayern zwischen 20 und 200 kg/ha, wobei die Äschenbestände in den von ihm untersuchten Gewässern früher jedoch wesentlich höher waren. Nach STEINHÖRSTER (2001) erfolgte der Bestandseinbruch in klassischen Gewässern der Äschenregion in Bayern in einem Zeitraum von wenigen Jahren, ausgehend von überdurchschnittlich hohen Äschenerträgen Mitte der 80er Jahre hin zu unterdurchschnittlichen Erträgen seit Anfang der 90er Jahre.

3.6 Wasserparameter

Äschengewässer weisen sowohl bezogen auf chemisch/physikalische als auch auf biologische Gewässerparameter deutliche Schwankungen auf. Entsprechend dem jeweiligen Einzugsgebiet unterscheiden sich die verschiedenen Gewässer vor allem sehr deutlich im Kalkgehalt und davon abhängig im pH-Wert. Sowohl pH-Werte als auch Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit und Ammonium/ Ammoniak) erreichen nach BAARS et al. (2000) in den Gewässern der Äschenregion vor allem in winterlichen Niedrigwasserphasen hohe Extremwerte. Bei Hochwasser ermittelten BAARS et al. (2000) vereinzelt sehr hohe Werte an Stickstoff- und Phosphatverbindungen. Die biologische Gewässergüte (Saprobie) der 16 von BAARS et al. (2000) untersuchten bayerischen Fließgewässer lag zwischen 1,7 und 2,3. Hinsichtlich der klassischen chemischen und physikalischen Parameter weisen Äschen eine verhältnismäßig hohe Toleranz gegenüber Extremwerten auf.

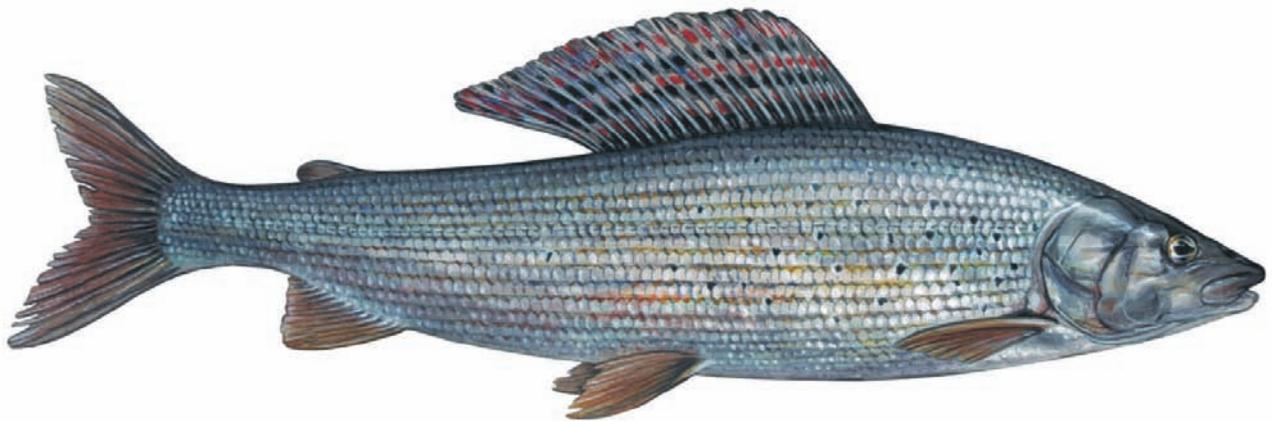


Abb. 1: Die Äsche (*Thymallus thymallus*) (ZIEGLER 2001)

Gewässer	Fkm (Flusskilometer)		ca.-Länge [km]	ca.-Breite [m]	ca.-Fläche [ha]
	von	bis			
Ammer	161,5	155,7	5,8	25,5	14,8
Ammer	155,7	150,7	5,0	25,5	12,8
Ammer	150,7	145,7	5,0	27,0	13,5
Ammer	145,7	141,8	3,9	30,0	11,7
Iller	130,0	100,0	30,0	50,0	150,0
Isar	120,8	107,0	13,9	42,0	58,2
Loisach	64,5	61,6	3,0	20,0	5,9
Moosach	19,1	17,2	1,9	16,0	3,0
Moosach	17,2	13,2	4,0	16,0	6,4
Ramsach (Lindach)	12,8	2,9	9,9	4,8	4,8
Ramsach	1,4	-0,6	2,0	10,0	2,0
Saubach	0,4	0,0	0,4	12,0	0,3
Schleiferbach	3,4	0,0	3,4	6,0	2,0
Sempt	20,5	18,7	1,8	7,9	1,4
Gesamt			90,0		286,8

Tab. 1: Übersicht über die Strecken und Flächen der Fischereirechte

4.1 Ammer

Die Ammer ist im Untersuchungsgebiet ein voralpiner Fluss. Sie entspringt im Ammergebirge und fließt durch das Ammer-Loisach-Hügelland in den Landkreisen Garmisch-Partenkirchen und Weilheim-Schongau. Sie mündet nach rund 65 Kilometern bei Dießen in den Ammersee. Das Untersuchungsgebiet umfasst den Ammerlauf auf einer Strecke von rund 20 Kilometern im Bereich der Ammerschlucht und unterhalb von Fkm 161,5 bis 141,8. Um den Einfluss der Prädation durch Gänsesäger auf den Äschenbestand der Ammer abschätzen zu können, wurde in einem Abschnitt eine Vergrämung dieser Vögel durchgeführt (Kapitel 6.5).

Pegelabflusswerte Pegel Peißenberg (1961 bis 1997):

- NQ 1,32 m³/s
- MNQ 2,86 m³/s
- MQ 8,94 m³/s
- MHQ 114 m³/s
- HQ 286 m³/s

Das Abflussregime ist geprägt von erhöhten Abflüssen im Frühjahr und Sommer (März bis August) und vorwiegend niedrigen Abflüssen im Herbst und Winter. Die Hochwasserhäufigkeiten und -intensitäten sind im Sommer (Juni–Juli) am größten. Während des Untersuchungszeitraums traten wiederholt extreme Abflussverhältnisse auf. Im Mai 1999 ereignete sich ein so genanntes »Jahrhunderthochwasser« mit rund 329 m³/s (Pegel Peißenberg) und im August 2000 ein starkes Hochwasser mit ca.188 m³/s (Pegel Peißenberg) (WWA WEILHEIM 2001).

Die Ammer ist im Untersuchungsgebiet sehr gut strukturiert und weitgehend naturnah (SEIFERT, 1997) (Abb. 4 und Abb. 5). Das Gefälle zwischen Fkm 160,0 und 143,1 liegt bei

0,63 %. Besonders gut strukturierte Fließstrecken befinden sich nach KÖNIGSDORFER et al. (2000) zwischen der Ammerschlucht und dem Kalkofensteg (Fkm 156,3–151,2) sowie zwischen dem Peitinger Wehr und der Böbinger Brücke (Fkm 150,6–143,6). Im Vergleich zu anderen bayerischen Fließgewässern ist in der Ammer im Untersuchungsgebiet eine sehr große Menge an Totholz vorhanden, das von den Fischen als Unterstand genutzt wird. Die Gewässersohle ist fast ausschließlich grobkörnig mit einem ausgeprägten Kieslückensystem.

In den Fließbereichen liegen die Fließgeschwindigkeiten im Mittel bei 1,4 m/s. Die Temperatur schwankt hier zwischen 1,9 und 17,9 °C und der Sauerstoffgehalt zwischen 8,6 und 13,3 mg/l. In gut 40 % der Fließstrecke befinden sich Stillwasserbereiche mit Wassertiefen von 0,4 bis 0,8 m. In diesen Stillwasserbereichen mit Fließgeschwindigkeiten von 0,0–0,3 m/s (max. 0,7 m/s) schwankt die mittlere Monatstemperatur zwischen 2,5 und 15,7 °C. Der Sauerstoffgehalt liegt hier zwischen 3,4 und 17,5 mg/l (KÖNIGSDORFER et al. 2000). Bei Fkm 150,7 und 141,8 ist die Durchwanderbarkeit für Fische durch 2 Wehre eingeschränkt. Das Peitinger Wehr bei Fkm 150,7 ist seit Herbst 2001 mit einer Fischwanderhilfe ausgestattet. Die Querverbauungen wurden vor 1970 – also vor dem Rückgang der Äsche – errichtet. Die mittlere Länge der Gewässerabschnitte ohne Querverbauungen von Rottenbuch bis Polling beträgt rund 10 km (SACHTELEBEN 2000). Die Ammer hat zwischen Altenau bei Fkm 173,0 und Peißenberg bei Fkm 144,0 37 Zuflüsse, von denen 24 von Natur aus für die aquatische Fauna nicht durchwanderbar, 6 aufgrund von Verbauung nicht durchwanderbar und 7 durchwanderbar sind (KÖNIGSDORFER et al. 2000).

Seit 1970 hat die Gehölzfläche in der Flusssau und die Bebau-



Abb. 4: Ammerabschnitt mit Inselbildung bei Fkm 149



Abb. 5: Äschenlaichplatz bei Fkm 148 (HEIM 2000)

ungsfläche leicht zugenommen und die landwirtschaftliche Fläche hingegen leicht abgenommen (SACHTELEBEN 2000). Der Anschlussgrad an Kläranlagen war schon Mitte der 70er Jahre im Vergleich zum aktuellen Stand verhältnismäßig hoch. Die biologische Gewässergüte (Saprobienindex) in der Ammer hat sich seit den 70er Jahren von Güteklasse 2–3 auf Güteklasse 2 deutlich verbessert (BStMLU 1998, WWA WEILHEIM 2001).

Die Ammer kann im Untersuchungsgebiet der Äschenregion zugeordnet werden (BAYRLE 1986).

Nach STEINHÖRSTER (2001) fand in der Ammer im Untersuchungsgebiet seit dem Ende der 80er Jahre ein deutlicher Rückgang der Äschenpopulation statt. Das durchschnittliche Jahresgesamtfangergebnis der Fischereiberechtigten (Forellen und Äschen) war 5 Jahre vor dem Rückgang ca. doppelt so hoch wie im Rückgangszeitraum. Die höchste fischereiliche Entnahme von Äschen lag im Jahr 1986 bei 8 kg/ha. Die fischereiliche Nutzung der Ammer im Untersuchungsgebiet ist laut SEIFERT (1997) sehr extensiv. Die Äsche ist ganzjährig geschont, d. h. es dürfen keine Äschen aus dem Gewässer entnommen werden. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besitzmaßnahmen mit Äschen, Bachforellen, Regenbogenforellen und vereinzelt auch mit Huchen durchgeführt.

BOHL (1997), die FISCHERGILDE MÜNCHEN (2001), SEIFERT (1997) und WIBMATH (1997) konnten in der Ammer bis zu 11 Fischarten nachweisen. Die Fischbestandsgröße betrug nach SEIFERT (1997) im Jahr 1997 nur rund 20 % des natürlichen Potenzials.

HEIM (2000) konnte in der Ammer gesicherte und potenzielle Äschenlaichplätze nachweisen. Die Laichplätze waren überwiegend von mittlerer bis höherer Qualität. Die Entfernung zwischen den Laichplätzen lag bei durchschnittlich 200 m. Das kiesige Substrat zeichnete sich insgesamt durch einen hohen Anteil an Grobkies und Steinen aus. Zusammen mit der guten Umlagerungsfähigkeit hat dies die Ausbildung eines großen Kieslückenraums – d. h. eine gute Durchströ-

mung des Interstitials – zur Folge. Insgesamt betrachtet wird die Laichplatzsituation für Äschen in der Ammer nach HEIM (2000) als gut bis sehr gut beurteilt. HERMANN (2001) konnte bei Wildfängen aus der Ammer unter künstlichen Bedingungen Schlupfraten zwischen 50 und 90 % belegen. SCHUBERT (2001) wies in der Ammer eine funktionierende natürliche Reproduktion der Äsche nach.

4.2 Iller

Die Iller ist im Untersuchungsgebiet ein voralpiner Fluss. Sie entspringt aus den Zuflüssen Breitach, Trettach sowie Stillach oberhalb von Oberstdorf in den Allgäuer Alpen und mündet nach rund 147 Kilometern Flusslauf bei Neu-Ulm in die Donau. Das Untersuchungsgebiet liegt im Landkreis Oberallgäu sowie im Stadtgebiet von Kempten und umfasst den Illerlauf auf einer Strecke von rund 30 Kilometern von Martinszell bis Krugzell (Fkm 130,0 bis 100,0).

Pegelabflusswerte Pegel Kempten (1901 bis 1995):

– NQ	4,06 m ³ /s
– MNQ	9,07 m ³ /s
– MQ	47,2 m ³ /s
– MHQ	372 m ³ /s
– HQ	750 m ³ /s

Das Abflussregime ist geprägt von erhöhten Abflüssen im Frühjahr und Sommer (März bis September) und vorwiegend niedrigen Abflüssen im Herbst und Winter. Die Hochwasserhäufigkeiten und –intensitäten sind ebenfalls im Sommer (Mai bis August) am größten (WWA KEMPTEN 2001). Während des Untersuchungszeitraums traten wiederholt extreme Abflussverhältnisse auf. Im Mai 1999 hatte die Iller ein so genanntes »Jahrhunderthochwasser« mit rund 800 m³/s (Pegel Kempten).

Der Lauf der Iller ist im Untersuchungsgebiet zum Teil stark begradigt, das Gefälle zwischen Fkm 93 und 148 liegt bei

0,22 %. Die Ufer sind in der Regel durch Blocksteinverbau befestigt. Trotzdem findet ein steter Wechsel von Prallhang und Gleitufer statt (Abb. 7). In zum Teil vorhandenen naturnäheren Abschnitten wechseln flache Riesel (bis ca. 50 cm Wassertiefe) mit tiefen Gumpen (bis über 5 m Wassertiefe). Nach KÖNIGSDORFER et al. (2000) weist die Iller von Fkm 93 bis 148 in nur 23 % der Strecke zusammenhängende gut strukturierte Abschnitte mit der Bewertung naturnah bis bedingt naturnah auf. Es ist vergleichsweise wenig Totholz vorhanden. Die Gewässersohle ist größtenteils grobkörnig mit einem ausgeprägten Kieslückensystem.

In den Fließbereichen liegen die Fließgeschwindigkeiten im Mittel bei 1,2 m/s. Die Temperatur schwankt hier zwischen 0,2 und 13,8 °C, der Sauerstoffgehalt zwischen 9,5 und 13,5 mg/l. In ca. 25 % der Fließstrecke befinden sich Stillwasserbereiche mit Wassertiefen zwischen 0,4 und 0,8 m. In diesen Stillwasserbereichen mit Fließgeschwindigkeiten von 0,0 bis 0,3 m/s (max. 0,7 m/s) schwankt die mittlere Monatstemperatur zwischen 2,4 und 19,4 °C, der Sauerstoffgehalt liegt hier zwischen 3,4 und 15,3 mg/l (KÖNIGSDORFER et al. 2000).

Das Untersuchungsgebiet wird durch verschiedene für Fische nicht überwindbare Wasserkraftanlagen und damit einhergehende Staubereiche zerschnitten (Abb. 6). Alle Querverbauungen wurden vor 1970 – also vor dem Rückgang der Äsche – errichtet. Die mittlere Länge der Gewässerabschnitte ohne Querverbauungen von Thanners bis Lauben beträgt knapp 7 km (KÖNIGSDORFER et al. 2000).

Die Iller hat zwischen ihrem Ursprung (Fkm 148) und Lauben (Fkm 93) 17 Zuflüsse von denen 9 für die aquatische Fauna durchwanderbar und 8 aufgrund von Verbauungen nicht durchwanderbar sind (KÖNIGSDORFER et al. 2000).

Im Einzugsgebiet hat die landwirtschaftlich genutzte Fläche seit 1979 zu Gunsten des Waldanteils und des Anteils an bebauter Fläche abgenommen (SACHTELEBEN 2000). Der derzeitige hohe Anschlussgrad an Kläranlagen wurde erst 1983 erreicht. Die biologische Gewässergüte (Saprobien-

index) in der Iller hat sich seit den 70er Jahren von Güteklasse 2 bis 3 bzw. 3 auf Güteklasse 2 deutlich verbessert (BStMdl 1989, BStMfLU 1998, WWA KEMPTEN 2001).

Die Iller kann im Untersuchungsgebiet der Äschenregion zugeordnet werden (BAYRLE 1986).

Nach STEINHÖRSTER (2001) fand in der Iller im Untersuchungsgebiet ab 1988 ein deutlicher Rückgang der Äschen statt. Das durchschnittliche Jahresgesamtfangergebnis der Fischereiberechtigten (Forellen und Äschen) war 5 Jahre vor dem Rückgang ungefähr doppelt so hoch wie im Rückgangszeitraum. Die höchste fischereiliche Entnahme von Äschen lag im Jahr 1962 bei ca. 20 kg/ha. Die Befischungsintensität in der Iller im Untersuchungsgebiet ist als gering zu bezeichnen. Die Äsche ist ganzjährig geschont. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen, Bachforellen, Huchen, Regenbogenforellen und vereinzelt auch mit Nasen durchgeführt (FV KEMPTEN 2001, SCHMID 2000).

BAARS et al. (2000), der FV KEMPTEN (2001) und SCHMID (2000) konnten in der Iller bis zu 13 Fischarten nachweisen. Der Äschenbestand wird von BAARS et al. (2000) im Jahr 1997 auf lediglich 6,6 kg/ha geschätzt. Die Autoren befürchten, dass die Population kurz vor dem »Erlöschen« steht.

HEIM (2000) konnte in der Iller gesicherte und potenzielle Äschenlaichplätze nachweisen. Die Laichplätze waren überwiegend von mittlerer bis höherer Qualität. Die Entfernung zwischen den Laichplätzen lag zwischen 370 und 950 m. An den Laichplätzen war eine gute Umlagerungsfähigkeit des Substrats bei einem gleichzeitig gut ausgeprägten Kieslückensystem gegeben. Aufgrund der hohen Strukturvielfalt im Gewässer bieten sich immer wieder Ruhezone für laichbereite Äschen. Insgesamt wird die Laichplatzsituation für Äschen in der Iller von HEIM (2000) als gut beurteilt. SCHUBERT (2001) wies in der Iller eine funktionierende natürliche Reproduktion der Äsche nach.

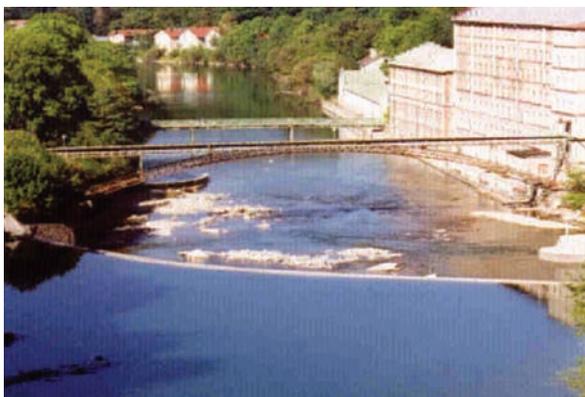


Abb. 6: Verbauter Illerabschnitt mit Staubereich bei Fkm 104



Abb. 7: Umlagerungsstrecke der Iller bei Fkm

4.3 Isar

Die Isar ist ein voralpiner Fluss, der im Karwendelgebirge oberhalb Mittenwald in den Kalkalpen entspringt. Sie mündet nach rund 265 Kilometern Flusslauf bei Deggendorf in die Donau. Das Untersuchungsgebiet umfasst den Isarlauf im Landkreis Freising auf einer Strecke von rund 14 Kilometern von Fkm 120,8 bis 107,0.

Pegelabflusswerte Pegel Freising (1951 bis 1997):

- NQ 4,64 m³/s
- MNQ 8,08 m³/s
- MQ 19,8 m³/s
- MHQ 304 m³/s
- HQ 1050 m³/s

Die Isar wird bei München südlich von Freising in den Mittleren Isarkanal ausgeleitet. Beim Untersuchungsgebiet der Isar in Freising handelt es sich um eine so genannte Restwasserstrecke. Die Restwassermenge betrug im Untersuchungszeitraum in etwa 7 m³/s. Das Abflussregime ist geprägt von erhöhten Abflüssen im Frühjahr und Sommer (März bis August) und vorwiegend niedrigen Abflüssen im Herbst und Winter. Die Hochwasserhäufigkeiten und -intensitäten sind im Sommer am größten (WWA FREISING 2001). Aufgrund der Ausleitung in den Mittleren Isarkanal sowie einer Abflussregulierung an verschiedenen Stauwehren im Oberlauf entsprechen die Höhe sowie die Dynamik des Abflusses nicht den natürlichen Verhältnissen.

Während des Untersuchungszeitraums traten wiederholt extreme Abflussverhältnisse auf. Im Mai 1999 hatte die Isar ein so genanntes »Jahrhunderthochwasser« mit 650 m³/s, im März 2000 ein Hochwasser mit 250 m³/s und im Oktober 2000 ein starkes Hochwasser mit 340 m³/s (Pegel Freising) (WWA FREISING 2001). Am Beginn der Untersuchungsstrecke (Fkm 120,2) existiert eine so genannte Sohlstützschwelle, welche für Fische weitgehend frei durchwanderbar

ist. Der Lauf der Isar ist im Untersuchungsgebiet zum Teil stark begradigt. Die Ufer sind in der Regel durch Blocksteinverbau befestigt. Trotzdem findet ein steter Wechsel von Prallhang und Gleitufer statt. Auf der Seite des Prallhangs ist die Isar in der Regel tief, dagegen sind die Gleitufer flach und weisen Kiesbänke auf (Abb. 8 und Abb. 9). Die Isar hat im Untersuchungsgebiet in der Regel langsame bis mittlere Fließgeschwindigkeiten.

HEIM (2000) konnte in der Isar an einem potenziellen Laichplatz Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 1,2 m/s nachweisen. In einzelnen Abschnitten ist die Strömung verhältnismäßig hoch. Es ist vergleichsweise wenig Totholz vorhanden. Die Gewässersohle ist meist kiesig und grobkörnig. BAARS et al. (2000) konnten bei Untersuchungen in der Isar Sauerstoffsättigungen von 95 bis 137 % nachweisen. Die Temperaturen schwankten bei den Messungen zwischen 1,1 bis 16,3 °C. Die Jungfischhabitate sind im Sommer z. T. stark veralgt.

Aufgrund des gestiegenen Anschlussgrads an Kläranlagen im Isareinzugsgebiet bzw. der Erweiterung der Klärtechnik hat sich die biologische Gewässergüte seit den 70er Jahren von Güteklasse 2–3 bzw. 3 auf Güteklasse 2 deutlich verbessert (BStMdl 1989, BStMfLU 1998, WWA FREISING 2001). Auch nach BAARS et al. (2000) weist die Isar heute eine biologische Gewässergüte (Saprobienindex) von 2 auf.

Die Isar kann im Untersuchungsgebiet der Äschenregion zugeordnet werden (BAYRLE 1986). Nach STEINHÖRSTER (2001) fand in der Isar bei Freising ab 1983 ein deutlicher Rückgang der Äsche statt. Das durchschnittliche Jahresgesamtfangergebnis der Fischereiberechtigten (Forellen und Äschen) war während des Rückgangs um ca. 30 % geringer als 5 Jahre vor dem Rückgang. Die höchste fischereiliche Entnahme von Äschen lag im Jahr 1982 bei ca. 11 kg/ha. Die Befischungsintensität ist als durchschnittlich zu bezeichnen. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen, Bachforellen und vereinzelt auch mit Nasen durchgeführt (KFV FREISING 2001).



Abb. 8: Typische Kiesbank der Isar im Untersuchungsgebiet



Abb. 9: Isarkiesbank mit Weidenbewuchs

BAARS et al. (2000), HENNEL (1992), der KfV FREISING (2001) und REINARTZ (1997) konnten in der Isar bis zu 30 Fischarten nachweisen. Der Äschenbestand wird von BAARS et al. (2000) im Jahr 1997 auf 32 kg/ha geschätzt. HEIM (2000) konnte in der Isar einen gesicherten Laichplatz nachweisen. Der Laichplatz konnte aufgrund sehr guter Substrateignung und guter Fließgeschwindigkeiten als qualitativ hochwertig bewertet werden. SCHUBERT (2001) wies in der Isar eine funktionierende natürliche Reproduktion der Äsche nach.

4.4 Loisach

Die Loisach ist ein voralpiner Fluss, der im Wettersteingebirge bei Lermoos in den Kalkalpen entspringt. Sie durchfließt den Kochelsee und mündet nach rund 108 Kilometern Flusslauf bei Wolfratshausen in die Isar. Das Untersuchungsgebiet umfasst den Loisachlauf im Landkreis Garmisch-Partenkirchen von Weichs bis Murnau auf einer Strecke von rund 5 km (Fkm 64,5 bis 59,5).

Pegelabflusswerte Pegel Eschenlohe (1936 bis 1997):

- NQ 3,67 m³/s
- MNQ 5,60 m³/s
- MQ 17,8 m³/s
- MHQ 123 m³/s
- HQ 283 m³/s

Das Abflussregime ist geprägt von erhöhten Abflüssen im Frühjahr und Sommer (April bis September) und vorwiegend niedrigen Abflüssen im Herbst und Winter. Die Hochwasserhäufigkeiten und -intensitäten sind im Sommer (Juni bis August) am größten (WWA WEILHEIM 2001). Zur Abflussregulierung der Ramsach zum Zweck der Wasserkraftnutzung kann in Höhe der Ortschaft Weichs aus der Loisach Wasser in die Ramsach und in Höhe der Ortschaft Achrain aus der Ramsach Wasser in die Loisach abgeleitet werden.



Abb. 10: Loisach mit Kiesbank

Während des Untersuchungszeitraums traten wiederholt extreme Abflussverhältnisse auf. Im Mai 1999 hatte die Loisach ein so genanntes »Jahrhunderthochwasser« mit rund 265 m³/s (Pegel Eschenlohe) und im August 2000 ein starkes Hochwasser mit rund 128 m³/s (Pegel Eschenlohe) (WWA WEILHEIM 2001).

Die Loisach wurde zur Erleichterung der Holzdrift um 1900 stark begradigt. Sie weist im Untersuchungsgebiet in der Regel eine hohe Fließgeschwindigkeit auf. HEIM (2000) konnte an einem Äschenlaichplatz Fließgeschwindigkeiten von 0,4 bis 1,02 m/s nachweisen. Die Ufer sind zum Teil durch Blocksteinverbau befestigt (Abb. 11). Ein Wechsel von Prallhang und Gleitufer ist nur sehr schwach ausgeprägt. Der Prallhang ist in der Regel tief (bis ca. 1,5 m) und das Gleitufer flach (bis ca. 0,1 m). Es sind vergleichsweise sehr wenige Kiesbänke (Abb. 10) am Ufer vorhanden. Auch der Anteil von Totholz ist sehr gering. Die Gewässersohle besteht hauptsächlich aus Kiesen feiner und mittlerer Fraktionen.

BAARS et al. (2000) konnten bei Untersuchungen in der Loisach Sauerstoffsättigungen von 95 bis 125 % nachweisen. Die Temperaturen schwankten bei den Messungen zwischen 3,5 und 11,4 °C.

Aufgrund des gestiegenen Anschlussgrads der Loisach an Kläranlagen bzw. der Erweiterung der Klärtechnik hat sich die biologische Gewässergüte seit den 70er Jahren von Güteklasse 2–3 auf Güteklasse 2 deutlich verbessert (BStMdl 1989, BStMfLU 1998, WWA WEILHEIM 2001). Nach BAARS et al. (2000) weist die Loisach heute eine biologische Gewässergüte (Saprobienindex) von 1,9 auf.

Die Loisach kann im Untersuchungsgebiet als Äschenregion eingestuft werden (BAYRLE 1986).

Nach STEINHÖRSTER (2001) fand in der Loisach bei Murnau seit 1987 ein Rückgang der Äschen statt. Das durchschnittliche Jahresgesamtergebnis der Fischereiberechtigten (Forellen und Äschen) war im Zeitraum 5 Jahre vor dem Rückgang der Äsche um ca. 40 % höher als im Rückgangszeitraum.



Abb. 11: Loisachufer mit Blocksteinverbau



Abb. 12: Wehrunterwasser (Fkm 14,2) mit Hamen



Abb. 13: Typischer Moosachabschnitt

Die Befischungintensität ist als gering zu bezeichnen. Die Äsche ist ganzjährig geschont. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen, Bachforellen, Regenbogenforellen und vereinzelt auch mit Huchen durchgeführt (FV MURNAU 2001). BAARS et al. (2000) und der FV MURNAU (2001) konnten in der Loisach bis zu 6 Fischarten nachweisen. Der Äschenbestand wird von BAARS et al. (2000) als sehr gering eingestuft. Die Autoren befürchten, dass der Bestand kurz vor dem »Erlöschen« steht. HEIM (2000) konnte in der Loisach einen gesicherten Laichplatz nachweisen. Der Laichplatz wurde aufgrund sehr guter Substrateignung und guter Fließgeschwindigkeiten als qualitativ hochwertig bewertet. SCHUBERT (2001) wies in der Loisach eine funktionierende natürliche Reproduktion der Äsche nach.

4.5 Moosach

Die Moosach ist ein Niedrigwassergewässer, das nördlich von München entspringt. Sie mündet nach ca. 35 km Fließlänge zwischen Gaden und Oberhummel in die Isar. Das Untersuchungsgebiet umfasst den ca. 6 Kilometer langen Moosachlauf im Landkreis Freising östlich von Massenhausen bei Fkm 19,1 bis zu einem Kleinkraftwerk in der Stadt Freising bei Fkm 13,2.

Pegelabflusswerte Pegel Freising (1988 bis 1997):

- NQ 1,66 m³/s
- MNQ 1,99 m³/s
- MQ 2,7 m³/s
- MHQ 5,2 m³/s
- HQ 9,24 m³/s

Der mittlere Niedrigwasserabfluss und der Mittelwasserabfluss sind relativ konstant. Die mittleren Hochwasserabflüsse sind im Juni und Juli am höchsten. Der Moosachverlauf im Untersuchungsgebiet ist insbesondere im unteren Untersuchungsabschnitt ab Fkm 17 stark begradigt und relativ struk-

turarm (KIERMAIER 1996) (Abb. 13). Er ist durch eine geringe Höhendifferenz gekennzeichnet, die zudem von einer ehemaligen Mühle (Fkm 14,2; Abb. 12) und einem Kleinkraftwerk (Fkm 13,2) genutzt wird. Beide Querbauwerke sind für Fische stromaufwärts nicht durchwanderbar. Die Moosach weist im oberen Abschnitt des Untersuchungsgebiets eine mittlere und im unteren Abschnitt eine langsame Fließgeschwindigkeit auf. Kiesige Bereiche befinden sich lediglich über kurze Strecken in Bereichen mit erhöhter Fließgeschwindigkeit vor allem im oberen Abschnitt des Untersuchungsgebiets. Die Gewässersohle ist zum Teil stark mit Makrophyten bewachsen, was die Verschlammung vor allem in den Sommermonaten noch begünstigt. BAARS et al. (2000) konnten in der Moosach im Untersuchungsgebiet Sauerstoffsättigungen von 87 % bis 113 % nachweisen. Die Temperaturen schwankten bei den Messungen zwischen 3,7 bis 14,1 °C.

Das Einzugsgebiet der Moosach wird relativ stark ackerbaulich genutzt. Es befinden sich hier mehrere Fischzuchtanlagen, die direkt oder indirekt in die Moosach entwässern (STEIN 1987). Bedingt durch die geringe Fließgeschwindigkeit, das ausgeglichene Abflussregime und die Einschwemmungen aus der Landwirtschaft ist die Gewässersohle in der Regel stark verschlammt. Aufgrund des gestiegenen Anschlussgrads des Einzugsgebiets der Moosach an Kläranlagen bzw. der Erweiterung der Klärtechnik hat sich die biologische Gewässergüte seit den 70er Jahren deutlich verbessert (WWA FREISING 2001). Nach BAARS et al. (2000) weist die Moosach heute eine biologische Gewässergüte (Saprobienindex) von 2,0 auf.

Die Moosach kann im Untersuchungsgebiet als Äschenregion eingestuft werden. Nur im oberen Abschnitt des Untersuchungsgebiets ab Fkm 17,2 wird die Moosach angelfischereilich genutzt. Die Intensität der Fischerei ist hier als gering zu bezeichnen. Von Fkm 17,2 bis 13,2 wird seit ca. 1970 keine Angelfischerei ausgeübt. Die Äsche ist ganzjährig geschont. Der Äschenbestand in der Moosach war im Landkreis Freising in den 70er Jahren vor den Untersuchungen von BAARS



Abb. 14: Typischer naturnaher Ramsachabschnitt (Lindenbach)



Abb. 15: Begradigter Ramsachabschnitt

et al. (2000) und STEIN (1987) sehr hoch und wurde durch die Berufsfischerei (Laichäschenfang) genutzt (BAUMGARTNER 2001, RÖTZER 2001).

Im Untersuchungsgebiet (oberhalb Fkm 17,2) wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen durchgeführt (MÜNCHNER FLIEGENFISCHER 2001). BAARS et al. (2000) und STEIN (1987) konnten in der Moosach bis zu 26 Fischarten nachweisen. Die hohe Fischartenanzahl ist nach STEIN (1987) zum Teil auf die Teichanlagen im Einzugsgebiet und auf Besatzmaßnahmen im Oberlauf zurückzuführen. BAARS et al. (2000) konnten in der Moosach 1997 nur einen sehr geringen Äschenbestand feststellen. In der Moosach gilt die natürliche Reproduktion der Äsche als stark beeinträchtigt. Im Zeitraum von 1980 bis 1990 gingen alle bekannten Äschenlaichplätze im Untersuchungsgebiet verloren (STEIN 1998). BAARS et al. (2000) konnten im Rahmen ihrer Untersuchungen in der Moosach keine Äschenbrut nachweisen.

4.6 Ramsach

Die Ramsach ist ein Niedrigungsgewässer, das westlich vom Murnauer Moos bei Bad Kohlgrub entspringt. Sie mündet nach ca. 15 Kilometern Fließlänge bei Murnau in die Loisach. Der Oberlauf der Ramsach bei Grafenaschau wird als Lindenbach und der Mündungsbereich als Mühlbach bezeichnet. Das Untersuchungsgebiet umfasst den ca. 12 km langen Ramsachlauf von Grafenaschau bei Fkm 12,8 bis zur Mündung in die Loisach bei Murnau (Fkm -0,6¹).

Die Abflüsse schwanken in etwa zwischen rund 0,2 und 5,0 m³/s (Pegel Fkm 4,6). Der mittlere Abfluss liegt bei ungefähr 1,3 m³/s (Mittelwert von 48 Werten von April 1989 bis Januar 1999); für die Ramsach liegen keine kontinuierlichen

Pegelmessungen vor (WWA WEILHEIM 2001). Das Abflussregime ist geprägt von erhöhten Abflüssen im Frühjahr und vorwiegend niedrigen Abflüssen im Herbst und Winter. Im Sommer sind die Hochwasserhäufigkeiten und -intensitäten am größten. Auch in der Ramsach traten im Untersuchungszeitraum (Mai 1999) extreme Hochwasserereignisse auf.

Die Ramsach ist im Oberlauf (Lindenbach) bei Grafenaschau sehr naturnah (Abb. 14). Es wechseln flache (bis ca. 10 cm Wassertiefe) kiesige Riesel mit tiefen (bis ca. 1,5 m Wassertiefe) Gumpen ab. In diesem Bereich befinden sich vergleichsweise hohe Mengen an Totholz. Im Mittellauf (ab ca. Fkm 5) ist der Lauf der Ramsach stark begradigt (Abb. 15). Das Querprofil ist in diesem Bereich relativ monoton. Totholz sowie Kiesbänke sind hier nahezu nicht vorhanden. Das Substrat besteht hauptsächlich aus Feinkies und Feinsedimenten (Lehm und Schlamm). Dann folgt von ca. Fkm 3,0 bis 0,5 ein naturnaher Abschnitt mit kiesigem Untergrund und Totholz im Gewässerbett. Für den Betrieb der Mühle in Mühlhagen kann über 2 Gräben optional zusätzliches Wasser aus der Loisach in die Ramsach (und umgekehrt) geleitet werden (Kapitel 4.4). Oberhalb der Mühle ist die Ramsach im Rückstaubereich des Wehres langsam fließend mit schlammigem Untergrund. Die Mühle stellt für Fische ein nach stromauf unüberwindbares und nach stromab nur schwer überwindbares Wanderhinderung dar (Verletzungsgefahr durch Turbinen).

Die Ramsach weist im Untersuchungsgebiet in der Regel eine mittlere Fließgeschwindigkeit auf. HEIM (2000) konnte an Äschenlaichplätzen in der Ramsach Fließgeschwindigkeiten von 0,2 bis 1,0 m/s feststellen. BAARS et al. (2000) konnten bei Untersuchungen in der Ramsach Sauerstoffsättigungen von 70 % bis 108 % nachweisen. Die Temperaturen schwankten bei den Messungen zwischen 0,3 und 14,1 °C.

Aufgrund des gestiegenen Anschlussgrads der Gemeinden im Einzugsgebiet der Ramsach an Kläranlagen bzw. der

¹ Der Mündungsbereich der Ramsach wurde um ca. 0,6 km künstlich verlängert, wobei die Flusskilometrierung beibehalten wurde (WWA Weilheim 2001). Aus diesem Grund wird die »neue« Mündung in der vorliegenden Arbeit mit Fkm -0,6 bezeichnet.

Erweiterung der Klärtechnik hat sich die biologische Gewässergüte seit den 70er Jahren verbessert (WWA WEILHEIM 2001). Nach BAARS et al. (2000) weist die Ramsach heute eine biologische Gewässergüte (Saprobienindex) von 1,7 bis 2,3 je nach Abschnitt auf.

Die Ramsach kann im Untersuchungsgebiet im Oberlauf als Übergang von Forellenregion (Oberlauf bei Grafenaschau) zur Äschenregion und im Unterlauf als Äschenregion (Unterlauf Hechendorf bis Mündung) eingestuft werden. Nach STEINHÖRSTER (2001) fand in der Ramsach bei Murnau ab 1992 ein Rückgang der Äschen statt. Das durchschnittliche Jahresgesamtfangergebnis der Fischereiberechtigten (Forellen und Äschen) war im Zeitraum 5 Jahre vor dem Rückgang um ca. 50 % bis 60 % höher als im Rückgangszeitraum.

Die Befischungsintensität ist als gering zu bezeichnen. Die Äsche ist ganzjährig geschont. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen, Bachforellen, Regenbogenforellen und vereinzelt auch mit Rutten durchgeführt (FV MURNAU 2001). BAARS et al. (2000) und der FV MURNAU (2001) konnten in der Ramsach bis zu 12 Fischarten nachweisen. Der Äschenbestand wird von BAARS et al. (2000) für das Jahr 1995 im Oberlauf der Ramsach (bei Grafenaschau) auf 186 kg/ha und im Unterlauf (Hechendorf) auf 91 kg/ha geschätzt. HEIM (2000) konnte in der Ramsach 2 gesicherte Laichplätze nachweisen. Die Laichplätze wurden aufgrund eingeschränkter Substrateignung trotz guter Fließgeschwindigkeiten als qualitativ gering bewertet. SCHUBERT (2001) wies in der Ramsach eine funktionierende natürliche Reproduktion der Äsche nach.

4.7 Saubach

Der Saubach hat den Charakter eines Niedriggewässers. Er entspringt in der Nähe von Erding im Erdinger Moos (WWA FREISING 2001). Nach rund 6 Kilometern Bachlauf mündet er



Abb. 16: Kraftwerk bei Fkm 0,4

bei Eitting in den Isarkanal. Das Untersuchungsgebiet umfasst einen kurzen Bereich im Landkreis Erding zwischen 2 Kleinwasserkraftwerken (Abb. 16). Der Turbinenauslauf des unteren Kraftwerks mündet direkt in den Isarkanal. Der gesamte Untersuchungsabschnitt (Fkm 0,4 bis 0,0) liegt im unmittelbaren Bereich einer Landwirtschaft und ist verkehrsmäßig stark beunruhigt.

Pegelabflusswerte Pegel Langengeisling (1976 bis 1997):

– NQ	0,484 m ³ /s
– MNQ	0,878 m ³ /s
– MQ	2,15 m ³ /s
– MHQ	24,8 m ³ /s
– HQ	38,1 m ³ /s

Der mittlere Niedrigwasserabfluss und der Mittelwasserabfluss sind relativ konstant. Die mittleren Hochwasserabflüsse sind im Februar und Juni am höchsten, jedoch das ganze Jahr über vergleichsweise groß. Zur Regulierung des Hochwasserabflusses im Erdinger Moos werden über den Saubach verschiedene Vorfluter – insbesondere die Sempt – abgeleitet. Dies kann zu kurzfristigen relativ großen Hochwasserspitzen führen. Der Saubach entspricht daher – insbesondere hinsichtlich seines Abflussregimes – nicht dem ursprünglichen Charakter. Der Hauptabfluss des Saubachs stammt aus der Sempt.

Im März 1999 trat im Saubach ein extremes Hochwasser mit ca. 30 m³/s auf.

Der Saubach ist stark begradigt und das Querprofil relativ monoton (Abb. 17). Die Gewässersohle besteht hauptsächlich aus Grob-, Mittel-, und Feinkies sowie aus Feinsedimenten (Lehm und Schlamm). Im Untersuchungsgebiet befindet sich eine Restwasserstrecke ohne nennenswerte Restwasserführung. Beide Kraftwerke sind für Fische nach stromaufwärts nicht überwindbar. Bei der Abwanderung von Fischen besteht Verletzungsgefahr durch Turbinen. Im Untersuchungsgebiet weist der Saubach in der Regel eine mittlere bis hohe Fließgeschwindigkeit auf.



Abb. 17: Kraftwerk bei Fkm 0,0



Abb. 18: Schleiferbach mit Totholzeinstand



Abb. 19: Schleiferbach Kieslaichplatz

Die biologische Gewässergüte sowie die Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse vom Saubach sind aufgrund der Tatsache, dass der Saubach von der Sempt gespeist wird, aller Wahrscheinlichkeit nach denen der Sempt ähnlich (siehe daher zu Temperatur und Sauerstoffgehalt Kapitel 4.9). Aufgrund des gestiegenen Anschlussgrads an Kläranlagen ist die Wasserqualität des Saubachs in den letzten Jahrzehnten erheblich gestiegen (WWA FREISING 2001). Heute weist er eine Gewässergüte von 2 auf (WWA FREISING 2001).

Der Saubach kann im Untersuchungsgebiet als obere Äschenregion eingestuft werden.

Die Befischungsintensität ist als gering zu bezeichnen. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen durchgeführt (KFV FREISING 2001).

Der KFV FREISING (2001) konnte im Saubach bis zu 5 Fischarten nachweisen. Über den Saubach liegen keine fischereibiologischen Untersuchungsergebnisse aus früheren Jahren vor. Es ist jedoch bekannt, dass die Abwasserfrachten bis Ende der 80er Jahre so hoch waren, dass im Saubach praktisch keine Äschen vorkamen. Erst seit Ende der 80er Jahre hat sich dort langsam ein Äschenbestand entwickelt (KFV FREISING 2001). HEINRICH (2001) und SCHUBERT (2001) konnten im Saubach die natürliche Reproduktion von Äschen nachweisen. HEINRICH (2001) stellte im Saubach im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgewässern die höchste Individuendichte an Äschenbrut im Rahmen seiner Untersuchung fest.

4.8 Schleiferbach

Der Schleiferbach hat den Charakter eines Niederungsbachs. Er beginnt an einem Ausleitungswehr in der Moosach in Freising und mündet nach einer Lauflänge von rund 6 km bei Marzling wieder in die Moosach. Vor dem Bau des Mittleren

Isarkanals mündete der Schleiferbach bei Marzling in die Isar. Das Untersuchungsgebiet umfasst den Schleiferbachverlauf im Landkreis Freising von der Stadt Freising bis nach Marzling auf einer Strecke von rund 3,5 Kilometern von Fkm 3,4 bis 0,0.

Pegelabflusswerte Pegel Freising (1987 bis 1997):

- NQ 0,007 m³/s
- MNQ 0,047 m³/s
- MQ 0,337 m³/s
- MHQ 5,93 m³/s
- HQ 7,97 m³/s

Das Abflussregime ist im Jahresverlauf relativ konstant. Im Sommer sind die mittleren Abflüsse sowie die Hochwasserintensitäten am höchsten. Im Untersuchungsgebiet verläuft der Schleiferbach zum Teil parallel und in relativer Nähe zur Isar. Vor dem Bau des Mittleren Isarkanals war der Abfluss im Schleiferbach – aufgrund des höheren Grundwasserstands im Isar-Auwald – deutlich höher als heute. Derzeit wird der Abfluss des Schleiferbachs insbesondere bei Hochwasserereignissen über den Grundwasserstand der Isar stark mit beeinflusst. Während des gesamten Untersuchungszeitraums lagen die Hochwasserspitzen im Untersuchungsgebiet unter den mittleren Hochwasserabflüssen (WWA FREISING 2001).

Der Schleiferbach ist im Untersuchungsgebiet in bestimmten Abschnitten begradigt, der Verlauf jedoch meist mäandrierend. Das Querprofil ist relativ abwechslungsreich. Es wechseln sich flache (bis ca. 10 cm Wassertiefe) und kiesige Riesel mit tiefen (bis ca. 1,5 m Wassertiefe), zum Teil stark verschlammten Gumpen ab (Abb. 18 und Abb. 19). Der gesamte Verlauf ist stark beschattet. Es befinden sich wiederholt relativ große Totholzansammlungen im Schleiferbach. Im Untersuchungsgebiet weist der Schleiferbach in der Regel eine niedrige bis mittlere Fließgeschwindigkeit auf.

Aufgrund des gestiegenen Anschlussgrads an Kläranlagen ist die Wasserqualität des Schleiferbachs in den letzten Jahr-

zehnten erheblich gestiegen (WWA FREISING 2001). Der Schleiferbach weist heute Gewässergüteklasse 2 auf (WWA FREISING 2001).

Der Schleiferbach kann im Untersuchungsgebiet als Übergang zwischen Forellen- zur Äschenregion bzw. als obere Äschenregion eingestuft werden. Aus dem Schleiferbach liegen keine Fangzahlen vor, die eine Entwicklung des Äschenbestands dokumentieren könnten. Nach BAUMGARTNER (2001) hat die Äsche im Schleiferbach jedoch im Vergleich zur Bachforelle nach dem Bau des Mittleren Isarkanals eine deutlich untergeordnete Rolle gespielt.

Die Befischungsintensität im Schleiferbach ist als gering zu bezeichnen. Die Äsche ist ganzjährig geschont. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit vereinzelt Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen durchgeführt (BAUMGARTNER 2001).

BAUMGARTNER (2001) und HANFLAND (1992) konnten im Schleiferbach bis zu 11 Fischarten nachweisen. Vor dem Bau des Mittleren Isarkanals war der Äschenbestand im Schleiferbach wesentlich höher als heute. Dies lag nach BAUMGARTNER (2001) daran, dass der Abfluss damals wesentlich größer war als heute und regelmäßig eine große Anzahl Äschen aus der Isar in den Schleiferbach gezogen ist. Der Äschenbestand der letzten Jahrzehnte wird von BAUMGARTNER (2001) als verhältnismäßig gering eingeschätzt. Über den Schleiferbach liegen keine Untersuchungsergebnisse bezüglich der Reproduktionsbedingungen vor. Das Vorkommen von Äschen mehrerer Jahrgänge – ohne Besatzmaßnahmen – lässt jedoch auf eine natürliche Reproduktion schließen.



Abb. 20: Begradigter Semptabschnitt zwischen 2 Äckern

4.9 Sempt

Die Sempt ist ein typisches Niedrigwassergewässer. Sie entspringt nördlich des Ebersberger Forsts bei Markt Schwaben und mündet bei Weixerau in den Isarkanal.

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Semptverlauf im Ortsbereich von Berglern im Landkreis Erding auf einer Strecke von 1,8 Kilometern von Fkm 20,5 bis 18,7. Der gesamte Untersuchungsabschnitt ist verhältnismäßig stark durch die Lage im Ortsbereich beunruhigt.

Pegelabflusswerte Pegel Langengeisling (1976 bis 1997):

– NQ	0,00 m ³ /s	(1984 wegen Baumaßnahmen)
– MNQ	1,14 m ³ /s	
– MQ	2,38 m ³ /s	
– MHQ	5,35 m ³ /s	
– HQ	8,66 m ³ /s	

Die mittleren Niedrigwasserabflüsse sind in der Sempt im Juni und Juli am niedrigsten, die Hochwasserintensitäten relativ konstant. Das ausgeglichene Abflussregime ist darauf zurückzuführen, dass Hochwasser über den Semptflutkanal und den Saubach abgeleitet werden kann.

In der Sempt lagen die Hochwasserspitzen (November 1998 ca. 6 m³/s, Januar und Juni 1999 ca. 6 m³/s) leicht über den mittleren Hochwasserabflüssen (WWA FREISING 2001).

Die Sempt ist im Untersuchungsgebiet zum Großteil begradigt (Abb. 20). Das Querprofil ist in der Regel monoton. Nur vereinzelt treten kurvige Abschnitte mit tiefen Gumpen und flachen Ausläufen auf. Totholz ist nur sehr vereinzelt anzutreffen. Der Gewässergrund ist in weiten Teilen flächig mit Wasserpflanzen bedeckt. Das Substrat besteht hauptsächlich aus Feinkies und Feinsedimenten (Schlamm und



Abb. 21: Semptdüker

Lehm). Nur vereinzelt sind Stellen mit Grobkies vorhanden. Streckenweise ist das Substrat versintert. Die Sempt weist eine mittlere Fließgeschwindigkeit auf.

Am Beginn des Untersuchungsgebiets (Fkm 20,5) fließt die Sempt durch einen so genannten Düker unter dem Isarkanal durch (Abb. 21). Ca. 500 m unterhalb des Untersuchungsgebiets befindet sich ein Kleinkraftwerk, das von Fischen nach stromauf nicht überwunden werden kann. Die Turbinen stellen ein Verletzungsrisiko für abwandernde Fische dar.

BAARS et al. (2000) konnten bei Untersuchungen in der Sempt Sauerstoffsättigungen von 107 % bis 123 % nachweisen. Die Temperaturen schwankten bei den Messungen zwischen 1,7 und 15,1 °C.

Aufgrund des gestiegenen Anschlussgrads des Einzugsgebiets an Kläranlagen sowie der Erweiterung der Klärtechnik hat sich die biologische Gewässergüte an Sempt und Saubach seit den 70er Jahren von Güteklasse 3 bzw. 2–3 auf Güteklasse 2 verbessert (WWA FREISING 2001). Nach BAARS et al. (2000) weist die Sempt heute eine biologische Gewässergüte (Saprobienindex) von 1,8 auf.

Die Sempt kann im Untersuchungsgebiet als obere Äschenregion eingeteilt werden.

Die Befischungsintensität ist als durchschnittlich zu bezeichnen. Im Untersuchungsgebiet wurden in der Vergangenheit regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen durchgeführt (KFV FREISING 2001). BAARS et al. (2000) und der KFV FREISING (2001) konnten in der Sempt bis zu 11 Fischarten nachweisen. Der Äschenbestand war von Anfang der 70er Jahre bis Ende der 80er Jahre aufgrund mehrmaliger Trockenlegung des Bachbetts massiven Schwankungen unterworfen. 1990 war das Niveau des Äschenbestands verhältnismäßig hoch, hat dann aber vergleichbar mit dem allgemeinen Rückgang der Äsche in Bayern bis Ende der 90er Jahre wieder stark abgenommen. Von 1998 bis 2000 ist aus den Fanglisten wieder ein Anstieg zu verzeichnen (KFV FREISING 2001). SCHUBERT (2001) wies in der Sempt eine funktionierende natürliche Reproduktion der Äsche nach.

5. Durchführung der Besatzmaßnahmen und der Erfolgskontrolle

Im Freiland wurden Besatzversuche mit markierten Äschen, Markierungsversuche mit Wildäschen und Kontrollbefischungen durchgeführt. Besonderes Augenmerk lag auf der Ermittlung der Populationsstruktur der Äschen im Untersuchungsgebiet, des Anteils der markierten Äschen am Gesamtbestand sowie der Wanderaktivität der markierten Äschen. Der ökologische Zustand der Untersuchungsgewässer wurde anhand eines fischereibiologischen Bewertungssystems taxiert.

Die Bewertung des Besatzerfolgs wird von der Erfüllung bestimmter Bedingungen abhängig gemacht.

5.1 Besatzmaßnahmen

5.1.1 Allgemeine Besatzkriterien

Die in den Untersuchungsgewässern getätigten Äschenbesatzmaßnahmen werden als Stützbesatz definiert. Die Fischereiberechtigten gehen davon aus, dass der dortige Lebensraum die Habitatansprüche der Äsche erfüllt, die Populationen aber nicht in der Lage sind, sich selbst erhaltende Bestände auf einem der Region typischen Niveau auszubilden. Das Ziel war es folglich, die Äschenbestände zu stützen oder wenn nötig entsprechend zu erhöhen. Die Untersuchungsgewässer wurden in der vorliegenden Untersuchung mit ein- und zweisommerigen Äschen im Herbst und im Frühjahr besetzt. Die jüngsten Besatzätschen waren einsommerig im Spätsommer und die ältesten zweijährig im Frühjahr. Sie stammten ausschließlich aus bayerischen Fischzuchtbetrieben. Die Anzahl, die Größe sowie die Besatzzeitpunkte ergaben sich in der Regel aus den bei den Bewirtschaftern vorliegenden Besatzplänen, die durchaus sehr große Unterschiede aufwiesen. Die Besatzpläne sind abhängig von dem jeweiligen Angebot an Äschen aus den unterschiedlichen Erzeugerbetrieben. Wegen der starken Abhängigkeit von dem limitierten Angebot ergeben sich selbst innerhalb des gleichen Gewässers Schwankungen bei Besatzzahlen, -größen und -zeitpunkten.

Die Auswahl der Besatzstellen erfolgte in enger Abstimmung mit den Fischereiberechtigten. Dabei spielte es eine Rolle, inwieweit die Besatzstellen mit einem Fischtransportfahrzeug angefahren werden konnten bzw. ohne größere Hindernisse mit schweren Wannern zugänglich waren. Eine einheitliche Verteilung des Besatzes – z. B. alle 10 m eine Besatzätsche – kam aus fischereiökologischen Gesichtspunkten ohnehin nicht in Frage, da sich Jungätschen von Natur aus schwarmweise in bevorzugten Lebensraumtypen aufhalten. Diesem Gesichtspunkt wurde Rechnung getragen, indem die Fische nur an solchen Stellen kleinräumig verteilt wurden, die bezüglich Tiefen- und Fließgeschwindigkeitsverhältnissen sowie Strömungsbedingungen den in EBEL (2000) und BAARS et al. (2001) angegebenen Habitaten juveniler Ätschen möglichst nahe kamen.

Vor dem Besatz wurde die Temperatur des Transportwassers der des zu besetzenden Fließgewässers angeglichen. Danach wurden die Fische an einzelnen Besatzstellen kleinräumig verteilt.

5.1.2 Standardisierung der Einstufung der Besatzmenge

Den Gewässerbewirtschaftern steht in der Regel ein bestimmtes Budget für Besatzmaßnahmen zur Verfügung. Sie müssen sich entscheiden, ob sie eine größere Anzahl an kleinen oder eine entsprechend geringere Anzahl an größeren Ätschen erwerben wollen. Will man die Besatzmodi auf einen gleichen Nenner bringen, so muss die Einstufung der Besatzmenge standardisiert werden. Aus der Befragung der Ätschenzüchter ergab sich eine sehr hohe Korrelation zwischen Preis und Länge der gelieferten Ätschen (Abb. 22). Aus diesem Grund bot es sich an, die Standardisierung in Ätscheneinheiten über den Preis vorzunehmen. In dieser Untersuchung wird der Begriff Ätscheneinheiten (ÄE) eingeführt, welcher sich über die Preis-Längen-Korrelation definiert. Als Basis dienten die Durchschnittspreise der bayerischen Fischzüchter im Frühjahr 2001.

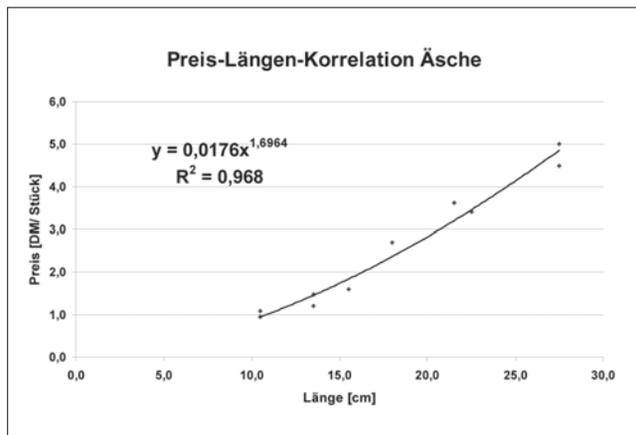


Abb. 22: Preis-Längen-Korrelation Äsche

Äscheneinheiten entsprechen dem Stückpreis in DM (Auswertung 2001). Demzufolge entspricht z. B. ein einsömmeriger Setzling mit 10 cm Körperlänge 0,9 Äscheneinheiten (ÄE), einer mit 11 cm 1 ÄE und einer mit 20 cm 2,8 ÄE (Abb. 22).

In der vorliegenden Untersuchung werden flächenbezogene Besatzmengen miteinander verglichen, wobei sich die jeweiligen Bezugsflächen aus den Größen der Fischereirechte ergeben.

Zu diesem Zweck wurde bezogen auf die Untersuchungs-gewässer eine relative Einstufung und Bewertung der Äscheneinheiten pro Fläche und Jahr vorgenommen (Tab. 2).

Äscheneinheiten pro ha und Jahr					
	H*1	H2	H3	H4	H5
	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Besatzmenge	bis 50	51 - 100	101 - 500	501 - 1.000	über 1.000
H* = Häufigkeit					

Tab. 2: Relative Einstufung der jährlichen Besatzdichte

Ein Besatz mit weniger als 50 Äscheneinheiten pro ha und Jahr wird demzufolge als sehr gering und mit über 1.000 Äscheneinheiten als sehr hoch eingestuft. Der maximal eingebrachte Besatz lag bei über 1.700 und der geringste bei unter 20 Äscheneinheiten pro ha und Jahr.

5.1.3 Markierung

Um nachvollziehen zu können, ob gefangene Fische einer bestimmten Gruppe von Individuen zuzuordnen sind und um daraus Aussagen über Bestandsdichten, den Besatzerfolg und/oder über Wanderbewegungen ableiten zu können, wurden bestimmte Anteile von Fischen markiert. Es wurden hierbei je nach Fragestellung 3 unterschiedliche Markierungsmethoden angewendet.

5.1.3.1 Farbmarkierung mittels Dermojet

Der Farbstoff (Brillantschwarz oder Alcianblau) wird mittels einer nadellosen Druckinjektion mit einem Dermojet intrakutan injiziert. Dermojet ist der Handelsname für eine auf Luftdruck basierende Impfpistole aus der Humanmedizin. Der Farbstoff verteilt sich unter den Schuppen und bildet einen gut sichtbaren Fleck aus. In der Praxis hat sich die Stelle zwischen den Bauchflossen als gut geeignet für diese Markierungsmethode erwiesen. Das Innenskelett der paarigen Bauchflossen schützt die Leibeshöhle vor Verletzungen. Da bei Fischen unter 20 cm Körperlänge aufgrund der dünnen Bauchdecke jedoch trotzdem ein deutlich erhöhtes Verletzungsrisiko besteht, wurden nur Fische größer 20 cm mit dem Dermojet markiert.

Der Farbstoff Brillantschwarz ist temporär begrenzt ca. eine Woche gut sichtbar (STEIN & MATHES 1989). Die Markierung mit Brillantschwarz wurde im Rahmen dieser Untersuchung für die quantitative Fischbestandserhebung angewendet (Kapitel 5.2.2).

Der Farbstoff Alcianblau ist nach STEIN & MATHES (1989) mehrere Jahre haltbar. Alcianblau wurde in Einzelfällen bei der Markierung von zweisömmerigen Besatzäschchen zur Ermittlung des Besatzerfolgs angewendet.

5.1.3.2 Elastomerfarbmarkierung mittels Insulinspritze

Die Markierung mit Elastomerfarbstoffen auf Siliconbasis wird mit einer Insulinspritze durchgeführt. In der Praxis hat sich herausgestellt, dass der Bereich hinter dem Auge (Abb. 23) für die Markierung von kleinen Fischen am besten geeignet ist. Die Markierung ist mit dem bloßen Auge gut erkennbar. Die Haut ist an dieser Stelle durchsichtig und verhältnismäßig dick. Die Markierung mit Elastomerfarbstoffen ist in den Farben grün, gelb, rot und orange möglich. Durch abwechselnde Kombination der unterschiedlichen Farben sowie der zu markierenden Körperseiten sind eine Vielzahl von Gruppen (getrennt nach Alter, Besatzzeitpunkt und Besatzstelle) unterschiedlich markiert worden. Die Haltbarkeit von eingewachsenen Elastomerfarbstoffen im Fischgewebe wird vom Hersteller (NMT 2000) mit mehreren Jahren angegeben. BÄHR (2001) bestätigt die Eignung der Elastomerfarbmarkierung für junge Salmoniden.



Abb. 23: Markierung mit Elastomerfarbstoff

Die Markierung mit Elastomerfarbstoffen wurde ausschließlich bei Besatzäschchen angewendet, um Rückschlüsse auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen ziehen zu können sowie um Kenntnisse zu Wanderaktivitäten zu erhalten. Die Äschchen wurden alle kurzfristig vor der Markierung betäubt. Nach der Markierung wurden die Äschchen jeweils in einem geeigneten Becken in etwa 24 Stunden gehältert, bevor sie in die entsprechenden Gewässer ausgesetzt wurden. Um Markenverluste auszuschließen, wurden bis zur Aushärtung des Farbstoffes Störungen (z. B. durch Fang oder Beunruhigung) vermieden.

5.1.3.3 Nummernmarkierung mittels Hohladel-Injektor

Zur individuellen Markierung von Fischen wurden Nummernmarken auf Siliconbasis – so genannte »Visible Implant Tags« (VI-Tags) – herangezogen. Die Nummernmarken wurden mit einem speziellen Hohladel-Injektor hinter dem Auge injiziert (Abb. 24). In der vorliegenden Untersuchung sind Marken mit rotem oder gelbem Hintergrund und schwarzer Schrift in einer Größe von 1,5 x 2,5 mm eingesetzt worden. Der Nummerncode kann mit dem bloßen Auge identifiziert werden.

Die Verluste der Marken können je nach Sorgfältigkeit der Markierungsdurchführung und Behandlung der Fische in den ersten Tagen nach der Markierung sehr unterschiedlich sein. Die Haltbarkeit von eingewachsenen VI-Tags im Fischgewebe wird vom Hersteller (NMT 2000) mit mehreren Jahren angegeben. Die Verluste von Nummernmarken können jedoch relativ hoch sein, wenn die Fische starken Beunruhigungen ausgesetzt sind, bevor der Einstich zugewachsen ist.

VI-Tags wurden bei Wildfischen zur Kontrolle der Wanderbewegungen sowie bei Besatzfischen zur Kontrolle des Erfolges von Besatzmaßnahmen und zur Kontrolle der Wanderbewegungen eingesetzt. Um zu verhindern, dass Besatzfische in der Wildnis unkontrolliert Marken verlieren, sind die Fische vor dem Besatz einige Tage in der Anlage gehältert und auf Markenverluste kontrolliert worden. Für den Besatz wurden nur Fische verwendet, bei denen die Marke eingewachsen war und somit Markenverluste ausgeschlossen werden konnten.



Abb. 24: Markierung mit Visible Implant Tags (VI-Tags)

5.1.4 Überblick über die durchgeführten Besatzmaßnahmen der Einzelgewässer

Nachfolgend sind die im Rahmen dieser Untersuchung durchgeführten Besatzmaßnahmen (> 90.000 Äschchen) für jedes Untersuchungsgebiet mit allen dazugehörigen Daten zusammengefasst und auf Äschcheneinheiten pro ha umgerechnet aufgeführt. Soweit zusätzliche Informationen über Besatzmaßnahmen mit Äschchen vorliegen, werden diese hier ebenfalls genannt.

5.1.4.1 Ammer

In die Ammer wurden insgesamt über 39.000 ein- und zweisömmerige Äschchen eingesetzt. Rund 65 % der im Untersuchungsgebiet besetzten Äschchen wurden markiert. Daraus ergeben sich insgesamt 262 (1998) bzw. 276 (1999) und 418 (2000) Äschcheneinheiten pro Jahr und Hektar. Die in die Ammer eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als mittel (1998 bis 2000) eingestuft.

Der überwiegende Teil der in der Ammer besetzten Äschchen stammt von adulten Ammeräschchen ab. Die Setzlinge wurden in der Versuchsanlage Wielenbach aufgezogen. Der restliche Teil stammt von Laichäschchen aus der benachbarten Loisach ab.

Am Anfang der Untersuchung war die Menge der zur Verfügung stehenden Setzlinge aus der Ammerherkunft aufgrund der niedrigen Bestandsdichten von Laichäschchen zu gering, um den gesamten Untersuchungsabschnitt mit Setzlingen dieser Herkunft besetzen zu können.

Oberhalb des Untersuchungsgebiets wurden von den Fischereiberechtigten und Pächtern in der Ammer auf einer Strecke von ca. 20 km etwa 200 unmarkierte ein- und zweisömmerige Äschchen pro km und Jahr besetzt.

An der Ammer sind aufgrund der Größe des Untersuchungsgebiets mehrere Fischereirechte betroffen. Das Peißenberger Wehr stellt eine Wanderbarriere für Fische in Richtung stromauf dar. Es ist sinnvoll, aufgrund der räumlichen Trennung den Abschnitt oberhalb des Wehres bis zum angrenzenden Fischereirecht (Fkm 145,7–141,8) als einen eigenständigen Bereich zu betrachten. Aus diesem Grund wird der in dieser Strecke getätigte Besatz auf die Fläche der Ammer in dieser Strecke umgerechnet, obwohl es sich nicht um ein zusammenhängendes vollständiges Fischereirecht handelt.

5.1.4.2 Iller

An der Iller wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Herbst 1998, im Sommer und Herbst 1999 und im Sommer und Herbst 2000 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 6.159 ein-

und zweisömmerigen Äschen durchgeführt. Nahezu 100 % der im Untersuchungsabschnitt besetzten Äschen waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 20 (1998), 70 (1999) bzw. 19 (2000) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Die in die Iller eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als sehr gering (1998 und 2000) bis gering (1999) eingestuft.

Die in der Iller im Untersuchungsgebiet besetzten Äschen-setzlinge stammen aus 3 verschiedenen Fischzuchtbetrieben. Es wurden sowohl Setzlinge aus der Nachzucht der Iller als auch aus anderen südbayerischen Gewässern besetzt. Aufgrund der geringen Bestandsdichte war in den letzten Jahren kein ausreichender Fang von Laichäschen in der Iller und damit keine eigene Nachzucht mehr möglich. Es ist nicht bekannt, ob und wie viele Äschen oberhalb des Untersuchungsgebiets von den Fischereiberechtigten und Pächtern in der Iller ohne Markierung besetzt wurden.

5.1.4.3 Isar

In der Isar wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Herbst 1998 und 1999 sowie im Frühjahr und Herbst 2000 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 14.250 einsömmerigen Äschen durchgeführt. Rund 60 % der im Untersuchungsabschnitt besetzten Äschen waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 101 (1998), 45 (1999) bzw. 136 (2000) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Die in die Isar eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als gering (1999) bis mittel (1998 und 2000) eingestuft.

Der Besatz für die Isar stammt zum Großteil von einer Fischzucht im Isareinzugsgebiet ab, die den Laichäschenfang in der Jachen, der Dorfen und der Sempt (Nebengewässer der Isar) betreibt. Im Frühjahr 2000 wurden auch Fische aus der Nachzucht von Laichäschen aus der Isar eingesetzt. Oberhalb des Untersuchungsgebiets wurden von den Fischereiberechtigten und Pächtern in der Isar auf einer Strecke von ca. 45 km etwa 270 unmarkierte ein- und zweisömmerige Äschen pro km und Jahr besetzt.

5.1.4.4 Loisach

In der Loisach wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Herbst 1998, 1999 und Frühjahr und Herbst 2000 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 8.000 ein- und zweisömmerigen Äschen durchgeführt. Alle im Untersuchungsabschnitt besetzten Äschen waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 182 (1998), 525 (1999) und 1.644 (2000) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Der Besatz stammt aus der eigenen Nachzucht von Laichäschen aus der Loisach und/oder der Ramsach ab. Die in die Loisach eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als mittel (1998) bis sehr hoch (2000) eingestuft. Oberhalb des Untersuchungsge-

biets wurden von den Fischereiberechtigten und Pächtern in der Loisach auf einer Strecke von ca. 15 km etwa 143 unmarkierte ein- und zweisömmerige Äschen pro km und Jahr besetzt.

5.1.4.5 Moosach

In der Moosach wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Frühjahr und im Herbst 2000 und im Frühjahr 2001 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 6.248 ein- und zweisömmerigen Äschen durchgeführt. Alle im Untersuchungsabschnitt besetzten Äschen waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 561 (2000) und 389 (2001) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Die Besatzäschen stammen von Laichäschen aus der benachbarten Dorfen ab. Die im Jahr 2000 in die Moosach eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als mittel (2001) bis hoch (2000) eingestuft.

Es ist nicht bekannt, ob und wie viele unmarkierte Äschen oberhalb des Untersuchungsgebiets von den Fischereiberechtigten und Pächtern in der Moosach besetzt wurden.

5.1.4.6 Ramsach

In der Ramsach wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Herbst 1998, 1999 und Frühjahr und Herbst 2000 sowie im Frühjahr 2001 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 18.700 ein- und zweisömmerigen Äschen durchgeführt. Rund 95 % aller besetzten Äschen im Untersuchungsabschnitt waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 475 (1998), 643 (1999), 1.721 (2000) und 518 (2001) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Der Besatz stammt aus der Nachzucht von Laichäschen aus der Ramsach ab. Die in die Ramsach eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als mittel (1998) bis sehr hoch (2000) eingestuft. Oberhalb des Untersuchungsgebiets wurden von den Fischereiberechtigten und Pächtern in der Ramsach auf einer Strecke von ca. 2 km etwa 450 unmarkierte ein- und zweisömmerige Äschen pro km und Jahr besetzt.

5.1.4.7 Saubach

Im Saubach wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Herbst 1998, 1999, 2000 und im Sommer 2001 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 1.250 einsömmerigen Äschen durchgeführt. Alle im Untersuchungsabschnitt besetzten Äschen waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 817 (1998) bzw. 730 (1999 und 2000) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Der Besatz stammt aus der Nachzucht von Laichäschen aus dem Sempt-Saubachsystem ab. Die in den Saubach eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als hoch (1998 bis 2000) eingestuft. Oberhalb des Untersuchungsgebiets wurden von den Fischereiberechtigten und Pächtern im Saubach auf einer Strecke von ca. 5 km

etwa 200 unmarkierte ein- und zweisömmerige Äschen pro km und Jahr besetzt.

5.1.4.8 Schleiferbach

Im Schleiferbach wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Frühjahr und Herbst 1999 und im Herbst 2000 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 969 ein- und zweisömmerigen Äschen durchgeführt. Alle im Untersuchungsabschnitt besetzten Äschen waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 318 (1999) bzw. 383 (2000) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Der Besatz stammt aus der Nachzucht von Laichäschen aus dem Sempt-Saubachsystem ab. Die in den Schleiferbach eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als mittel (1999 und 2000) eingestuft. Außerhalb des Untersuchungsgebiets wurden im Schleiferbach keine Äschen besetzt.

5.1.4.9 Sempt

In der Sempt wurden im Untersuchungsgebiet jeweils im Herbst 1998, 1999 und 2000 Besatzmaßnahmen mit insgesamt 2.250 einsömmerigen Äschen durchgeführt. Alle im Untersuchungsabschnitt besetzten Äschen waren markiert. Der Besatz entspricht insgesamt 526 (1998) bzw. 469 (1999 und 2000) Äscheneinheiten pro Jahr und Hektar Fischereirechtsfläche. Die Setzlinge stammen von Laichäschen aus der Sempt und/oder dem Saubach ab. Die in die Sempt eingebrachte Besatzmenge wird nach Tab. 2 als mittel (1999 und 2000) bis hoch (1998) eingestuft. Oberhalb des Untersuchungsgebiets wurden von den Fischereiberechtigten und Pächtern in der Sempt auf einer Strecke von ca. 10 km etwa 200 unmarkierte ein- und zweisömmerige Äschen pro km und Jahr besetzt.

5.2 Befischungen

5.2.1 Befischungen mit Elektrofischfanggerät

Die Kontrolle des Fischbestands im Untersuchungsgebiet erfolgte im Wesentlichen mittels Elektrofischerei. Es kamen hierbei verschiedene Elektrofischereigeräte zum Einsatz (Tab. 3). Die Befischungen wurden möglichst 4 Wochen nach den Besatzmaßnahmen jeweils unter vergleichbaren Bedingungen (Abfluss und Sichtigkeit) von einem versierten und eingespielten Team durchgeführt. Wenn die geplanten Befischungen – 4 Wochen nach den jeweiligen Besatzmaßnahmen – aufgrund von witterungsbedingt erhöhten Wasserständen nicht durchführbar waren, wurde der nächstmögliche

Termin, an dem gute Befischungsbedingungen vorlagen, wahrgenommen.

Die Untersuchungsgewässer wurden in verschiedener Intensität (Streckenlänge) und Häufigkeit befischt (Tab. 4). Dies lag zum einen an den Fischereirechtsgrenzen und zum anderen an den Zeitpunkten, an denen geeignete Besatzäschen für die jeweiligen Gewässer zur Verfügung standen.

Die Auswahl der befischten Streckenlängen, des Gerätetyps, die Anzahl der Helfer sowie die Datenerfassung entsprachen der Richtlinie des Verbands Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler (VDFF 2000).

Bei jedem Befischungstermin wurde versucht, eine möglichst lange Strecke zu befischen, um auch größere Ortsbewegungen von Äschen erfassen zu können. Das heißt, dass bei Befischungen, bei denen aufgrund von geringen Fängen verhältnismäßig wenig Zeit zum Auswerten benötigt wurde, deutlich längere Abschnitte befischt wurden als bei Befischungen mit hohen Fängen. Die benötigte Befischungintensität nimmt in der Regel mit der Gewässergröße zu, da Habitatgröße und -typenvielfalt auch mit der Gewässerdimension positiv korrelieren (SCHMUTZ et al. 2000). Die Befischungintensität wurde daher so ausgewählt, dass in jedem Untersuchungsgewässer eine vollständige standort- bzw. gewässertypspezifische Fischbiozönose erfasst werden konnte. Bei den Befischungen sind alle in den Gewässern vorkommenden Habitattypen befischt worden. Methodisch bedingt wurden in den tiefen Gewässern, in denen treibend mit dem Boot stromab gefischt wurde (Iller, Isar, Moosach und Ramsach Mündungsbereich), die Fischbestände in Teilhabitaten (z. B. Jungfischhabitats und tiefe Gumpen) nur unterrepräsentiert erfasst.

Die Moosach nimmt eine Sonderstellung ein, da sie im Wesentlichen nur im Hinblick auf die stromabwärts gerichtete Wanderbewegung untersucht wurde. Aus diesem Grund wurde lediglich eine Elektrobefischung durchgeführt. Es liegt jedoch umfangreiches Datenmaterial aus Fischbestandsuntersuchungen über die Moosach vor.

Die Ammer ist das im Rahmen dieser Untersuchung am intensivsten untersuchte Gewässer. Dies liegt zum einen daran, dass an der Ammer sehr lange Teilabschnitte im Hinblick auf die Gänsesägervergrämung (Kapitel 6.5) untersucht wurden, und zum anderen an der Tatsache, dass aus der Versuchsanlage Wielenbach ca. 25.000 Besatzäschen an 14 Besatzterminen zur Verfügung standen. In Kapitel 6.5.2 ist eine exakte Übersicht über die jeweils befischten Teilstrecken in der Ammer aufgeführt.

Bei den Befischungen wurde ein überwiegender Teil der gesichteten Fische gekeschert. Alle gefangenen Fische wurden in Wannern am Gewässer kurzfristig gehalten. Die Elektrofischerei ist eine arten- und gröbenselektive Fischerei-

Gewässer	Ø-Breite [m]	Fortbewegung	Richtung	Gerät [kW]	N Anoden	N Kescher	N Erhebungen
Ammer	27	Boot watend	stromab	11	2	3	7
Iller	35	Boot treibend	stromab	11	2	2	3
Isar	42	Boot treibend	stromab	11	2	2	4
Loisach	20	Boot watend	stromab	8	2	2	3
Moosach	16	Boot treibend	stromab	11	2	2	1
Ramsach (Ober- und Mittellauf)	5	watend	stromauf	1,5	1	2	4
Ramsach (Mündungsbereich)	12	Boot treibend	stromab	8	2	2	4
Saubach	5	Boot watend	stromauf	11	1	1	3
Schleiferbach	6	Boot watend	stromauf	8	1	2	3
Sempt	8	Boot watend	stromab	11	2	2	3

N = Anzahl

Tab. 3: Übersicht Elektrofischungen

		1998		1999		2000		
		Herbst/ Winter	Frühjahr	Sommer	Herbst/ Winter	Frühjahr	Sommer	Herbst/ Winter
Ammer (Vergrämstrecke)	Fkm	150,7-146,1	150,7-146,1	150,7-146,4	150,7-146,1	150,7-146,1	150,7-146,1	150,7-146,1
	Monat +Δ L[km]	Nov 4,6	März 4,6	Juli 4,3	Nov 4,6	April 4,6	Juni 4,6	Nov 4,6
Ammer (Referenzstr. I)	Fkm		155,5-154,5 151,6-150,7		155,5-154,5	155,5-154,5		155,5-154,5
	Monat +Δ L[km]		April 1,9		Nov 1,0	April 1,0		Nov 1,0
Ammer (Referenzstr. II)	Fkm		144,6-141,8		144,6-143,0	144,6-141,8		145,7-141,8
	Monat +Δ L[km]		April 2,8		Nov 1,6	April 2,8		Nov 3,9
Iller	Fkm	117,8-115,7 103,4-101,6			117,8-115,7 103,4-101,6			117,8-108,8 103,4-101,6 100,0-93,6
	Monat +Δ L[km]	Jan 3,9			Nov 3,9			Okt 17,2
Isar	Fkm	120,2-117,6 114,0-111,5			120,2-117,6 114,0-111,5	120,2-117,6		120,2-117,6 114,0-111,5
	Monat +Δ L[km]	Nov 5,1			Nov 5,1	April 5,1		Nov 5,1
Loisach	Fkm	64,5-61,5			64,5-61,5 61,5-59,5			64,5-61,5
	Monat +Δ L[km]	Dez 3,0			Dez 5,0			Nov 3,0
Moosach	Fkm						17,2-13,2	
	Monat +Δ L[km]						Juni 3,0	
Ramsach	Fkm	12,3-11,8 4,35-4,7 0,0-(-0,6)			12,3-11,8 4,35-4,7 0,0-(-0,68)	12,3-11,8 4,35-4,7 0,0-(-0,68)		12,3-11,8 4,35-4,7 0,0-(-0,68)
	Monat +Δ L[km]	Dez 1,5			Jan 1,5	Mai 1,5		Nov 1,5
Saubach	Fkm	0,4-0,0			0,4-0,0			0,4-0,0
	Monat +Δ L[km]	Okt 0,4			Nov 0,4			Dez 0,4
Schleiferbach	Fkm			3,5-0,8	3,5-0,8			3,5-0,8
	Monat +Δ L[km]			Juni 2,7	Nov 2,7			Nov/Dez 2,7
Sempt	Fkm	20,4-19,5			20,4-19,5			20,4-19,1
	Monat +Δ L[km]	Okt 0,9			Nov 0,9			Dez 1,3

Tab. 4: Übersicht Befischungsstrecken

methode. Kleine Fische zeigen generell eine vergleichsweise geringe anodische Reaktion und sind bei den Befischungen dementsprechend unterrepräsentiert. Für Kleinfischarten wurden aus diesem Grund Häufigkeiten geschätzt.

Die gefangenen Fische wurden nach vorhandenen Markierungen untersucht, gezählt sowie einzeln gemessen und verwogen. Für die Längenmessungen der Fische wurde ein speziell angefertigtes Messbrett (Messgenauigkeit 0,5 cm) verwendet. Zur Gewichtsbestimmung wurde eine grammgenaue digitale Waage eingesetzt. An Befischungsterminen, an denen eine sehr hohe Zahl an Individuen gefangen wurde, ist das Gewicht der Fische zum Teil über den berechneten durchschnittlichen Korpulenzfaktor (Kf) ermittelt worden:

$$Kf = [\text{Gewicht (g)}] \times 100 / [\text{Länge (cm)}]^3$$

Gefangene Fische wurden jeweils bis zum Ende der Auswertung gehältert und anschließend wieder in denselben Gewässerabschnitt zurückgesetzt, aus dem sie entnommen worden sind.

5.2.2 Quantitative Ermittlung der Fischbestandsdichte

Zur quantitativen Abschätzung des Bestands einzelner Fischarten wurde die Fang-Wiederauffang-Methode (Petersen- oder Lincoln-Index) angewendet (MÜHLENBERG 1993). Bei dieser Methode sind 2 Befischungen in kurzen Zeitabständen ($D t = \max. 1 \text{ Woche}$) notwendig.

Es wurde in allen Gewässern – mit Ausnahme der Moosach – versucht, möglichst zum Beginn (Herbst 1998) und zum Ende (Herbst 2000) der vorliegenden Untersuchung eine quantitative Fischbestandserhebung durchzuführen. Hierbei sind jeweils Teilbereiche der in Tab. 4 aufgeführten Befisch-

ungsabschnitte innerhalb einer Woche wiederholt befishet worden. Bei der ersten Befischung wurden alle Fische mit einer Körperlänge $\geq 20 \text{ cm}$ mit Brillantschwarz markiert und bei der zweiten Befischung auf vorhandene Markierungen kontrolliert.

Grundvoraussetzung hierfür ist, dass sich die bei der ersten Befischung gefangenen und markierten Fische zum Großteil in dem selben Streckenabschnitt aufgehalten haben und nicht abgewandert sind. BAARS et al. (2000) konnten bei vergleichbaren Versuchen mit derselben Methodik nachweisen, dass weniger als 5 % der markierten Äschen den Untersuchungsbereich verließen. Bei der vorliegenden Studie werden ähnlich geringe Prozentsätze angenommen, so dass der sich daraus ergebende Berechnungsfehler vernachlässigt werden kann.

Über den Anteil der markierten Fische am Gesamtfang kann nach MÜHLENBERG (1993) mit folgenden Formeln (Tab. 5) auf den Gesamtfischbestand hochgerechnet werden:

Die Varianz des geschätzten Bestands wurde nach folgender Formel ermittelt (MÜHLENBERG 1993):

$$\text{Var (N)} = [m^2 \times c \times (c - r)] : r^3$$

Da nur jeweils 2 aufeinander folgende Befischungsdurchgänge erfolgten, kann für N kein Vertrauensintervall angegeben werden. Die aus der Varianz ermittelte Standardabweichung stellt zugleich den Standardfehler von N dar. Die quantitative Bestandsermittlung bezieht sich aus methodischen Gründen nur auf Fische mit einer Körperlänge $\geq 20 \text{ cm}$. Die Fischbiomasse wird daher systematisch unterschätzt. Der Gewichtsanteil der Fische $\leq 20 \text{ cm}$ am Gesamtfang ist in Äschengewässern üblicherweise sehr gering; deswegen ist die Unterschätzung der gewichtsbezogenen Fischbestandsdichten hier vernachlässigbar.

N = m x c : r	N = geschätzte Gesamtstückzahl (Befischte Strecke)
	m = Anzahl markierter Fische (1. Befischung)
	c = Anzahl gefangener Fische $\geq 20 \text{ cm}$ (2. Befischung)
	r = Anzahl markierter Fische (2. Befischung)
G = N x g	g = mittleres Gewicht [g]
	G = Gesamtgewicht [kg] (befischte Strecke)
F_{eff.} = m (bzw. c) : N	F_{eff.} = Fangeffektivität [%]
	B = Bestand [kg/ha]

Tab. 5: Formeln für die quantitative Bestandsschätzung (MÜHLENBERG 1993)

5.2.3 Netzbefischungen

Zur Kontrolle der Wanderbewegungen der Äschen wurden zusätzlich zu den Elektrobefischungen in ausgewählten Gewässern (Ammer, Moosach, Ramsach, Saubach und Schleiferbach) Befischungen mit Hamen und/oder Reusen durchgeführt.

5.2.3.1 Reusen

Die Fangwirkung von Reusen beruht darauf, dass zielgerichtete Bewegungen der Fische durch Leiteinrichtungen (Reusenflügel) unterbrochen und die Fische in die Fangeinheiten geleitet werden. In den Reusenkammern sind so genannte Kehlen eingearbeitet, die den Fischen das Hineinfinden ermöglichen, das Entweichen aber verhindern (KLEIN 2000). Der Einsatz von Reusen hat laut KLEIN (2000) den Vorteil, dass die Fische nach dem Auswerten in der Regel ohne Schaden wieder in das Gewässer zurückgesetzt werden können. Der Einsatz von Reusen ist laut KLEIN (2000) gut für Markierungsversuche geeignet.

Die Maschenweiten der Reusenflügel sowie die der einzelnen »Häuser« waren so gewählt, dass einsömmerige Äschen nicht durch die Maschen entweichen konnten. In Fließgewässern müssen beim Aufstellen der Reusen die Reusenflügel relativ steil, d. h. in einem kleinen Winkel zum Stromstrich gestellt werden, damit der Strömungsdruck, insbesondere bei Verstopfung der Maschen durch Treibgut (z. B. Laub), nicht zu groß wird. Aus diesem Grund und in Verbindung mit der Tatsache, dass die Länge der Reusenflügel limitiert ist, kann bei größeren Fließgewässern nicht die gesamte Gewässerbreite abgesperrt werden. Die Fangeffektivität ist jedoch stark

davon abhängig, wie hoch der Anteil der mit der Reuse abgesperrten Gewässerbreite ist.

Es wird davon ausgegangen, dass bei der angewendeten Fangmethode – störungsfreier Betrieb vorausgesetzt – bei kompletter Absperrung der Gewässerbreite nahezu alle wandernden Fische in der Reuse gefangen werden. Bei einer Absperrung von etwa der Hälfte der Gewässerbreite (im Hauptstromstrich) wird zumindest ein erheblicher Teil der wandernden Fische gefangen.

Um stromaufwärts wandernde Fische fangen zu können, werden die Reusenflügel nach stromabwärts geöffnet und der Endsack stromaufwärts gelegen befestigt. Um stromabwärts wandernde Fische fangen zu können, werden die Reusenflügel nach stromaufwärts geöffnet und der Endsack stromabwärts gelegen befestigt.

5.2.3.2 Hamen

Um auch bei einem größeren Gewässer die gesamte Breite absperrn zu können, muss ein Hamen verwendet werden. Von HOLZNER (1999) wurden spezielle Hamen für fischereibiologische Untersuchungen von Fischwanderungen entwickelt (Abb. 25). Mit diesen Konstruktionen können auch relativ große Fließgewässer – in dieser Untersuchung die Ammer und die Moosach – komplett abgesperrt werden (HOLZNER 1999). Die Maschenweiten der Hamen waren so gewählt, dass Äschen aus dem Hamen nicht entweichen konnten. Die Reusen und Hamen wurden regelmäßig geleert, um Verletzungen der gefangenen Fische zu vermeiden. Dabei wurden die Fische gemessen, auf Markierungen kontrolliert und stromab der Fangeinrichtung wieder in das Gewässer ausgesetzt.

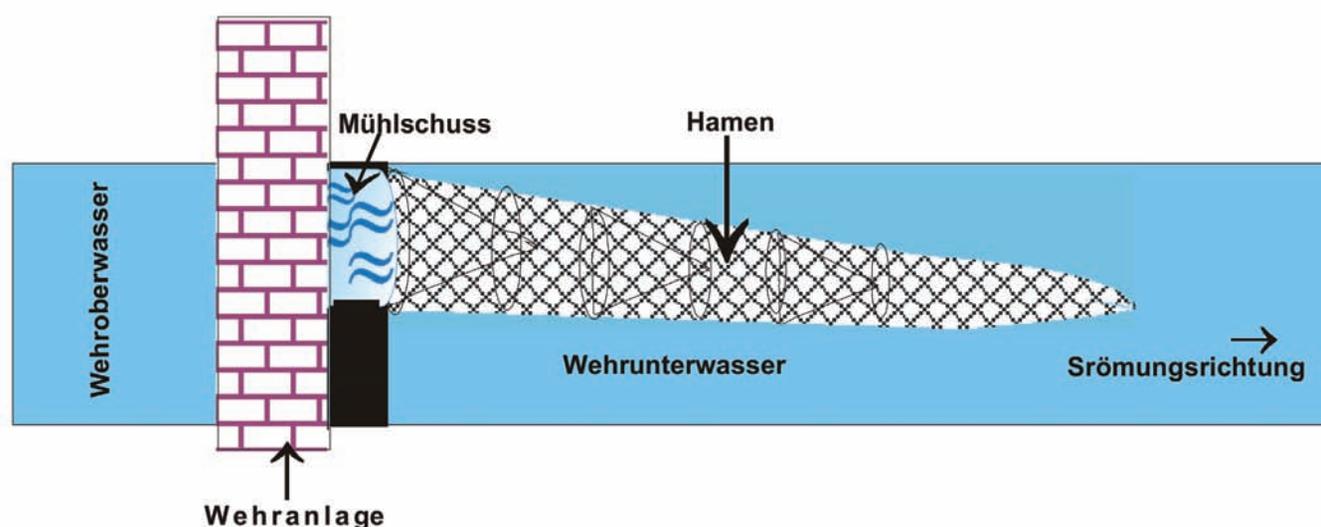


Abb. 25: Skizze Hamen in der Moosach (nicht maßstabsgetreu)

		1999	2000	2001
Ammer (Vergrämungsstrecke)	Fanggerät	2 Reusen	1 Hamen	
	Δt	16 Tage	24 Stunden	
	Fkm	149,4 + 148,6	149,5	
	Monat	Aug - Sept	Sept	
Moosach	Fanggerät	1 Hamen	1 Hamen	1 Hamen
	Δt	46 Stunden	48 Stunden	42 Stunden
	Fkm	14,2	14,2	14,2
	Monat	Mai	Nov	Jun
Ramsach	Fanggerät		1 Reuse	2 Reusen
	Δt		43 Stunden	45 Stunden
	Fkm		4,2	4,2 + 7,8
	Monat		Okt	Mai
Saubach	Fanggerät			1 Hamen
	Δt			1 Reuse
	Fkm			48 Stunden
	Monat			0,0 + 0,47 Jul
Schleiferbach	Fanggerät		1 Reuse	
	Δt		48 Stunden	
	Fkm		1,0	
	Monat		Nov	
Nahezu alle Reusen und Hamen waren nach stromabwärts fischend gestellt, mit Ausnahme einer Reuse in der Ammer 1999 bei Fkm 149,4				

Tab. 6: Übersicht Befischungen mit Reusen und/oder Hamen

5.2.3.3 Übersicht über den Einsatz der Netzbefischungen

Im Untersuchungsgebiet wurden in Ammer, Moosach, Ramsach, Saubach und Schleiferbach von 1999 bis 2001 Befischungen mit Reusen und/oder Hamen durchgeführt (Tab. 6). In der Regel wurden die Fangeinrichtungen unmittelbar nach ausgewählten Besatzmaßnahmen eingesetzt. Die Dauer der Befischung lag in der Regel bei ca. 2 Tagen. In der Ammer wurde einmalig eine Befischung mit Reusen über den Zeitraum von 2 Wochen durchgeführt.

5.2.3.3.1 Ammer

In der Ammer wurden vom 24. August (18:00 Uhr) (1 Tag nach einer durchgeführten Besatzmaßnahme mit markierten Äschen) bis 4. September (12:00 Uhr) 1999 zwei Reusen zur Kontrolle der Wanderbewegungen der besetzten Äschen in Höhe von Fkm 149,4 und Fkm 148,6 eingesetzt. Mit den verwendeten Reusen wurde etwa die Hälfte der Breite der Ammer abgesperrt. An beiden Stellen wurden die Reusen am Prallhang aufgestellt. Die von der Besatzstelle stromaufwärts gelegene Reuse wurde so aufgestellt, dass stromaufwärts wandernde Fische gefangen werden konnten. Die von der Besatzstelle stromabwärts gelegene Reuse wurde so aufge-

stellt, dass stromabwärts wandernde Fische gefangen werden konnten. Vom 9. September (12:00 Uhr) (unmittelbar vor einer durchgeführten Besatzmaßnahme mit markierten Äschen) bis 10. September 2000 (12:00 Uhr) wurde in der Ammer bei Fkm 149,5 ein Hamen für den Fang stromabwandernder Fische eingesetzt (Abb. 26). Der Aufbau des Hamens entspricht im Prinzip den in HOLZNER (1999) beschriebenen Hamen zuzüglich zweier Leitnetze. Mit den Leitnetzen wurde die Ammer während der Befischung in ihrer gesamten Breite abgesperrt. Der Endsack wurde watend geleert.



Abb. 26: Hamen in der Ammer

5.2.3.3.2 Moosach

Im Frühjahr 2000 wurde vom 2. Mai (16:00 Uhr) bis 4. Mai (14:00 Uhr) und im Herbst 2000 von 9. November (10:00 Uhr) bis 11. November (10:00 Uhr) sowie im Frühjahr 2001 vom 5. Juni (10:00 Uhr) bis 7. Juni (10:00 Uhr) (jeweils unmittelbar im Anschluss an durchgeführte Besatzmaßnahmen) an der Vöttinger Mühle (Fkm 14,2) ein Hamen direkt unterhalb des Leerschusses der Mühle eingesetzt (Abb. 12). Der gesamte Abfluss der Moosach ging über den Leerschuss durch den Hamen. Der Aufbau des Hamens entspricht im Prinzip der in HOLZNER (1999) beschriebenen Montage. Der Endsack wurde von einem Boot aus geleert.

5.2.3.3.3 Ramsach

In der Ramsach wurde im Herbst 2000 vom 4. Oktober (12:00 Uhr), (unmittelbar im Anschluss an eine durchgeführte Besatzmaßnahme) bis 6. Oktober (7:00 Uhr) eine Reuse zur Kontrolle der Wanderbewegungen der frisch besetzten Äschen in Höhe von Fkm 4,2 eingesetzt. Mit der verwendeten Reuse wurde die gesamte Breite der Ramsach abgesperrt. Die Reuse war stromabwärts von den Besatzstellen positioniert und wurde so aufgestellt, dass stromabwärts wandernde Fische gefangen werden konnten. Im Frühjahr 2001 wurde vom 21. Mai (14:00 Uhr), (unmittelbar im Anschluss an eine durchgeführte Besatzmaßnahme mit markierten Äschen) bis 23. Mai 2001 (11:30 Uhr), in der Ramsach eine Reuse in Höhe von Fkm 4,2 und eine Reuse in Höhe von Fkm 7,8 eingesetzt. Mit den verwendeten Reusen wurde die gesamte Breite der Ramsach abgesperrt. Die Reusen waren stromabwärts von den jeweiligen Besatzstellen positioniert und wurden so aufgestellt, dass stromabwärts wandernde Fische gefangen werden konnten.

5.2.3.3.4 Saubach

Im Saubach wurden vom 3. Juli (10:00 Uhr) (unmittelbar im Anschluss an eine durchgeführte Besatzmaßnahme mit markierten Äschen) bis 5. Juli 2001 (10:00 Uhr) eine Reuse zur Kontrolle der Wanderbewegungen der frisch besetzten Äschen in Höhe von Fkm 0,37 und ein Hamen im unmittelbaren Mündungsbereich des Saubachs in den Isarkanal (Fkm 0,0) eingesetzt. Sowohl mit der verwendeten Reuse als auch mit dem Hamen wurde die gesamte Breite des Saubachs abgesperrt. Die Reuse und der Hamen waren je ca. 400 m unterhalb der jeweils oberhalb liegenden Besatzstellen positioniert.

5.2.3.3.5 Schleiferbach

Im Schleiferbach wurde vom 9. November (10:00 Uhr) (unmittelbar im Anschluss an eine durchgeführte Besatzmaßnahme mit markierten Äschen) bis 11. November 2000

(10:00 Uhr), eine Reuse zur Kontrolle der Wanderbewegungen der besetzten Äschen in Höhe von ca. Fkm 1,0 eingesetzt. Mit der verwendeten Reuse wurde die gesamte Breite des Schleiferbachs abgesperrt. Die Reuse war stromabwärts gelegen von der Besatzstelle positioniert und wurde so aufgestellt, dass stromabwärts wandernde Fische gefangen werden konnten.

5.2.4 Angelfischerei

An der Ammer waren die Fischer von 1998 bis 2000 dazu verpflichtet, die Daten von gefangenen Äschen mit Angabe von Markierung, Größe und Fangort zu notieren und dem LFV Bayern mitzuteilen. Damit lässt sich die Wanderaktivität von einzelnen Äschen im Jahresverlauf dokumentieren. Da die Äsche allerdings ganzjährig geschont ist, war der Fang von Äschen rein zufällig und erwartungsgemäß gering. In der Ammer darf nur mit der Fliege ohne Widerhaken gefischt werden. Gefangene Äschen wurden nach dem Fang unverzüglich schonend wieder an die gleiche Stelle zurückgesetzt. Die Aufnahme der Ergebnisse der Angelfischerei wurde gewählt, um die Datenbasis bezüglich Wanderbewegungen zu erweitern.

5.3 Äschenpopulationsstruktur unter Berücksichtigung des Anteils der markierten Besatzäschen

Die bei der Elektrofischerei gefangenen Äschen während der Herbstbefischungen werden in Form von Längenhäufigkeitsverteilungen grafisch dargestellt. Die Darstellung des Fangs in Längenhäufigkeiten liefert wichtige Informationen über das Wachstum und die Altersstruktur der Äschenpopulation. Anhand der Peaks der Kohorten kann in der Regel die mittlere Körperlänge einer Altersklasse abgelesen werden.

Die Zuteilung der entsprechenden Altersklassen zu den jeweiligen Kohorten erfolgt unter Berücksichtigung der Ergebnisse vergleichbarer Gewässer (BAARS et al. 2001, BAARS et al. 2000, EBEL 2000, JUNGWIRTH et al. 1989, KAUFMANN et al. 1991). Teilweise können sich die Altersklassen überschneiden (d. h. die größte einsömmerige Äsche kann z.B. bereits länger als die kleinste zweisömmerige Äsche sein). In den Grafiken sind in der Regel die ersten beiden Jahrgänge jeweils in einem Rahmen eingefasst. Trotz möglicher Überschneidungen ist davon auszugehen, dass sich jeweils nur wenige Individuen anderer Jahrgänge in den

Unterteilungen befinden und der überwiegende Teil der zugeordneten Altersklasse angehört. Um gesicherte Aussagen bezüglich der Populationsstruktur mittels Längenhäufigkeiten machen zu können, sind ausreichend große Stichproben erforderlich. Es können Feststellungen zur Ausprägung der verschiedenen Altersklassen und des Wachstums sowie zur Beeinflussung der Populationsstruktur durch Bewirtschaftungsmaßnahmen gemacht werden.

Um die Fangzahlen der Äschen in den verschiedenartigen Untersuchungsgewässern miteinander vergleichen zu können, werden so genannte relative Äschenanzahlen pro ha unter Berücksichtigung der jeweiligen Fangeffektivitäten (für Äschen ≥ 20 cm) ermittelt. Hierbei wird der Einheitsfang in Stück pro ha durch die mittlere Fangeffektivität dividiert. Die Fangeffektivitäten werden mit den Formeln aus Tab. 5 errechnet. Für Fische ≤ 20 cm können – methodisch bedingt – keine Fangeffektivitäten kalkuliert werden. Es ist davon auszugehen, dass die Fangeffektivität für diese Größenklasse deutlich geringer ist als für größere Äschen. Das Verhältnis der Fangeffektivitäten bezogen auf verschiedene Größenklassen dürfte jedoch zwischen den Gewässern ähnlich sein. Die ermittelten relativen Äschenanzahlen pro ha sind folglich methodisch bedingt geringer als die tatsächliche Anzahl an Äschen.

Die so für die verschiedenen Untersuchungsgewässer ermittelten relativen Äschenanzahlen sind miteinander vergleichbar. Der besseren Übersicht halber wurden sie in Häufigkeiten von H1 (sehr gering) bis H5 (sehr hoch) eingeteilt (Tab. 7). Als Maßstab wurde der Saubach als das Gewässer mit den höchsten relativen Äschenanzahlen herangezogen. Bei der vorgenommenen Einteilung muss berücksichtigt wer-

den, dass der Saubach zwar im Untersuchungsgebiet die höchsten Äschendichten aufweist, aus der Literatur jedoch Gewässer mit wesentlich höheren Äschendichten bekannt sind. Die Häufigkeit 5 darf folglich nicht dahingehend falsch interpretiert werden, dass ein massenhaftes Vorkommen an Äschen bestimmter Altersklassen vorliegt.

Im Kapitel 6.4 werden für jedes Untersuchungsgewässer Angaben über die Äschenhäufigkeiten, über die unterschiedlichen Jahrgänge sowie zu den Anteilen der Besatzäschchen gemacht. Darüber hinaus ist zu erkennen, wie lange sich die Besatzäschchen bereits im Gewässer befinden. Bei Äschchengruppen, bei denen nicht alle eingebrachten Äschen markiert wurden, wurde über den bekannten Prozentsatz der markierten Fische auf die tatsächliche Anzahl an Besatzfischen hochgerechnet.

Wenn bei einem Gesamtfang von 100 Äschen z.B. 10 Äschen Markierungen aufweisen, so ergibt sich rechnerisch eine Anzahl von 20 Besatzäschchen und 80 Äschen, die nicht aus den Besatzmaßnahmen stammen, wenn man davon ausgeht, dass beim entsprechenden Besatz 50 % der Gruppe markiert wurden.

Im Einzugsgebiet der Untersuchungsgewässer sind sowohl während als auch vor der vorliegenden Untersuchung Besatzmaßnahmen mit nicht markierten Äschen durchgeführt worden. Es ist daher nicht möglich, den Anteil aller über Besatz eingebrachten Äschen am Gesamtbestand zu ermitteln. Die angegebenen Anteile beziehen sich folglich nur auf die im Rahmen der Untersuchung durchgeführten Besatzmaßnahmen.

Häufigkeiten „relative Äschenanzahl“ pro ha					
	H1	H2	H3	H4	H5
	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
1- bis 2-söm.	bis 10	11 - 50	51 - 100	101 - 750	über 750
2- bis 3-söm.	bis 8	9 - 40	41 - 80	81 - 600	über 600
alle Altersklassen	bis 15	16 - 75	76 - 150	151 - 1.125	über 1.125

Tab. 7: Klassifizierung der Äschenhäufigkeiten

6. Ergebnisse

6.1 Produktion und Qualität von Besatzäschchen

Fische dürfen nur ausgesetzt werden, wenn dadurch das Hegeziel, vor allem der Artenreichtum und die Gesundheit des Fischbestands, nicht beeinträchtigt wird. Besatzfische sollen aus Betrieben stammen, die laufend vom Fischgesundheitsdienst oder anderweitig tierärztlich betreut werden (BRAUN & KEIZ 2001). Ein Besatz mit Äschen muss in Bayern aus Beständen oder Nachzuchten erfolgen, die dem zu besetzenden Gewässer ökologisch möglichst nahe zugeordnet werden können (BRAUN & KEIZ 2001). Diese Voraussetzung kann in der Regel nur durch bayerische Produzenten gewährleistet werden. In Bayern besetzte Äschen stammen folglich nahezu alle aus bayerischen Fischzuchtbetrieben. Wesentliche Faktoren für den erhofften Erfolg und die Besatzstrategie sind die am Markt befindlichen Stückzahlen, die Größe, der Preis und die Fitness sowie die genetische Herkunft der Besatzäschchen. Um sich einen Überblick über die Produktionsbedingungen und Entwicklungstendenzen zu verschaffen, wurde eine umfangreiche Umfrage unter allen dem LFV Bayern bekannten bayerischen Äschenzüchtern durchgeführt.

Insgesamt wurden 14 bayerische Äschenzüchter mündlich befragt. Darin enthalten waren auch 3 staatliche Institutionen. Diese Institutionen orientieren sich bei der Produktion nicht an der Nachfrage der Fischereiberechtigten. Die angegebenen Zahlenwerte bzw. Prozentangaben sind Schätzwerte der befragten Fischzüchter.

6.1.1 Produktionsbedingungen

Trotz der sehr unterschiedlichen Situationen und Bedingungen in den einzelnen Zuchtbetrieben lassen sich folgende Ergebnisse der Umfrage in Bezug auf die Produktionsbedingungen zusammenfassen:

- In der Regel sind die Elterntiere der produzierten Setzlinge nach wie vor elektrisch gefangene Wildäschchen.
- Die Haltung von Laichäschchen in Teichen nimmt heute eine zunehmende Bedeutung für die Produktion von Äscheneiern ein.
- Nach der Anfütterung (meist mit Plankton) werden die Setzlinge fast ausschließlich mit Trockenfutter gefüttert.
- Die Haltungsdichten der Jungfische sind im Vergleich mit der Forellenproduktion als extensiv zu bezeichnen.

- Die Satzäschchen werden in etwa zu 3/4 als ein- und zu 1/4 als zweisömmerige Äschchen verkauft.
- Die Besatztermine fallen ungefähr jeweils zur Hälfte auf das Frühjahr und auf den Herbst.
- Die Produktionsbedingungen haben sich insbesondere durch die stark zurückgehenden Laichfischbestände gravierend verschlechtert. Geringe Laichfischbestände bedeuten einen hohen Personal- und Zeitaufwand für die Beschaffung von Laichäschchen.
- Die Nachfrage nach Äschen durch Fischereiberechtigte ist in den letzten Jahren stark zurückgegangen. In vielen Gewässern werden im Gegensatz zu früher nur noch so genannte Pflichtbesatzmaßnahmen oder mit Zuschüssen geförderter Besatz durchgeführt.
- Die Rentabilität der Äschenaufzucht ist in den letzten Jahren deutlich gesunken.

Im Zusammenhang mit der Problemstellung der vorliegenden Arbeit ist insbesondere festzuhalten, dass alle Äschchen, welche in dieser Untersuchung in freie Gewässer besetzt wurden, aus einer extensiven Aufzucht stammen.

6.1.1.1 Entwicklung der Produktionsbetriebe

Nach Aussagen der befragten Fischzüchter produzierte die erste bayerische Fischzucht erstmals im Jahr 1908 Äschchen. 4 weitere Betriebe begannen mit der Produktion bis 1920. In den 50er und 60er Jahren gingen jeweils ein Betrieb und in den 80er Jahren 5 Betriebe mit der Äschenzucht an. Nach 1990 kamen lediglich 3 Betriebe (2 davon staatlich) hinzu.

4 der 14 insgesamt befragten Betriebe haben innerhalb der letzten 7 Jahre die Produktion von Äschen wieder eingestellt.

6.1.1.2 Herkunft der Äscheneier bzw. der Brut

Alle befragten Betriebe haben grundsätzlich die Möglichkeit, die Eier von wilden Laichäschchen – welche in freien Fließgewässern elektrisch gefangen werden – zu gewinnen. Darüber hinaus gelingt es den Angaben nach, in 5 Betrieben regelmäßig im Teich aufgezogene Laichäschchen erfolgreich abzustreifen. 5 der Betriebe streifen ausschließlich wilde Laichäschchen ab; ebenfalls 5 erhalten den Äschenlaich sowohl von wilden als auch von im Teich aufgezogenen Laichäschchen.

Lediglich 2 der Züchter gewinnen den Laich ausschließlich von Laichäschchen, die im Teich aufgezogen wurden. 2 Züchter betreiben keine eigene Vermehrung, sondern kaufen Äschen-

eier und/oder Brut bei anderen Betrieben ein. Laut Aussagen der Fischzüchter bringt die Haltung von Laichäschen in Teichen große Probleme mit sich. Die Haltungsbedingungen in der Fischzucht bewirken zum Teil stark schwankende Befruchtungsraten der Äscheneier sowie zeitweilig beträchtliche Mortalitätsraten bei den Laichfischen.

Der Fang wilder Laichäschen ist ebenfalls mit erheblichen Problemen verbunden. Schwankende Bestandsdichten sowie ungünstige Wasserstände während der Laichzeit der Äsche führen zu sehr unterschiedlichen Erfolgen bei der sogenannten »Laichäschenfischerei«. Wenn nur eine geringe Zahl an Laichäschen gefangen wird, stehen folglich auch nur wenige Eier zur Verfügung. Wird der richtige Zeitpunkt der Geschlechtsreife z. B. aus Witterungsgründen verfehlt, haben die Fische entweder schon natürlich verlaicht oder unreife Eier, was wiederum eine geringere Befruchtungsrate nach sich zieht. Die Kombination von wilden und in Teichen gehaltenen Laichäschen ist nach Aussagen der meisten Züchter derzeit die beste Lösung.

6.1.1.3 Verkauf und Zukauf von Äschenlaich bzw. -eiern

10 Äschenproduzenten gaben an, weder Brut noch Eier zu erwerben bzw. zu verkaufen. 3 Betriebe kauften laut Aussage der Züchter je nach Erfolg der eigenen Reproduktion Eier bzw. Brut hinzu. Lediglich 1 Betrieb gab an, Eier bzw. Brut zu verkaufen.

6.1.1.4 Aufzucht der Brut und der Setzlinge

Bei 9 Betrieben wird die Brut teils mit Plankton und teils mit Trockenfutter angefüttert, bei 4 Betrieben wird zum Anfüttern lediglich Plankton eingesetzt. 1 Züchter füttert die Brut ausschließlich mit Trockenfutter. Die Brut wird in allen Betrieben in überdachten Bruthäusern mit Grundwasser aufgezogen. Bei allen Betrieben werden die Setzlinge nach Aussagen der Züchter mit Trockenfutter gefüttert. Neben dem Trockenfutter besteht ein kleiner Teil der Nahrung aus Plankton und Benthon der Teiche sowie aus Anflugnahrung. Der Anteil dieser Nahrung hängt mit der Intensität der Fütterung mit Trockenfutter sowie mit der Besatzdichte der Produktionseinheiten zusammen und ist starken Schwankungen unterworfen. Die Produktionseinheiten werden mit Bach- oder mit Grundwasser beschickt.

8 Äschenhalter produzieren die Setzlinge ausschließlich in Erdteichen, 6 ziehen die Setzlinge in Erdteichen und in Rundstrombecken, Langstrombecken oder Betonbecken auf.

Die mittlere Besatzdichte wurde von den Äschenzüchtern mit knapp 30.000 Stück angefütterte Brut pro 100 m² Produktionseinheit angegeben. Die geringste Dichte wurde mit unter 1.500 und die höchste Dichte mit 120.000 Stück angefütterte Brut pro 100 m² Produktionseinheit angegeben. Die Besatz-

dichte der Teiche hängt sehr stark von der Menge an zur Verfügung stehender Brut ab. Die Besatzdichten sind daher starken jährlichen Schwankungen unterworfen.

6.1.1.5 Verkauf der Äschensetzlinge

Alle in Bayern an den Endkunden verkauften Äschen werden nach Aussagen der Züchter als Besatzfische für freie Fließgewässer verkauft. Die Kunden sind in der Regel Fischereivereine. Äschen kommen als Speisefische aus bayerischen Betrieben nicht auf den Markt. Dies liegt an den hohen Produktionskosten der Äsche im Vergleich zu Speisefischen vergleichbarer Fleischqualität (Saibling, Forelle).

Der mittlere Verkauf der Produzenten setzt sich zu ca. 3/4 aus einsömmerigen und 1/4 aus zweisömmerigen Äschen zusammen. Hierbei werden in etwa jeweils die Hälfte der Setzlinge im Herbst und im Frühjahr verkauft.

9 der Befragten stellten fest, dass sich die Nachfrage in den letzten Jahren deutlich vom Herbst- zum Frühjahrsbesatz verschoben hat. Bei 3 Züchtern ist der Besatzzeitpunkt sowie der Anteil ein- bzw. zweisömmeriger Äschen gleich geblieben. 2 Züchter machten hierzu keine Angaben, 10 stellten fest, dass die Nachfrage nach zweisömmerigen Fischen in den letzten Jahren stark zunahm.

Als Grund für die veränderte Nachfrage wurde einhellig der Fraßdruck fischfressender Vögel angegeben. Beim Frühjahrsbesatz bleiben die Fische im Winter – die Zeit mit den höchsten Zahlen fischfressender Vögel an den Äschengewässern – geschützt in der Aufzuchtanlage. Sie werden erst im Frühjahr, wenn der Fraßdruck sich deutlich verringert hat, in die freien Gewässer besetzt. Beim Besatz mit zweisömmerigen Fischen – welche naturgemäß deutlich größer sind als einsömmerige – wird von den Gewässerbewirtschaftern erwartet, dass die besetzten Fische relativ schnell aus der optimalen Beutegröße des Gänsesägers herauswachsen und damit nicht mehr in erheblichen Mengen gefressen werden können.

Es ist für die Marktsituation relevant, dass in Pachtverträgen sowie in Förderrichtlinien häufig der Besatzzeitpunkt (in der Regel Herbst) und das Alter der Besatzfische (in der Regel einsömmerig) vorgeschrieben ist. Ohne die Auflagen durch Pachtverträge und Förderrichtlinien würde sich der Besatzzeitpunkt bzw. das Verhältnis der zu besetzenden Altersklassen nach Ansicht der Züchter noch stärker in Richtung Frühjahrsbesatz und hin zu zweisömmerigen Äschen verschieben.

6.1.1.6 Änderung der Produktionsbedingungen in den letzten 10 Jahren

12 Züchter gaben an, dass sich die Produktionsbedingungen für Äschen durch die stark zurückgehenden Laichfischbe-

stände in den Fließgewässern gravierend verschlechtert haben. Als Grund für den Rückgang wird von allen Fischzüchtern der Fraßdruck von Gänsesäger und Kormoran genannt. Der Aufwand um Laichäschen zu fangen, ist in den letzten Jahren massiv gestiegen. Die Rentabilität der Produktion wird aus diesem Grund zunehmend in Frage gestellt. 4 der Betriebe haben deshalb innerhalb der letzten 7 Jahre bereits die Produktion eingestellt. Die meisten Züchter versuchen heute verstärkt, auf die Haltung von Laichäschen in Teichen umzustellen.

Lediglich 2 Betriebe – welche ihren Äschennachwuchs ausschließlich von Laichäschen aus der Teichhaltung beziehen – konnten keine Verschlechterung der Produktionsbedingungen feststellen. 9 Züchter gaben an, dass die Nachfrage an Äschen durch Fischereiberechtigte in den letzten Jahren aufgrund mangelnden Besitzerfolgs deutlich zurückgegangen ist. Nach Aussagen der Züchter werden in vielen Gewässern nur noch durch den Pachtvertrag geregelte Pflichtbesatzmaßnahmen oder mit Zuschüssen geförderte Besatzmaßnahmen durchgeführt. 10 Züchter erklärten, dass durch die zunehmende Qualität des Brutfutters eine deutliche Verbesserung der Produktionsbedingungen bezüglich der Brutaufzucht erreicht wurde.

4 Züchter gaben an, durch Überspannung der Produktionsfläche gegen fischfressende Vögel heute eine deutlich höhere Produktion erzielen zu können. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass laut Aussagen der Äschenzüchter vor mehr als 10 Jahren keine gravierenden Schäden durch

Vögel an den Äschenteichen aufgetreten sind und damals daher auch keine Überspannungen nötig waren. Die übrigen 10 Äschenzüchter haben aus Kostengründen keine Überspannung der Teiche und konnten folglich auch keine diesbezügliche Verbesserung der Produktionsbedingungen feststellen.

6.1.2 Verhaltensunterschiede von Besatz- und Wildäschen

Ob aus der Fischzucht entnommene Äschen ein anderes Verhalten zeigen als Vergleichsindividuen, die im natürlichen Fließgewässer aufgewachsen sind, kann unter Laborbedingungen mit Hilfe eines Verhaltensmesssystems untersucht werden. In der vorliegenden Arbeit wurde die Motilität und das Schwarmverhalten von einsömmerigen Äschen aus 2 Versuchsgruppen in einem Strömungsbecken untersucht. Die Messungen erfolgten mit einem kameraunterstützten bildverarbeitenden Computerprogramm, dem so genannten BehavioQuant® (LORENZ et al. 1995). Dieses Programm ermöglicht die quantitative Erfassung von Position, Größe und Bewegungen der Versuchsfische. Das für den Versuch verwendete Aquarium wurde durch 2 Pumpen in diagonal gegenüberliegenden Ecken und durch eine längsseitig eingebrachte Wand zu einem Strömungsbecken (nachfolgend als solches bezeichnet) umgestaltet. Die Kreisströmung betrug bei einer Wassertiefe von ca. 10 cm etwa 0,2 m/s (Abb. 27).

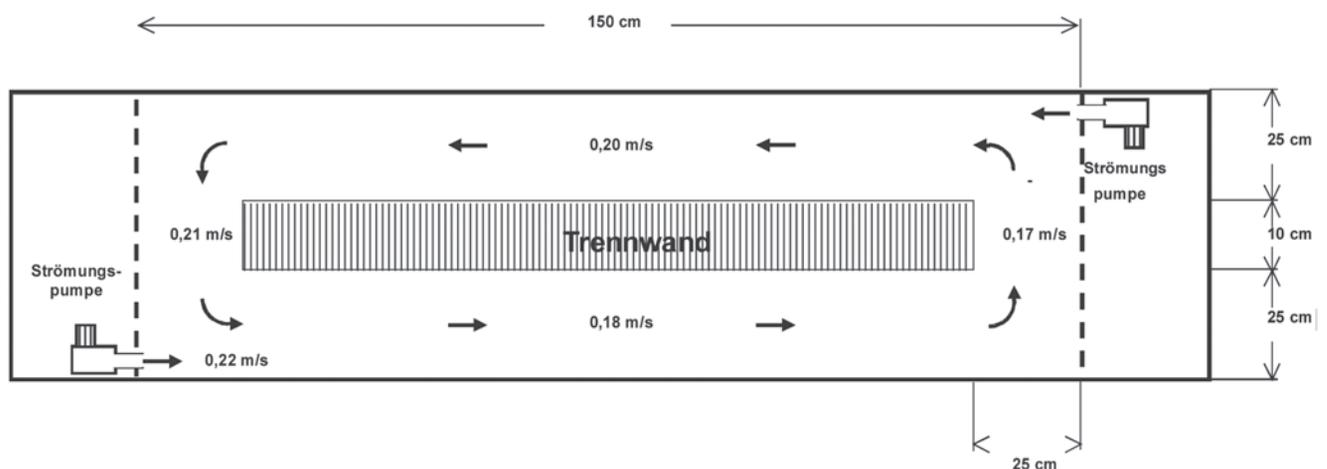


Abb. 27: Strömungsbecken schematisch (SCHUBERT 2001₂)

Im Juni 2001 wurden jeweils 7 Versuchsreihen mit je 5 Besatz- bzw. Wildäschen durchgeführt. Die Besatzäschen stammten aus der Teichwirtschaft und waren in einem so genannten Handtuchteich aufgewachsen. Die Wildäschen stammten aus dem Saubach und wurden ca. 24 h vor Versuchsbeginn elektrisch gefangen. Da die Versuche hintereinander durchgeführt wurden und ca. 24 Stunden dauerten, mussten die Versuchsfische gehältert werden. Um zu vermeiden, dass das Verhalten der Äschen durch die Hältereinrichtung beeinflusst wird, wurden sowohl die Besatz- als auch die Wildfische in – den jeweiligen Aufwuchsbedingungen angepassten – Hältereinrichtungen untergebracht. Die Besatzäschen wurden in einer für die Teichwirtschaft üblichen Langstromrinne (Maß: 4 m x 1 m) und die Wildäschen in einem naturnahen Strömungsgerinne (Maß: 12 m x 0,4 m) mit Grobkies und Störsteinen als Untergrund maximal 24 h gehältert. Um auszuschließen, dass Verhaltensunterschiede allein durch verschieden lange Hälterungsdauer entstehen, wurden pro Versuchsdurchgang stets abwechselnd Besatz- und Wildfische getestet. Die relative Hälterungsdauer der Gruppen untereinander unterschied sich somit nicht.

Das Verhalten der Fische wurde von einer Kamera indirekt über einen Spiegel von oben aufgezeichnet. Die Kamera war an einen Personalcomputer angeschlossen, der die von der Kamera erfassten Bilder in Form einer grün überlagerten Rasterdarstellung am Bildschirm anzeigt.

Das Signal der Kamera wird an eine bildverarbeitende computergesteuerte Einheit weitergeleitet. Diese rastert den auf eine Fläche projizierten Beobachtungsraum in Koordinaten und speichert die Anfangs- und Endpunkte aller in diesem Raum erkannten Objekte als Koordinatenpaar. Dadurch lassen sich Position und Größe jedes einzelnen Objekts bestimmen. Die Objekterkennung ist durch die optische Abhebung der Fische vom Hintergrund gewährleistet. Die fortlaufenden Bilder werden mit einem zuvor erstellten Referenz-Hintergrundbild verglichen. Als Objekt werden alle Bereiche der jeweiligen Momentaufnahme erkannt, die sich in der Helligkeit (einstellbarer Bereich) vom Hintergrundbild unterscheiden. Zur Auswertung der gespeicherten Daten werden die Ausdehnungskordinaten (Objektanfang und Objektende) aller erkannten Objekte, die eine vorgegebene Minimal- bzw. Maximalgröße aufweisen, in Mittelpunktskordinaten konvertiert. Durch Zuordnung des resultierenden Positionskordinatenpaars für jedes Objekt (25-mal pro Sekunde) ist eine Spurverfolgung jedes einzelnen Fisches möglich. Die berechneten Spuren bilden die Grundlage zur Beschreibung des Verhaltens; dabei werden die im Folgenden kurz beschriebenen Verhaltensparameter verwendet.

6.1.2.1 Motilität und Abstandsverhalten

Die Motilität gibt die relative Schwimmgeschwindigkeit der Fische in überschwommenen Koordinatenrasterpunkten pro Sekunde an. Die Berechnung der zurückgelegten Wege erfolgt in Form von Vektoren, die durch die Verbindung der objektzugehörigen Positionskordinaten zweier jeweils aufeinander folgender Bilder entstehen. Unter Verwendung der Vektoren und des während der Objektaufnahme mitgeführten Zeitrasters wird die relative Bewegungsgeschwindigkeit für jeden einzelnen Fisch berechnet.

Aufgrund der durch die Beobachtung mit nur einer Kamera resultierenden Zweidimensionalität sind die errechneten Bewegungsbahnen – bedingt durch die Flächenprojektion – mit dem Fehler der Streckenverkürzung behaftet. Dieser Fehler ist abhängig von der Schwimmrichtung der Fische. Er wird umso größer, je mehr die Bewegungsrichtung der Versuchstiere von der Horizontale (Parallele zur Bildebene) abweicht. Im vorliegenden Fall kann der Fehler der Streckenverkürzung aufgrund der geringen Wassertiefe von 10 cm vernachlässigt werden, da die Möglichkeit der Fische von der Horizontale nach oben oder unten abzuweichen, sehr stark reduziert ist. Die festgestellte Motilität erlaubt keine Aussage über die tatsächliche Schwimmgeschwindigkeit, ist aber ein verlässliches Maß für die Bewegungsaktivität.

Der Parameter Abstandsverhalten dient der Quantifizierung von Veränderungen der Abstände zwischen den Individuen einer Gruppe von Fischen. Es können so Aussagen zum Schwarmverhalten der Versuchsfische getroffen werden. Zur Berechnung des Abstandsverhaltens innerhalb der Gruppe werden für jeden Fisch konzentrische Kreise mit zunehmenden Radien berechnet. Innerhalb dieser Kreise wird die Anzahl an benachbarten Fischen gezählt. Die berechneten Abstände sind ebenfalls mit dem bereits erwähnten Fehler der Streckenverkürzung behaftet. Bei der Berechnung durch den BehavioQuant[®] wird der entstehende Fehler mit mathematischen Mitteln kompensiert. Grundlage für die Korrektur ist die statistisch konstante Verteilung der Streckenverkürzung bei der Auswertung einer großen Anzahl von Bildern.

Die erhobenen Messwerte wurden hinsichtlich signifikanter Unterschiede statistisch mit dem U-Test nach Mann und Whitney (ZÖFEL 1992) überprüft.

6.1.2.2 Resultate der Verhaltensversuche

Die zahlenmäßige Auswertung der Beobachtung von Äschen im Strömungsversuch bezüglich Verhaltensparameter »Motilität« und »Abstandsverhalten« zeigt auf, dass deutliche Verhaltensunterschiede zwischen den untersuchten Besatz- und Wildäschen bestehen (Tab. 8). Bei visuellen Beobachtungen der Fische im Aquarium wurde festgestellt, dass die Besatzäschen in der Regel verhältnismäßig breit über das Aquarium

verteilt waren und sich von der Strömung herumwirbeln ließen, während die Wildäschen in einem Schwarmverbund an einer Stelle verweilten (Abb. 28 und Abb. 29).

Als Ergebnis ist festzuhalten: Sowohl die Motilität als auch das Abstandsverhalten der Besatzäschen waren nach ZÖFEL (1992) mit $P = 0,008$ sehr signifikant größer als bei den Wildäschen.

Das Verhalten der Wildäschen – konstantes Einstellen in einem Schwarmverbund – zeigt sich letztendlich in einem geringen Abstand der Fische untereinander und in einer geringen Motilität. Dagegen lässt das Verhalten der Besatzäschen – inhomogene räumliche und zeitliche Verteilung im Strömungsbecken – einen verhältnismäßig großen Abstand der Fische untereinander und eine hohe Motilität erkennen.

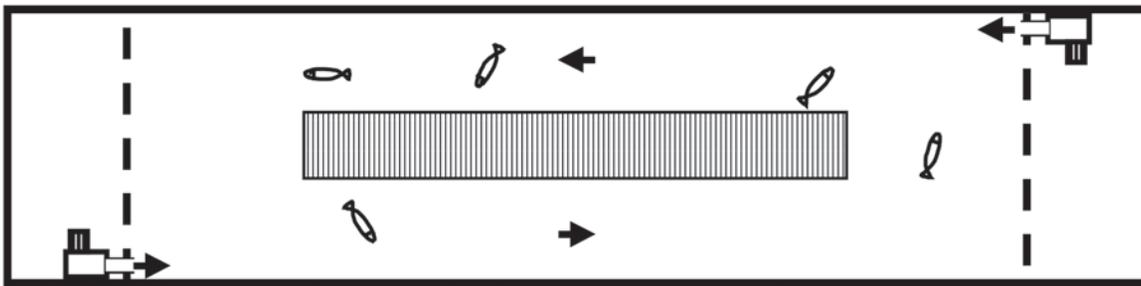


Abb. 28: Schematische Darstellung Verhalten Besatzäschen (SCHUBERT 2001₂)

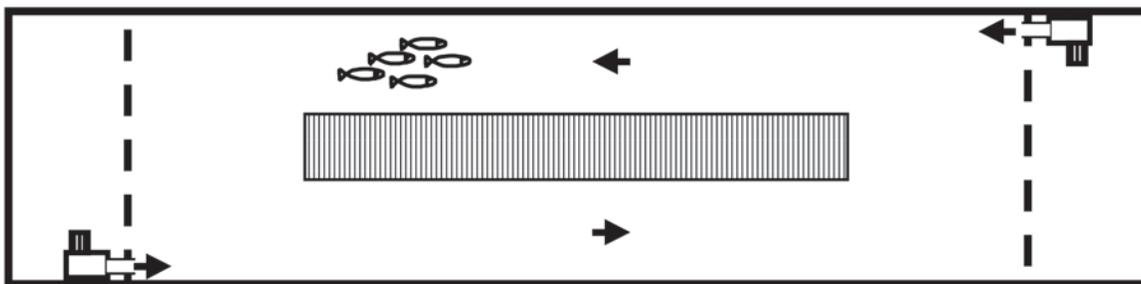


Abb. 29: Schematische Darstellung Verhalten Wildäschen (SCHUBERT 2001₂)

Besatzäschen									
Gruppe	1	3	5	7	9	11	13	Mittelwert	
MOTILITÄT	Mittelwert	7,4	11,4	9,8	10,3	12,8	10,4	9,7	10,3
	Standardabweichung	1,7	5,9	3,9	4,3	4,7	4,6	4,7	4,3
ABSTAND	Mittelwert	59,5	80,5	70,2	81,9	93,1	106,9	81,3	81,9
	Standardabweichung	37,9	55,3	62,6	58,6	60,4	78,5	56,9	58,6
Mittlere Fischlänge									
	Mittelwert	Median	Standardabweichung	Minimum	Maximum				
	19,5	19,8	1,2	17,0	22,0				
Wildäschen									
Gruppe	2	4	6	8	10	12	14	Mittelwert	
MOTILITÄT	Mittelwert	7,9	5,9	7,5	7,9	9,2	8,4	6,8	7,7
	Standardabweichung	2,4	2,2	3,5	3,6	4,3	4,8	3,7	3,5
ABSTAND	Mittelwert	46,6	51,8	49,5	51,9	40,6	51,4	62,2	50,6
	Standardabweichung	32,7	45,1	44,4	44,7	32,5	51,7	60,0	44,4
Mittlere Fischlänge									
	Mittelwert	Median	Standardabweichung	Minimum	Maximum				
	18,7	18,5	1,3	16,0	21,0				

Tab. 8: Übersichtstabelle Ergebnisse Verhaltensversuch im Strömungsbecken

6.2 Fischbiozöosen der Untersuchungs-gewässer

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der Untersuchungen der Fischbiozöosen dargestellt und erläutert. In Kapitel 6.2.3 wird die Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer anhand dieser Ergebnisse vorgenommen.

6.2.1 Fischbestand und Populationsaufbau in den Untersuchungsgewässern

6.2.1.1 Ammer

Insgesamt konnten in der Ammer in der Vergrämungsstrecke und den Referenzstrecken von November 1998 bis November 2000 an 7 Befischungsterminen 4.852 Fische mit einem

Gesamtgewicht von rund 1.889 kg gefangen werden (Tab. 9). Die gefangenen Individuen gehörten 14 Fischarten an. Äsche, Regenbogenforelle, Bachforelle, Barbe, Huchen und Koppe waren die Hauptfischarten bei den Befischungen im Rahmen der Untersuchung. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über die Fischarten Elritze und Hecht vor. Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.1) wird davon ausgegangen, dass in der Ammer im Untersuchungsgebiet zeitweise bis zu 16 Fischarten vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 10 dieser Arten in der Äschenregion standorttypisch. Lediglich 5 Arten (Äsche, Bachforelle, Huchen, Regenbogenforelle und Koppe) können im Untersuchungsgebiet nach dem vorliegenden Datenmaterial als bestandsbildend eingestuft werden. Die bestandsbildenden Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion. Der Huchen ist der einzige Vertreter bestandsbildender Mittel-Distanz-Wanderfisch-

Tab. 9:
Gesamt-
fangergebnis
in der Ammer

Ammer 1998 - 2000		Befischungsstrecke: 4,6 km		
Vergrämstrecke				
Fischart	Anzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aal	5	3.125	0	0
Aitel	22	20.152	1	1
Äsche	2.519	488.029	60	30
Bachforelle	326	102.082	8	6
Bachsaibling	15	7.810	0	0
Barbe	238	329.895	6	21
Huchen	44	160.400	1	10
Karpfen	2	2.825	0	0
Regenbogenforelle	1.027	489.700	24	31
Schleie	1	100	0	0
Waller	1	620	0	0
Summe	4.200	1.604.738	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	2 - 3			
Schmerle	1			
Schneider	1			
Ammer 1998 - 2000		Befischungsstrecke: 4,9 km		
Referenzstrecke I + II				
Fischart	Anzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aal	0	0	0	0
Aitel	0	0	0	0
Äsche	315	49.471	48	17
Bachforelle	98	29.976	15	11
Bachsaibling	1	292	0	0
Barbe	26	42.930	4	15
Huchen	21	66.918	3	24
Karpfen	0	0	0	0
Regenbogenforelle	191	94.414	29	33
Schleie	0	0	0	0
Waller	0	0	0	0
Summe	652	284.001	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	2 - 3			

arten. Er wurde nur unterhalb des Peitinger Wehrs (Vergrämungsstrecke und Referenzstrecke II) nachgewiesen.

Die Äsche dominierte hinsichtlich der Anzahl sowohl in der Vergrämungsstrecke als auch in den Referenzstrecken im Gesamtfang, gefolgt von der Regenbogenforelle, Bachforelle, Barbe und Huchen (Abb. 30). Bei den übrigen Fischarten lag der Anteil an der Gesamtindividuenzahl unter 1 %. Der Anteil am Gesamtfanggewicht war in der Vergrämungsstrecke bei Regenbogenforelle und Äsche in etwa gleich, in den Referenzstrecken überwog der Anteil der Regenbogenforelle.

Kleinfischarten sind in beiden Streckenabschnitten relativ selten. Es konnten bei den Befischungen im Rahmen der Untersuchung 3 Arten (Koppe, Schmerle und Schneider)

nachgewiesen werden, wobei lediglich die Koppe eine geringe bis mittlere Häufigkeit aufwies. Bei Schmerle und Schneider wurden nur Einzelexemplare gefangen. Es ist davon auszugehen, dass als weitere Kleinfischart ebenfalls die Elritze vorkommt.

Abb. 31 verdeutlicht, dass in der Ammer der Populationsaufbau insbesondere bei den Arten Aitel und Barbe stark gestört ist. Es konnten trotz hoher Untersuchungsintensität zu keiner Zeit Jungfische dieser Arten nachgewiesen werden. Unter Berücksichtigung der Besatzmenge weist der Populationsaufbau von Bachforelle und Regenbogenforelle auf eine deutliche Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen hin.

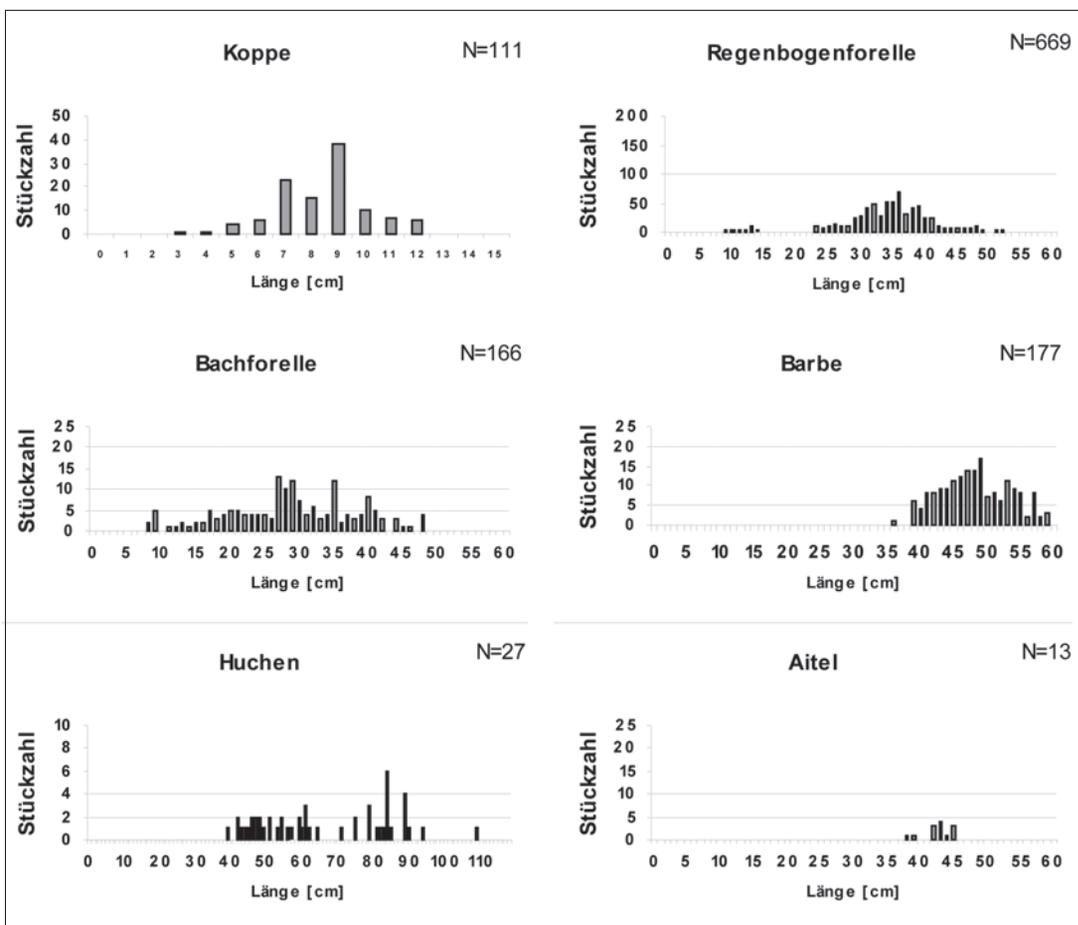
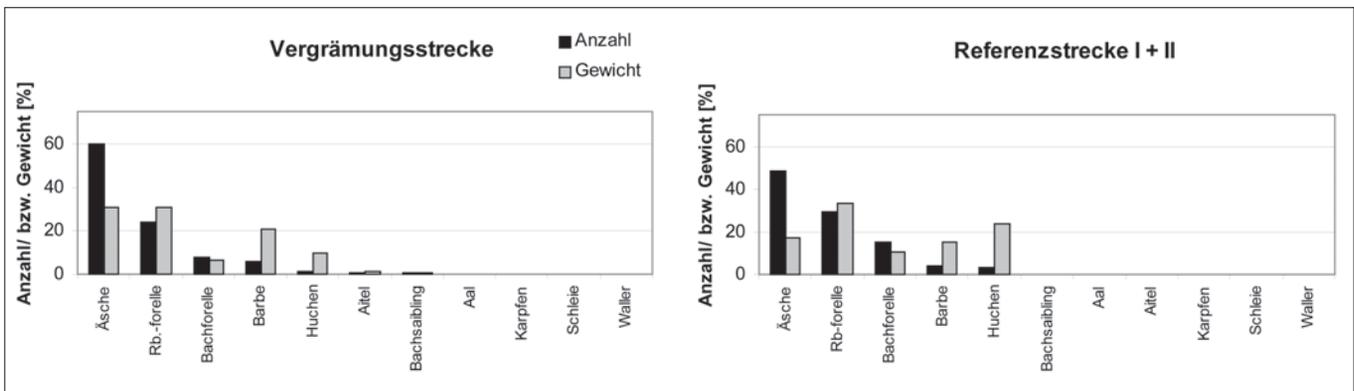


Abb. 30 (oben): Anteil der Fischarten am Fang in der Ammer

Abb. 31(links): LHV (Längenhäufigkeiten) der häufigsten Fischarten in der Ammer im Herbst (Vergrämungsstrecke) (Befischungen Nov 1998, Nov 1999 und Nov 2000 zusammengefasst)

6.2.1.2 Iller

Insgesamt konnten in der Iller (Basisstrecke) von Januar 1999 bis Oktober 2000 an 3 Befischungsterminen 278 Fische mit einem Gesamtgewicht von rund 230 kg gefangen werden (Tab. 10). Die gefangenen Individuen gehörten 12 Fischarten an. 8 Arten (Regenbogenforelle, Aitel, Äsche, Huchen, Rutte, Bachforelle, Barbe und Koppe) waren die Hauptfischarten. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über die Fischarten Aal, Bachsaibling und Schmerle vor. Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.2) wird davon ausgegangen, dass in der Iller im Untersuchungsgebiet zeitweise bis zu 15 Fischarten vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 11 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion. Lediglich die Koppe kann nach dem vorliegenden Datenmaterial im Untersuchungsgebiet als bestandsbildend eingestuft werden. Sie gehört zu einer typischen Gilde der Äschenregion.

Im Gesamtfang dominierten Regenbogenforelle und Aitel sowohl bezogen auf die Anzahl (rund 30 %) als auch auf das

Gewicht (23 % bzw. 26 %). Die Äsche war mit 24 % an der Gesamtindividuenzahl und 16 % am Gesamtgewicht repräsentiert (Abb. 32). Kleinfischarten sind in der untersuchten Strecke relativ selten. Als einzige Kleinfischart wurde die Koppe (Häufigkeit 2) nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, dass als weitere Kleinfischart ebenfalls die Schmerle vorkommt.

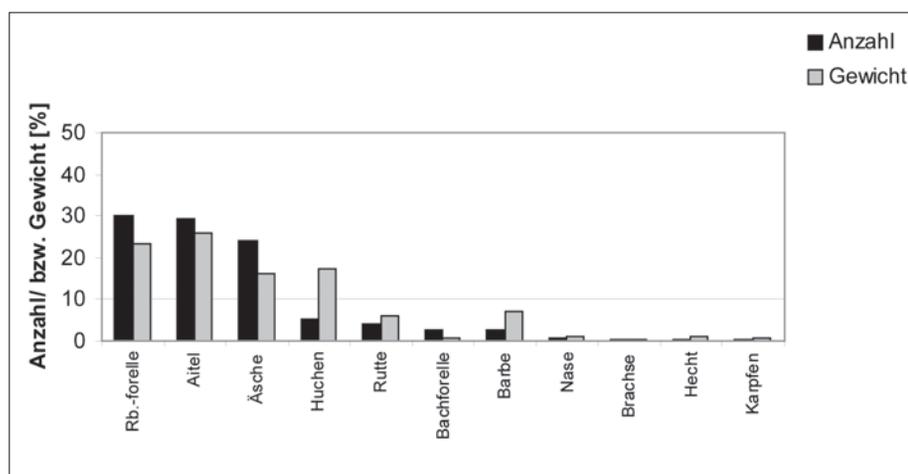
Die Äschenfänge schwankten im Untersuchungszeitraum. Die Gesamtfischfänge haben dagegen deutlich abgenommen.

Der Populationsaufbau der Hauptfischarten ist in der Iller meist stark gestört (Abb. 33). Es konnte trotz hoher Untersuchungsintensität nur eine verhältnismäßig geringe Zahl an Individuen aller Arten gefangen werden. Es ist auffällig, dass zu keiner Zeit Jungfische der Arten Aitel, Barbe und Rutte nachgewiesen werden konnten. Unter der Berücksichtigung der Besatzmenge weist der Populationsaufbau von Regenbogenforelle und Huchen auf eine deutliche Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen hin.

Tab. 10: Gesamtfangergebnis in der Basisstrecke der Iller

Iller 1998 - 2000		Befischungsstrecke: 3,9 km		
Fischart	Stückzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aitel	82	59.478	29	26
Äsche	67	36.944	24	16
Bachforelle	7	1.810	3	1
Barbe	7	16.050	3	7
Brachse	1	690	0	0
Hecht	1	2.570	0	1
Huchen	15	39.640	5	17
Karpfen	1	1.870	0	1
Nase	2	2.740	1	1
Regenbogenforelle	84	53.785	30	23
Rutte	11	14.118	4	6
Summe	278	229.695	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	2			

Abb. 32: Anteil der Fischarten am Fang in der Iller



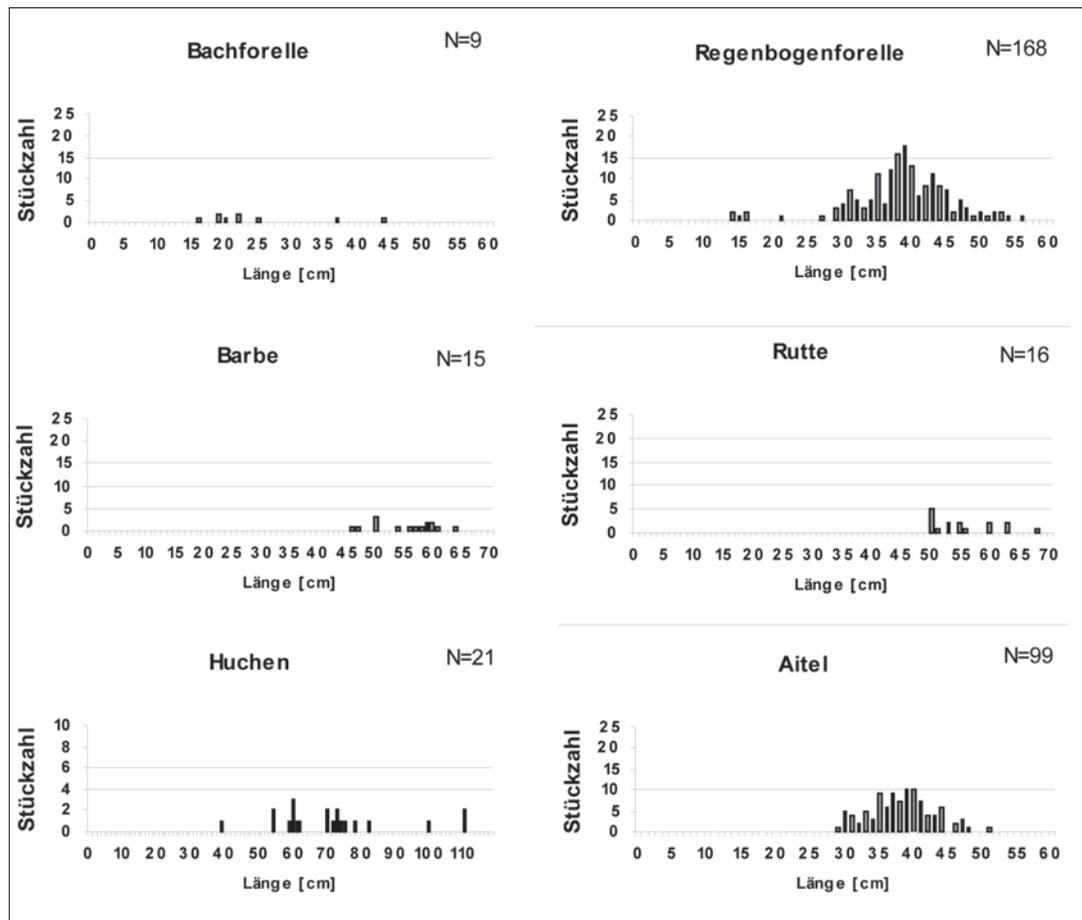


Abb. 33: LHV der häufigsten Fischarten in der Iller im Herbst (Befischungen Jan 1999, Nov 1999 und Okt 2000 zusammengefasst)

6.2.1.3 Isar

Insgesamt konnten in der Isar von November 1998 bis November 2000 an 4 Befischungsterminen 1.703 Fische mit einem Gesamtgewicht von rund 1.820 kg gefangen werden (Tab. 11). Die gefangenen Individuen gehörten 14 Fischarten an. Barbe, Äsche, Aitel, Bachforelle, Nase und Schneider sind die Hauptfischarten. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über 17 weitere Fischarten vor. Es kann davon ausgegangen werden, dass in der Isar im Untersuchungsgebiet das Fischartenspektrum deutlich höher ist als bei den Elektrofischungen im Rahmen dieser Untersuchung nachgewiesen werden konnte.

Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.3) wird davon ausgegangen, dass in der Isar im Untersuchungsgebiet zumindest zeitweise bis zu 30 Fischarten vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 19 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion.

Lediglich die Arten Bachforelle und Schneider können auf Basis des Datenmaterials im Untersuchungsgebiet als bestandsbildend eingestuft werden. Die bestandsbildenden Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion. Allerdings fehlen bestandsbildende Mittel-Distanz-Wanderfischarten.

Im Gesamtfang dominierte mit Abstand die Barbe sowohl auf das Gewicht (66 %) als auch auf die Anzahl (50 %) bezogen. Der Anteil der Äsche am Gesamtfang lag bezogen auf die Individuenzahl bei 25 % und bezogen auf das Fanggewicht bei rund 7 % (Abb. 34).

Es konnten 3 Kleinfischarten (Schmerle, Schneider und Elritze) nachgewiesen werden, wobei lediglich beim Schneider eine Häufigkeit > 1 festgestellt wurde. Bei Schmerle und Elritze wurden jeweils nur Einzelexemplare gefangen.

Die Äschenfänge sind im Untersuchungszeitraum sehr stark und die Gesamtfischfänge stark zurückgegangen.

Der Populationsaufbau der Hauptfischarten in der Isar ist meist stark gestört (Abb. 35). Lediglich bei der Bachforelle und beim Schneider ist von einer nennenswerten Reproduktion auszugehen. Bei den Arten Barbe und Aitel sind zu keiner Zeit Jungfische nachgewiesen worden. Lediglich bei der Nase sind vereinzelt Jungfische gefangen worden, welche aber aus einer zeitnah zu den Untersuchungen durchgeführten Besatzmaßnahme stammen könnten. Unter Berücksichtigung der Besatzmenge weist der Populationsaufbau bei der Bachforelle auf eine deutliche Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen hin.

Abb. 35: LHV der häufigsten Fischarten in der Isar im Herbst (Befischungen Nov 1998, Nov 1999 und Nov 2000 zusammengefasst)

Isar 1998 - 2000		Befischungstrecke 5,1 km		
Fischart	Stückzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aal	5	3.090	0	0
Aitel	145	173.655	9	10
Äsche	425	118.568	25	7
Bachforelle	136	69.245	8	4
Bachsaiibling	1	359	0	0
Barbe	849	1.203.482	50	66
Brachse	29	52.021	2	3
Karpfen	7	11.992	0	1
Nase	101	185.679	6	10
Regenbogenforelle	4	2.809	0	0
Rotaugen	1	750	0	0
Summe	1.703	1.821.650	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Schmerle	1			
Schneider	2			
Elritze	1			

Tab. 11: Gesamtfangergebnis in der Basisstrecke der Isar

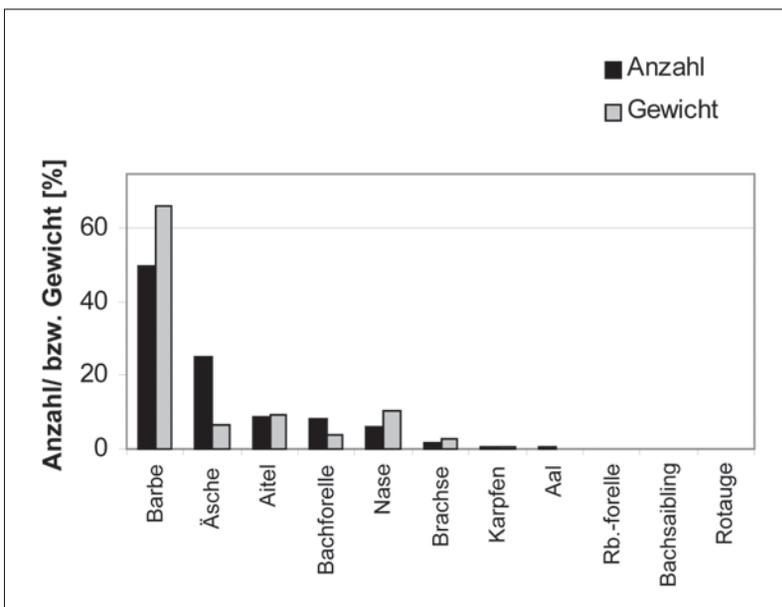
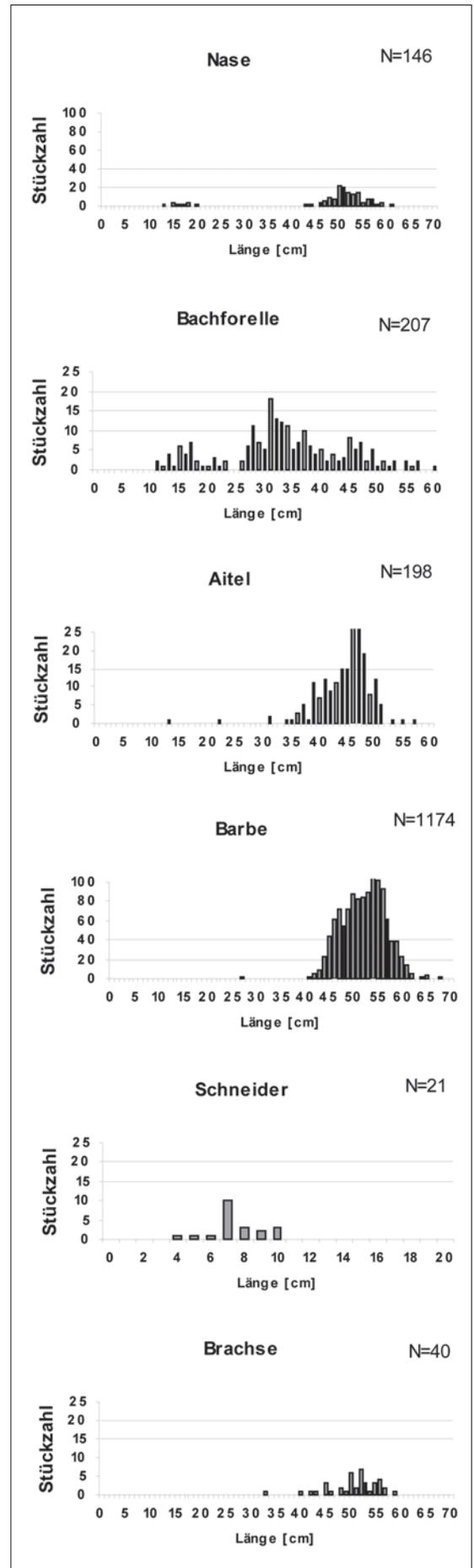


Abb. 34: Anteil der Fischarten am Fang in der Isar



6.2.1.4 Loisach

Insgesamt konnten in der Loisach von Dezember 1998 bis November 2000 an 3 Befischungsterminen 611 Fische mit einem Gesamtgewicht von rund 129 kg gefangen werden (Tab. 12). Die gefangenen Individuen gehörten 6 Fischarten an. Regenbogenforelle, Äsche, Rutte und Koppe sind die Hauptfischarten. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über das Vorkommen von Huchen vor. Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.4) wird davon ausgegangen, dass in der Loisach im Untersuchungsgebiet nur bis zu 7 Fischarten vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 5 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion. Die Arten Koppe, Regenbogenforelle und Rutte können auf Basis des Datenmaterials als bestandsbildend im Untersuchungsgebiet eingestuft werden. Die bestandsbildenden Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion. Die Rutte ist der einzige Vertreter bestandsbildender Mittel-Distanz-Wanderfischarten.

Im Gesamtfang dominierte mit Abstand die Regenbogenforelle sowohl auf das Gewicht (70 %) als auch auf die Anzahl (53 %) bezogen. Der Anteil der Äsche am Gesamtfang lag bezogen auf die Individuenzahl bei 26 % und bezogen auf das Fanggewicht bei rund 12 % (Abb. 36). Der Anteil von Bachforelle und Bachsaibling war marginal. Als Kleinfischart konnte lediglich die Koppe nachgewiesen werden. Diese Art war vergleichsweise häufig (Tab. 12).

Die Äschen- und die Gesamtfischfänge unterlagen im Untersuchungszeitraum deutlichen Schwankungen. Im Dezember 1999 war der Fang am geringsten.

In der Loisach ist der Populationsaufbau der Hauptfischarten nicht sehr stark gestört (Abb. 37). Unter Berücksichtigung der Besatzmenge weist der Populationsaufbau der Regenbogenforelle auf eine deutliche Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen hin.

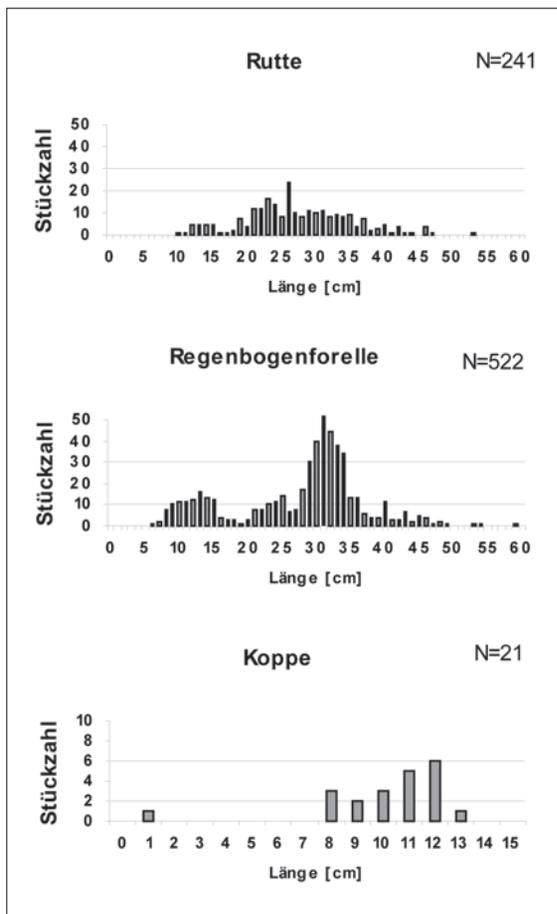


Abb. 37: LHV der häufigsten Fischarten in der Loisach im Herbst/Winter (Befischungen Dez 1998, Dez 1999 und Nov 2000; zusammengefasst)

Loisach 1998 - 2000		Befischungsstrecke 3 km		
Fischart	Stückzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Äsche	160	15.516	26	12
Bachforelle	4	450	1	0
Bachsaibling	1	84	0	0
Regenbogenforelle	326	90.407	53	70
Rutte	120	23.035	20	18
Summe	611	129.492	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	3 - 4			

Tab. 12: Gesamtfangergebnis in der Basisstrecke der Loisach

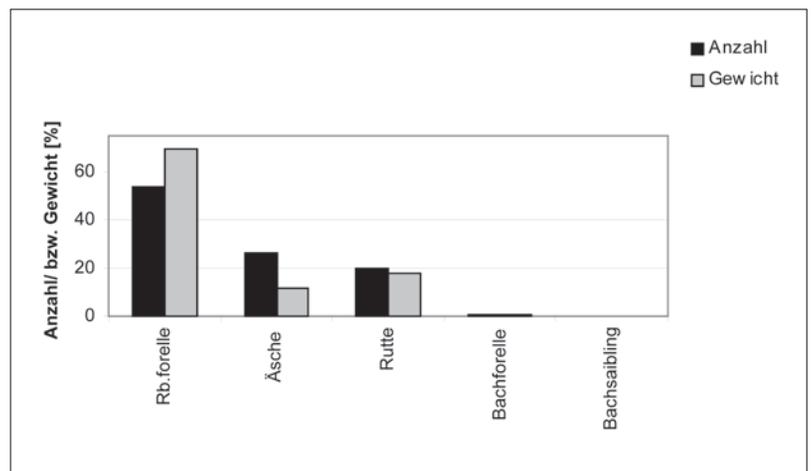


Abb. 36: Anteil der Fischarten am Fang in der Loisach

6.2.1.5 Moosach

In der Moosach konnten 212 Fische im Juni 2000 gefangen werden (Tab. 13). Die gefangenen Individuen gehörten 15 Fischarten an; der Fang in der Moosach wurde nicht gewogen. Äsche, Bachforelle, Rotaugen und Hecht sind die Hauptfischarten. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über 11 weitere Fischarten vor. Auf Basis der Literatur wird davon ausgegangen, dass in der Moosach zumindest zeitweise bis zu 26 Fischarten im Untersuchungsgebiet vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 14 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion. Lediglich Bachforelle, Hecht,

Koppe und Rotaugen können auf Basis des Datenmaterials als bestandsbildend im Untersuchungsgebiet eingestuft werden. Die bestandsbildenden Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion. Allerdings fehlen bestandsbildende Mittel-Distanz-Wanderfischarten.

Im Gesamtfang dominierten bezogen auf die Anzahl Bachforelle (37 %), Rotaugen (23 %), Äsche (22 %) und Hecht (5 %) (Abb. 38). Als Kleinfischart konnte lediglich die Koppe mit der Häufigkeit 2 nachgewiesen werden (Tab. 13). Der Populationsaufbau der Hauptfischarten ist teilweise gestört (Abb. 39).

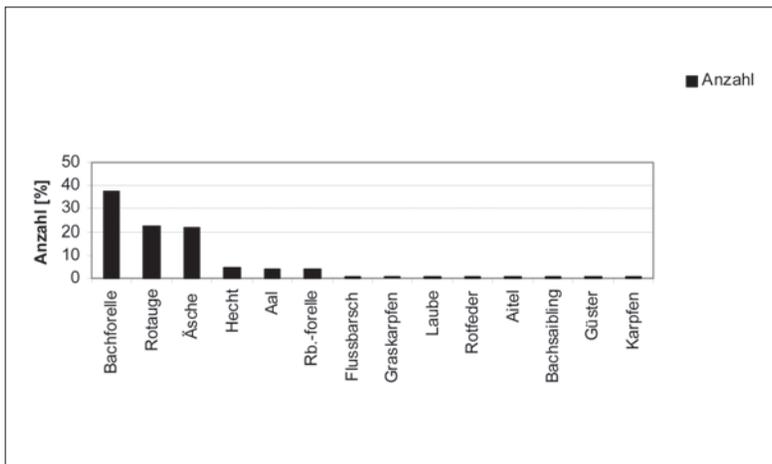


Abb. 38: Anteil der Fischarten am Fang in der Moosach

Moosach Juni 2000		Befischungsstrecke: 2,9 km	
Fischart	Stückzahl	Anzahl/ 100 m	Anzahl [%]
Aal	9	0,3	4
Aitel	1	0,0	0
Äsche	46	1,6	22
Bachforelle	79	2,7	37
Bachsaibling	1	0,0	0
Flussbarsch	2	0,1	1
Graskarpfen	2	0,1	1
Güster	1	0,0	0
Hecht	10	0,3	5
Laube	2	0,1	1
Regenbogenforelle	8	0,3	4
Rotaugen	48	1,7	23
Rotfeder	2	0,1	1
Spiegelkarpfen	1	0,0	0
Summe	212	7,3	100
Kleinfischarten	Häufigkeit		
Koppe	2		

Tab. 13: Gesamtergebnis in der Basisstrecke der Moosach

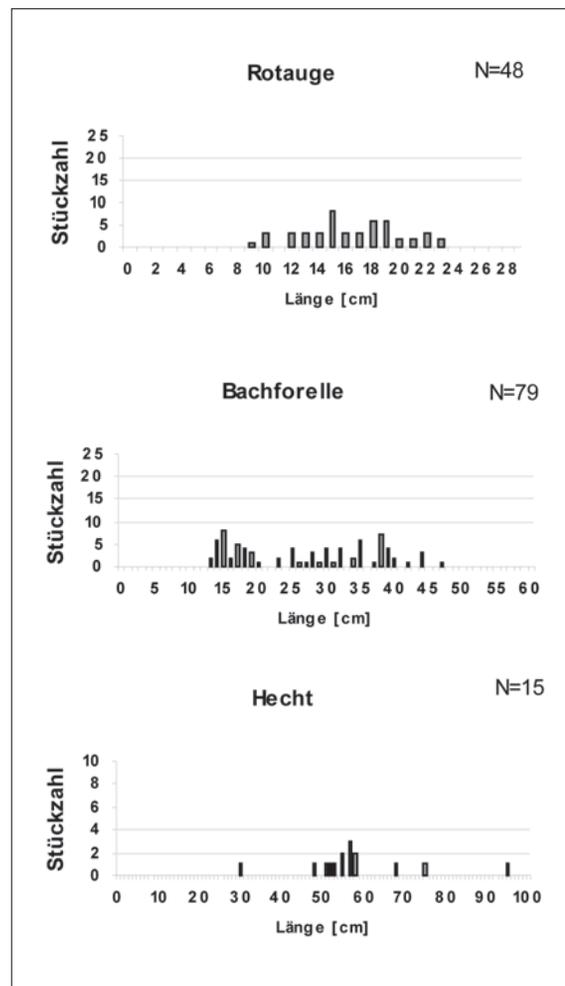


Abb. 39: LHV der häufigsten Fischarten in der Moosach im Sommer (Befischung Juni 2000)

6.2.1.6 Ramsach

Insgesamt konnten in der Ramsach von Dezember 1998 bis November 2000 an 4 Befischungsterminen 1.714 Fische mit einem Gesamtgewicht von rund 220 kg gefangen werden (Tab. 14). Die gefangenen Individuen gehörten 13 Fischarten an. Äsche, Regenbogenforelle, Bachforelle, Rutte, Aitel und Koppe sind die Hauptfischarten. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über die Fischarten Aal und Laube vor.

Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.6) wird davon ausgegangen, dass in der Ramsach zeitweise bis zu 15 Fischarten im Untersuchungsgebiet vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 10 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion.

Äsche, Bachforelle, Koppe, Regenbogenforelle und Rutte können auf Basis des Datenmaterials als bestandsbildend im Untersuchungsgebiet eingestuft werden. Die bestandsbildenden Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion. Die Rutte ist die einzige Vertreterin bestandsbildender Mittel-Distanz-Wanderfischarten.

Im Gesamtfang dominierte mit Abstand die Äsche sowohl auf das Gewicht (58 %) als auch auf die Anzahl (73 %) bezogen. Am zweithäufigsten war die Regenbogenforelle mit 12 % der Individuen bzw. 17 % des Gewichts vertreten (Abb. 40).

Es konnten 3 Kleinfischarten (Koppe, Schmerle und Elritze) nachgewiesen werden. Lediglich die Koppe hatte eine geringe bis mittlere Häufigkeit. Von den beiden anderen Kleinfischarten wurden nur Einzelexemplare gefangen (Tab. 14).

Die Äschen- und die Gesamtfischfänge unterlagen im Untersuchungszeitraum Schwankungen. Im Mai 2000 war der Gesamtfang am geringsten und im Herbst 2000 der Äschenfang am höchsten.

In der Ramsach ist der Populationsaufbau der Hauptfischarten nur mäßig gestört (Abb. 41). Bei allen dargestellten Arten konnten Jungfische nachgewiesen werden. Unter Berücksichtigung der Besatzmenge weist der Populationsaufbau von Bachforelle und Regenbogenforelle auf eine deutliche Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen hin.

Fischart	Befischungsstrecke: 1,5 km			
	Stückzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aitel	24	7.496	1	3
Äsche	1.259	126.718	73	58
Bachforelle	124	15.872	7	7
Bachsaibling	1	270	0	0
Barbe	1	1.780	0	1
Hecht	6	2.778	0	1
Karpfen	2	5.220	0	2
Regenbogenforelle	198	36.551	12	17
Rotauge	20	2.668	1	1
Rutte	79	20.399	5	9
Summe	1.714	219.752	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	2-3			
Schmerle	1			
Elritze	1			

Tab. 14: Gesamtfangergebnis in der Basisstrecke der Ramsach

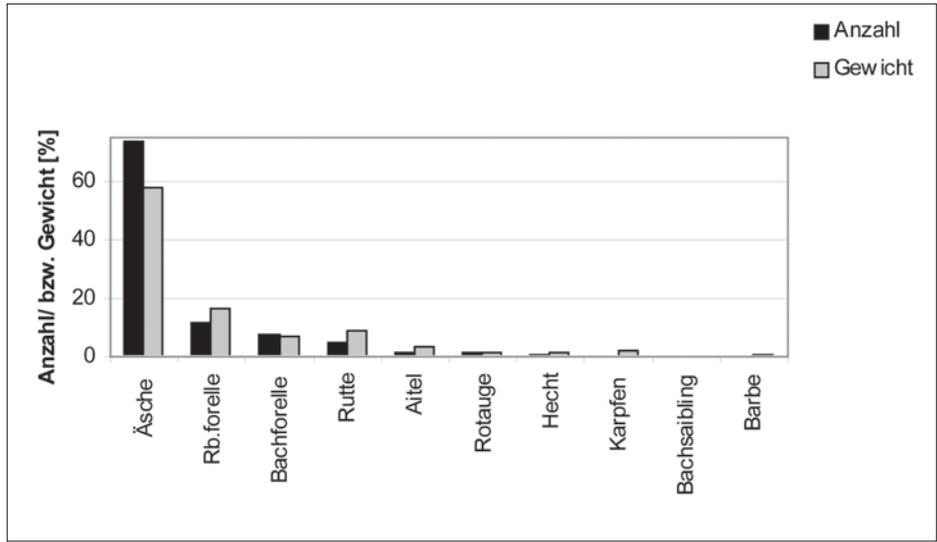


Abb. 40: Anteil der Fischarten am Fang in der Ramsach

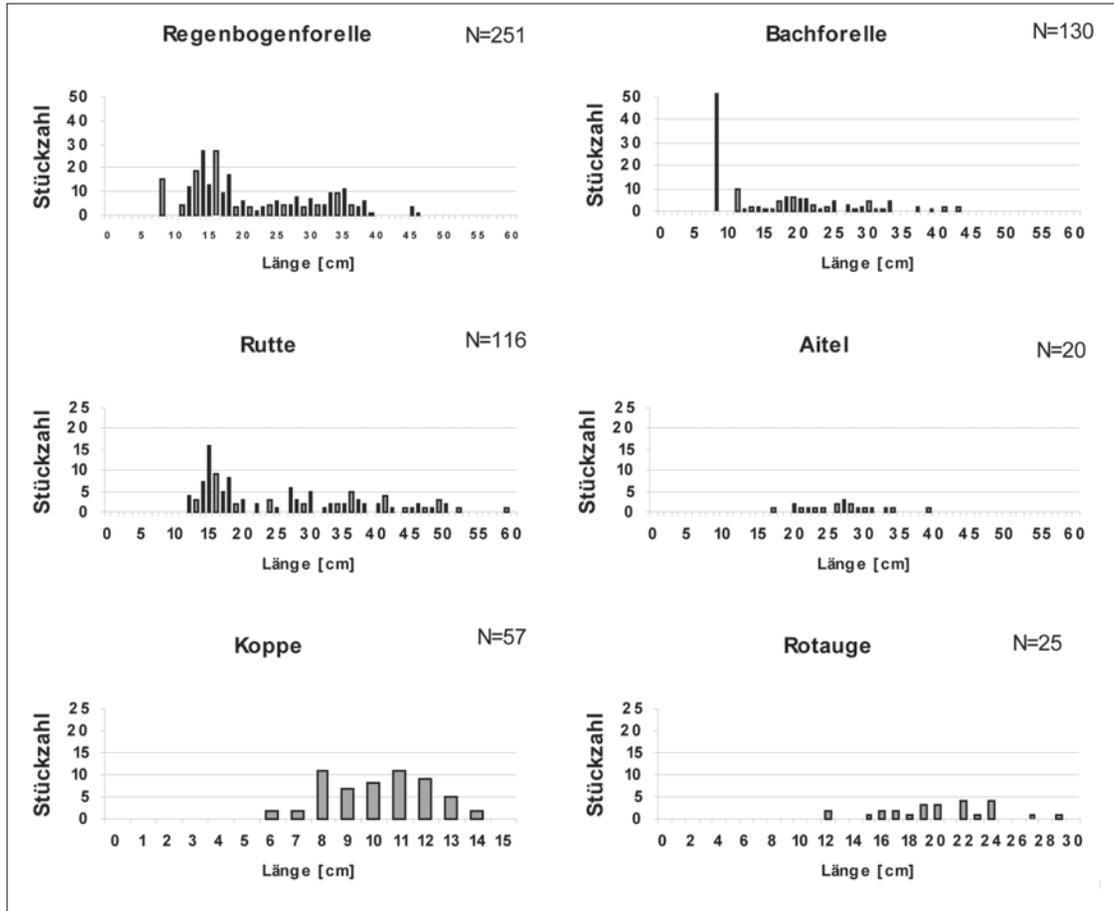


Abb. 41: LHV der häufigsten Fischarten in der Ramsach im Herbst/Winter (Befischungen Dez 1998, Jan 2000 und Nov 2000 zusammengefasst)

6.2.1.7 Saubach

Im Saubach konnten von November 1998 bis Dezember 2000 an 3 Befischungsterminen insgesamt 1.200 Fische mit einem Gesamtgewicht von rund 230 kg gefangen werden (Tab. 15). Die gefangenen Individuen gehörten 11 Fischarten an. Äsche, Bachforelle, Regenbogenforelle und Koppe sind die Hauptfischarten. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über das Vorkommen des Flussbarsches vor (Tab. 15).

Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.7) wird davon ausgegangen, dass im Saubach im Untersuchungsgebiet zeitweise bis zu 12 Fischarten vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 6 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion.

Äsche, Bachforelle, Koppe und Regenbogenforelle können auf Basis des Datenmaterials als bestandsbildend im Untersuchungsgebiet eingestuft werden. Die bestandsbildenden Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion. Allerdings fehlen bestandsbildende Mittel-Distanz-Wanderfischarten.

Im Gesamtfang dominierten Äsche und Bachforelle mit jeweils rund 40 % Anteil sowohl auf die Anzahl als auch auf das Gewicht bezogen (Abb. 42).

Es konnten 2 Kleinfischarten (Koppe und Stichling) nachgewiesen werden, wobei die Koppe recht häufig vorkam. Vom Stichling wurden nur Einzelexemplare gefangen (Tab. 15).

Die Anzahl der gefangenen Äschen ist im Untersuchungszeitraum merklich angestiegen. Das Äschengewicht ist von Oktober 1998 bis November 1999 stark angestiegen und hat dann bis Dezember 2000 wieder deutlich abgenommen. Die Gesamtanzahl der gefangenen Fische ist von Oktober 1998 bis Dezember 2000 stark, das Gesamtfanggewicht nur leicht angestiegen.

Im Saubach ist der Populationsaufbau der Hauptfischarten nur mäßig beeinträchtigt (Abb. 43). Unter Berücksichtigung der Besatzmenge weist der Populationsaufbau bei der Bachforelle auf eine deutliche Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen hin.

Saubach 1998 - 2000		Befischungsstrecke: 0,65 km		
Fischart	Stückzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aitel	2	715	0	0
Äsche	482	89.618	40	39
Bachforelle	467	93.595	39	41
Bachsaibling	3	575	0	0
Brachse	1	1.200	0	1
Hecht	3	3.442	0	2
Karause	1	315	0	0
Karpfen	5	13.386	0	6
Regenbogenforelle	236	25.637	20	11
Summe	1.200	228.483	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	4			
Stichling	1 - 2			

Tab. 15: Gesamtfangergebnis in der Basisstrecke des Saubachs

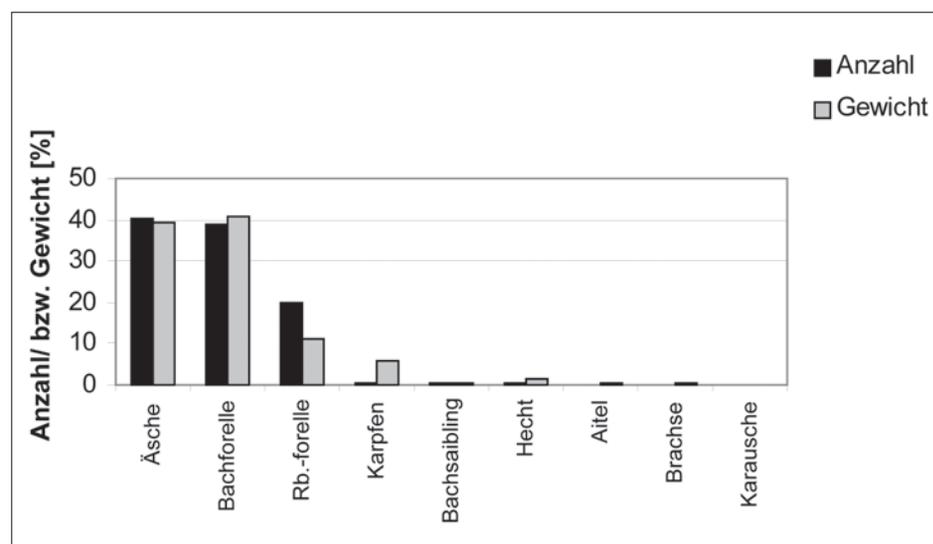


Abb. 42: Anteil der Fischarten am Fang im Saubach

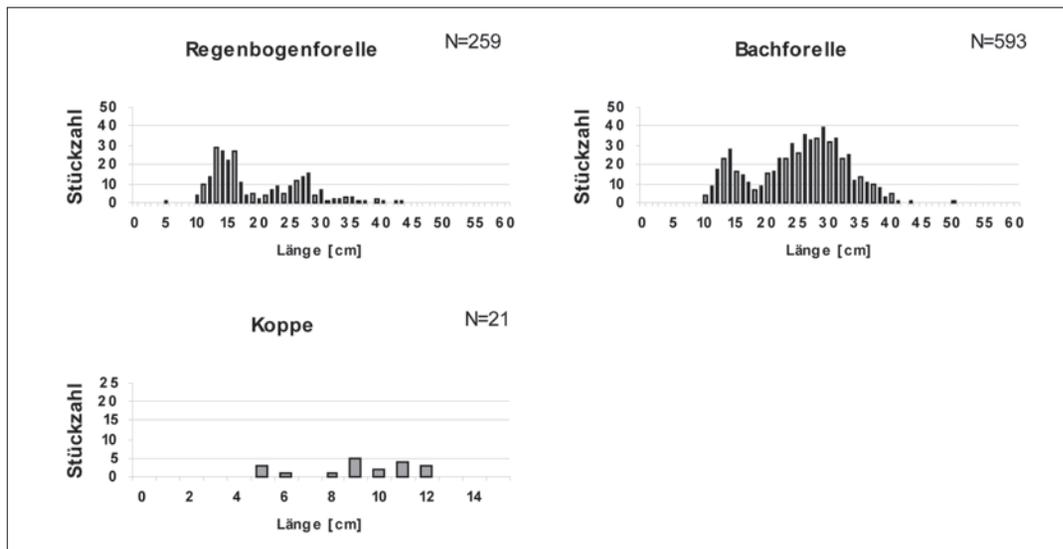


Abb. 43: LHV der häufigsten Fischarten im Saubach im Herbst/Winter (Befischungen Okt 1998, Nov 1999 und Dez 2000 zusammengefasst)

6.2.1.8 Schleiferbach

Im Schleiferbach konnten von Juni 1999 bis Dezember 2000 an 3 Befischungsterminen insgesamt 1.049 Fische mit einem Gesamtgewicht von rund 172 kg gefangen werden (Tab. 16). Die gefangenen Individuen gehörten 13 Fischarten an. Bachforelle, Äsche, Aitel und Koppe sind die Hauptfischarten. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über die Fischarten Hasel und Rutte vor.

Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.8) wird davon ausgegangen, dass im Schleiferbach im Untersuchungsgebiet zeitweise bis zu 15 Fischarten vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 10 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion.

Lediglich die Arten Aitel, Bachforelle und Koppe können auf Basis des Datenmaterials als bestandsbildend im Untersuchungsgebiet eingestuft werden. Die bestandsbildenden Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion.

Allerdings fehlen bestandsbildende Mittel-Distanz-Wanderrischarten.

Bei dem Fang dominierte die Bachforelle mit 71 % Anteil an der Gesamtanzahl und 77 % am Gesamtgewicht. Die Äsche war mit 18 % an der Gesamtanzahl und 11 % am Gesamtgewicht vertreten (Abb. 44).

Es konnten 4 Kleinfischarten (Koppe, Elritze, Schneider und Stichling) nachgewiesen werden. Die Koppe war die einzige Kleinfischart, welche häufiger gefangen wurde. Von Elritze, Schneider und Stichling wurden jeweils nur Einzel-exemplare gefangen (Tab. 16).

Der Äschenfang ist im Untersuchungszeitraum deutlich angestiegen, der Gesamtfang hat dagegen erheblich abgenommen.

Der Populationsaufbau der Hauptfischarten ist nur mäßig beeinträchtigt. Bei diesen Arten konnten wiederholt Jungfische nachgewiesen werden (Abb. 45).

Schleiferbach 1999 - 2000		Befischungsstrecke: 2,7 km		
Fischart	Stückzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aal	3	750	0	0
Aitel	84	13.748	8	8
Äsche	190	19.354	18	11
Bachforelle	743	131.874	71	77
Bachsaibling	11	2.752	1	2
Hecht	1	1.500	0	1
Karpfen	1	160	0	0
Regenbogenforelle	2	1.320	0	1
Rotauge	14	207	1	0
Summe	1.049	171.665	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	4			
Stichling	1 - 2			
Schneider	1 - 2			
Elritze	1 - 2			

Tab. 16: Gesamt-fangergebnis in der Basisstrecke des Schleiferbachs

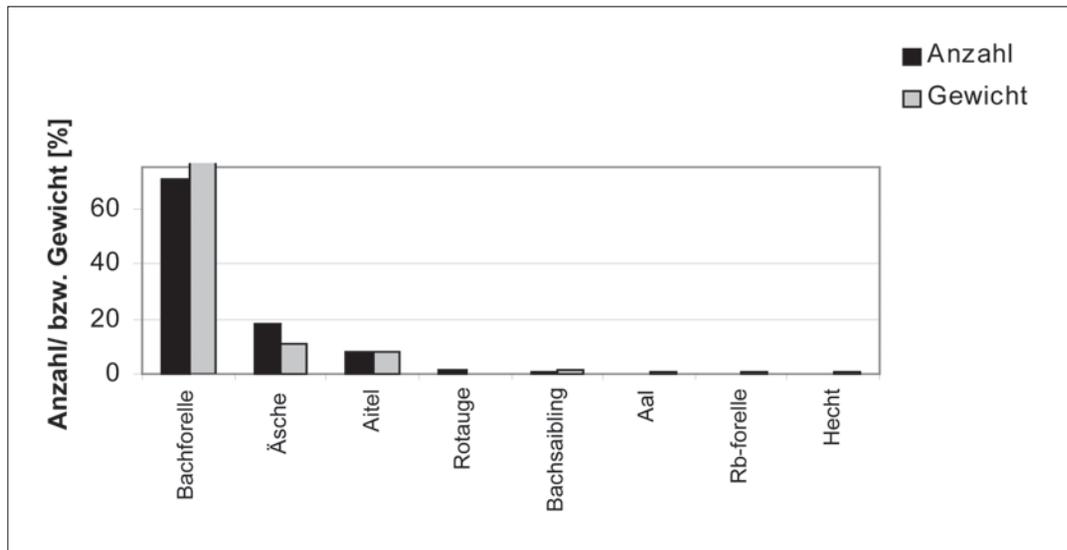


Abb. 44: Anteil der Fischarten am Fang im Schleiferbach

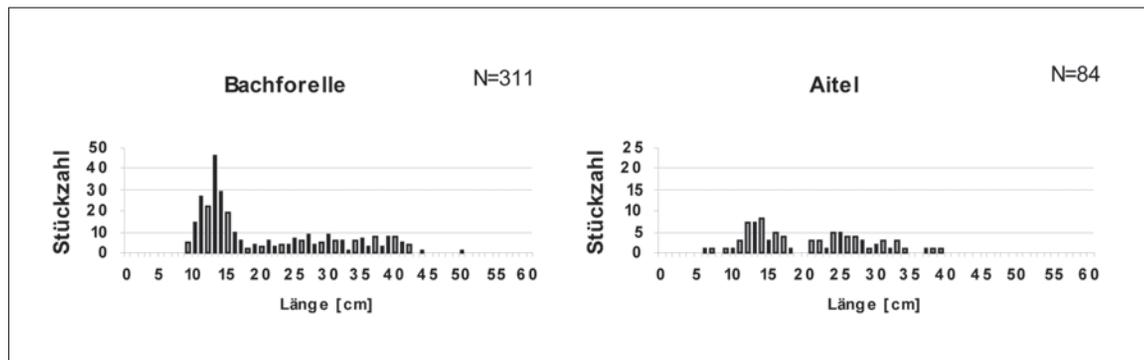


Abb. 45: LHV der häufigsten Fischarten im Schleiferbach im Herbst/Winter (Befischungen Nov 1999 und Nov /Dez 2000 zusammengefasst)

6.2.1.9 Sempt

In der Sempt konnten von Oktober 1998 bis Dezember 2000 an 3 Befischungsterminen insgesamt 781 Fische mit einem Gesamtgewicht von rund 191 kg gefangen werden (Tab. 17). Die gefangenen Individuen gehörten 8 Fischarten an. Bachforelle, Äsche, Regenbogenforelle, Koppe und Elritze sind die Hauptfischarten in der Sempt. Aus den Jahren vor 1998 liegen zusätzlich zu den in dieser Untersuchung gefangenen Arten Nachweise über die Fischarten Bachsaibling, Barbe, Flussbarsch, Schmerle und Stichling vor. Auf Basis der Literatur (Kapitel 4.9) wird davon ausgegangen, dass in der Sempt im Untersuchungsgebiet zeitweise bis zu 13 Fischarten vorkommen. Nach SCHMUTZ et al. (2000) sind nur 9 dieser Arten standorttypisch in der Äschenregion. Die Arten Äsche, Bachforelle und Koppe werden als bestandsbildend im Untersuchungsgebiet eingestuft. Die bestandsbildenden Arten sind

Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion. Allerdings fehlen bestandsbildende Mittel-Distanz-Wanderfischarten.

Im Gesamtfang dominierte die Bachforelle mit rund 70 % Anteil sowohl auf die Anzahl als auch auf das Gewicht bezogen. Die Äsche war mit 28 % an der Gesamtanzahl und mit 30 % am Gesamtgewicht vertreten (Abb. 46). Es konnten 2 Kleinfischarten (Koppe und Elritze) nachgewiesen werden, wobei die Koppe die einzige Kleinfischart war, welche häufig vorkam, die Elritze war dagegen seltener.

Sowohl der Fang von Äschen als auch der Gesamtfang ist im Untersuchungszeitraum angestiegen.

Der Populationsaufbau der Hauptfischarten in der Sempt ist mäßig beeinträchtigt (Abb. 47). Unter Berücksichtigung der Besatzmenge weist der Populationsaufbau bei der Bachforelle auf eine deutliche Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen hin.

Sempt 1998 - 2000		Befischungsstrecke: 1 km		
Fischart	Stückzahl	Gewicht [g]	Anzahl [%]	Gewicht [%]
Aitel	13	3.263	2	2
Äsche	218	57.592	28	30
Bachforelle	525	125.235	67	66
Hecht	1	360	0	0
Regenbogenforelle	23	4.556	3	2
Rotaugen	1	125	0	0
Summe	781	191.131	100	100
Kleinfischarten	Häufigkeit			
Koppe	3 - 4			
Elritze	2			

Tab. 17: Gesamtfangergebnis in der Basisstrecke der Sempt

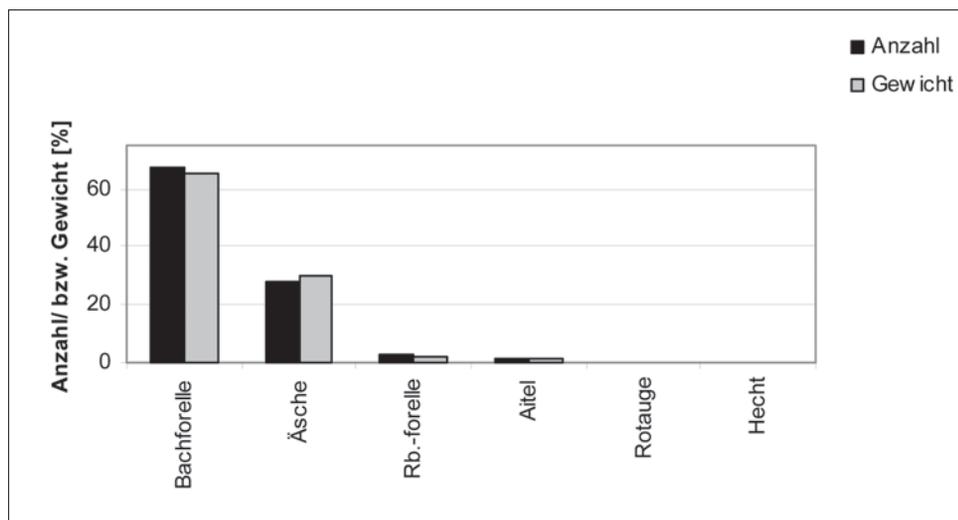


Abb. 46: Anteil der Fischarten am Fang in der Sempt

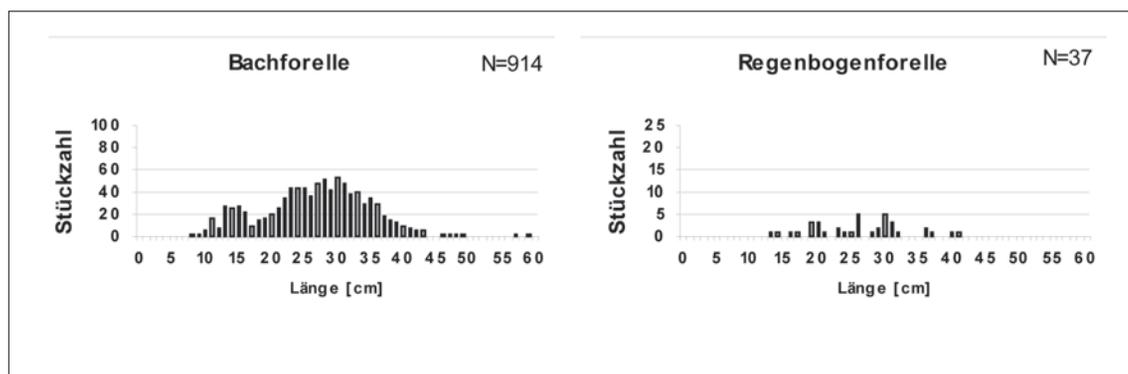


Abb. 47: LHV der häufigsten Fischarten in der Sempt im Herbst/Winter (Befischungen Okt 1998 und Nov 1999 und Dez 2000 zusammengefasst)

6.2.2 Ergebnisse der quantitativen Fischbestandsschätzung

Im Folgenden (Tab. 18) sind die Fischbestandsdichten von Individuen größer als 20 cm Körperlänge in Anzahl bzw. Gewicht pro Fläche – ermittelt nach MÜHLENBERG (1993) – für 8 der 9 Untersuchungsgewässer aufgeführt.

Im Schleiferbach und in der Loisach wurde aufgrund technischer Probleme jeweils nur eine quantitative Ermittlung der Fischbestandsdichte durchgeführt.

In der Moosach wurde aus methodischen Gründen keine quantitative Fischbestandserhebung durchgeführt.

Die Äschenbestände schwankten zwischen den Untersuchungsgewässern sehr stark. Im Winter 1998/99 lagen die höchsten Äschenbestände bezüglich Anzahl (419 Stück/ha) sowie Gewicht (94 kg/ha) in der Ramsach vor. Extrem niedrige Äschenbestände lagen in der Iller², der Loisach (7 Stück bzw. 1,6 kg/ha) sowie im Schleiferbach (21 Individuen bzw. 6,8 kg/ha) vor.

Im Winter 2000/01 lagen die höchsten Äschenbestände mit 611 Individuen pro ha in der Ramsach bzw. mit 155 kg/ha im Saubach vor. Extrem niedrige Äschenbestände lagen in der Isar, der Loisach (7 Stück bzw. 1,6 kg/ha) und der Iller (18 Stück bzw. 10 kg/ha) vor.

		Winter 1998/99				Winter 2000/01			
		Stück/ha		Gewicht/ha		Stück/ha		Gewicht/ha	
Gewässer	Fischart	N	STABW	G [kg]	STABW	N	STABW	G [kg]	STABW
Ammer	Äsche	52	10	14,4	2,8	134	9	31,0	2,0
	Rb.-forelle	61	29	36,0	17,0	44	6	23,0	3,0
Iller	Äsche	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	18	12	9,0	7,0
	Rb.-forelle	8	5	7,0	5,0	89	88	49,0	48,2
Isar	Äsche	130	30	41,0	9,0	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
	Barbe	202	49	287,0	69,0	120	35	170,0	50,0
Loisach	Äsche	nur 1 Bestandsschätzung durchgeführt				7	2	1,0	0,0
	Rutte					64	19	11,0	3,0
	Rb.-forelle					39	3	18,0	1,0
Ramsach	Äsche	419	39	93,8	9,0	611	51	77,0	6,5
	Bachforelle	71	19	19,0	9,0	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
	Rb.-forelle	85	22	30,1	8,0	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Saubach	Äsche	240	20	46,9	3,8	395	40	155,0	15,6
	Bachforelle	700	37	173,0	9,2	449	47	132,0	13,9
	Rb.-forelle	185	24	31,5	4,1	352	156	88,0	38,9
Sempt	Äsche	107	12	28,2	3,1	110	9	34,5	2,8
	Bachforelle	434	24	120,2	6,6	160	20	60,3	7,4
		Jun 99				nur 1 Bestandsschätzung durchgeführt			
Gewässer	Fischart	N	STABW	G [kg]	STABW				
Schleiferbach	Äsche	21	8	6,8	2,6				
	Bachforelle	229	24	60,1	6,4				

STABW = Standardabweichung; n.e. = nicht ermittelbar

Tab. 18: Übersicht der quantitativ ermittelten Fischbestandsdichten

² An der Iller Winter (1998/99) und an der Isar (Winter 2000/01) konnte aufgrund des geringen Wiederfanges keine Bestandsschätzung vorgenommen werden. Der geringe Wiederfang basiert neben der geringen Fangeffektivität u.a. auf der extrem niedrigen Bestandsdichte.

6.2.3 Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer anhand der Fischbiozönosen

Fischbiozönosen spiegeln den ökologischen Zustand von Fließgewässern relativ gut wider (SCHMUTZ et al. 2000). Sind die Fischbiozönosen und damit auch der ökologische Zustand der Gewässer gegenüber dem Leitbild verändert, können die dafür verantwortlichen Faktoren auch den Erfolg von Besatzmaßnahmen beeinflussen.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde ein Bewertungssystem anhand der Fischbiozönosen für die Beurteilung des ökologischen Zustands ausgearbeitet (Tab. 19). Das zugrunde gelegte 5-stufige Bewertungsschema von SCHMUTZ et al. (2000) wurde im Rahmen der WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) entwickelt.

Fischbiozönosen lassen sich nach SCHMUTZ et al. (2000) durch folgende 6 Kriterien charakterisieren:

- Artenspektrum
- Anzahl der bestandsbildenden Fischarten
- Ökologische Gilden der bestandsbildenden Arten
- Biomasse der Fischpopulation
- Dominanzverhältnisse der Fischfauna
- Populationsaufbau der Hauptfischarten³

Wegen der besonderen Bedeutung der Äsche in dieser Arbeit und aufgrund der Konstellation, dass die Äsche in der Äschenregion die Leitfischart darstellt, wurde anstatt des Kriteriums »Fischbiomasse der gesamten Fischpopulation« die Biomasse der Äschenpopulation herangezogen.

Defizite gegenüber einem Leitbild lassen je nach Kriterium Rückschlüsse auf die Wirkungsdauer negativer Einflussfaktoren zu. Wenn z. B. das Fischartenspektrum oder die Anzahl der bestandsbildenden Arten deutliche Lücken aufweisen, deutet dies auf langfristig vorhandene Lebensraumdefizite hin. Finden sich hingegen Störungen beim Populationsaufbau oder bei den Dominanzverhältnissen, kann eher auf mittel- bis kurzfristig wirkende Störungseinflüsse geschlossen werden. Anhand der Kriterien »Biomasse der Äschenpopulation«, »Dominanzverhältnisse« und »Populationsaufbau der Hauptfischarten«, lässt sich abschätzen, ob auf die Besatzäschchen ein erhöhter Konkurrenz- bzw. Räuberdruck zu erwarten ist.

Einen guten ökologischen Zustand weisen nur jene Gewässer auf, deren Zusammensetzung, Struktur und Funktion nicht stark durch den Menschen verändert wurde und in denen das ökologische Gleichgewicht nicht durch anthropogen verursachte Konkurrenz oder Prädation gestört ist. Ein gestörter ökologischer Zustand äußert sich in quantitativen und qualitativen Veränderungen der Fischbiozönosen. Dies kann bis zum Ausfall autochthoner Arten oder zum Auftreten gänzlich neuer Arten führen.

Wenn im Fließgewässer infolge anthropogener Veränderung natürliche Habitats nur noch in verminderter Qualität vorhanden sind, sogar fehlen oder diese Habitats aufgrund von Wanderungshindernissen räumlich und funktional nicht mehr miteinander in Verbindung stehen, führt dies auch zu einer Veränderung der zugehörigen Fischbiozönosen. Ein starkes Defizit an Laichplätzen und Jungfischhabitats führt in der Regel zur Überalterung der davon betroffenen Fisch-

Status: →		1	2	3	4	5
Kriterien: ↓		sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
1	Artenspektrum im Vergleich zur in der Äschenregion standorttypischen Fischarten	Keine oder fast keine Arten fehlen	Einige Arten fehlen	Mehrere Arten fehlen	Viele Arten fehlen	Die meisten Arten fehlen
2	Anzahl bestandsbildende Fischarten	Mehr als 10	6 - 10	4 - 6	2 - 4	Weniger als 2
3	Anzahl ökologische Gilden (bestandsbildende Arten)	Keine oder fast keine Veränderung	Geringfügige Veränderung	Wesentliche Veränderung	Starke Veränderung	Sehr starke Veränderung
4	Biomasse der Äschenpopulation	Mehr als 110 kg/ha	110 - 90 kg/ha	89 - 60 kg/ha	59 - 30 kg/ha	Weniger als 30 kg/ha
5	Dominanzverhältnis der Fischfauna	Keine oder fast keine Veränderung	Geringfügige Veränderung	Wesentliche Veränderung	Starke Veränderung	Sehr starke Veränderung
6	Populationsaufbau	Bei < 10 % der Hauptfischarten gestört	Bei 10 - 20 % der Hauptfischarten gestört	Bei 20 - 40 % der Hauptfischarten gestört	Bei 40 - 80 % der Hauptfischarten gestört	Bei > 80 % der Hauptfischarten gestört

Tab. 19: Fünfstufiges Bewertungsschema für den ökologischen Zustand des Untersuchungsgebietes

3 **Hauptfischarten:** Fischarten, bei denen der Anteil am Gesamtfang (bezüglich Anzahl und/oder Gewicht) > 5 % beträgt + Kleinfischarten ab einer Häufigkeit ≥ 2

population. Eine Rhitralisierung durch Begradigung kann hingegen zu einer Zunahme von rhitralen Arten und eine aufstaubedingte Potamalisierung zu einer Abnahme dieser Arten führen. Auch Besatzmaßnahmen können die Dominanzverhältnisse in der Fischfauna verändern.

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit vorgenommenen Bewertungen beziehen sich lediglich auf die jeweiligen Gewässeruntersuchungsabschnitte, in denen die Fischbestandsaufnahmen durchgeführt wurden.

6.2.3.1 Erläuterung der Bewertungskriterien

6.2.3.1.1 Artenspektrum

Über das historische Fischartenspektrum der untersuchten Gewässerabschnitte liegen nur sehr lückenhafte Angaben vor. Natürliche unterschiedliche Fischartenvorkommen, die aufgrund der Verschiedenartigkeit der Untersuchungsgewässer (wie z. B. Größe der Einzugsgebiete, Nähe zu den Alpen, Vernetzung mit großen Flüssen bzw. Seen) schon im Urzustand vorherrschten, können daher nicht als Datengrundlage herangezogen werden. Für die Bewertung des Fischartenspektrums werden daher die von SCHMUTZ et al. (2000) als standorttypisch in der Äschenregion bezeichneten Fischarten herangezogen.

Nicht-einheimische Arten oder standortfremde Spezies werden für das Kriterium »Fischartenspektrum« nicht herangezogen. Das Bewertungskriterium schließt Ersatzfischartengemeinschaften, die sich infolge geänderter Umweltbedingungen einstellen, aus. Aus methodischen Gründen können selbst bei wiederholten Befischungen unter Umständen nicht alle Fischarten nachgewiesen werden, da einzelne Arten entweder nur zeitweise in den Untersuchungsabschnitten oder dort nur in extrem geringen Dichten vorkommen. Aus diesem Grund wurden zu den Befischungsergebnissen dieser Untersuchung noch weitere vorhandene Daten über die betreffenden Fischbestände herangezogen. Als im Gewässer vorkommend werden Arten gewertet, welche in den Fanglisten der Fischereiberechtigten, in fischereibiologischen Erhebungen von 1980 bis 1999 sowie bei Elektrobefischungen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen wurden.

Die Anzahl der im Gewässer nachgewiesenen Fischarten wird mit den folgenden 18 von SCHMUTZ et al. (2000) als standorttypisch in der Äschenregion bezeichneten Fischarten verglichen und bewertet:

Aitel, Äsche, Bachforelle, Barbe, Brachse, Elritze, Gründling, Hasel, Hecht, Huchen, Koppe, Laube, Nase, Rotaugen, Rutte, Schmerle, Schneider, Streber.

Weitere von SCHMUTZ et al. (2000) als standorttypisch in der Äschenregion bezeichnete Fischarten wie Aal, Semling (*Barbus peloponnesius*) und Strömer (*Leuciscus souffia*

agassizi) werden bei der Bewertung nicht als potenziell natürliche Fischarten der Äschenregion in Südbayern herangezogen, da diese Arten entweder allochton sind oder es keine Hinweise für ein natürliches Vorkommen in der südbayerischen Äschenregion gibt.

6.2.3.1.2 Anzahl bestandsbildender Arten

Fischarten, werden als bestandsbildend bezeichnet (SCHMUTZ et al. 2000), wenn sie nachfolgend aufgeführte Kriterien erfüllen:

- Regelmäßige Reproduktion
- Jungfischauftreten in einer zur Sicherung einer Mindestpopulationsgröße ausreichender Menge
- ausreichende Anzahl an Adulttieren, die nicht aus dem Besatz stammen

Bei der Beurteilung, ob Fischarten bestandsbildend sind oder nicht, wurden alle im Rahmen dieser Untersuchung erhobenen Daten unter Berücksichtigung der Befischungsintensität (Streckenlänge, Anzahl Befischungen und Gerätestärke) sowie der Größen- und Artenselektivität der Fangmethode herangezogen.

Die Anzahl der in den jeweiligen Untersuchungsabschnitten der Gewässer nachgewiesenen bestandsbildenden Arten wird mit der des Leitbilds verglichen und bewertet.

6.2.3.1.3 Ökologische Gilden der bestandsbildenden Arten

Fischarten lassen sich nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) bezüglich Temperaturpräferenz, Migrations-Typ, Rheophilie und Laichsubstrat in ökologische Gilden einteilen. Bei der Bewertung werden nur bestandsbildende Arten herangezogen. Als Maßstab für die Bewertung gelten die typischen Gilden im Hyporhital.

Im Hyporhital gehören zu den natürlicherweise bestandsbildenden Arten im Wesentlichen folgende ökologischen Gilden:

- Temperaturpräferenz: oligo-stenotherme (obligatorische) Kaltwasserfischarten
- Migrations-Typ: Kurz-Strecken-Wanderer und Mittel-Distanz-Wanderer
- Rheophilie: rheophile (strömungsliebende) Arten
- Laichsubstrat: litophile und psammophile Arten (Sand- und Kieslaicher)

Wenn die bestandsbildenden Fischarten nicht den genannten ökologischen Gilden zugeordnet werden können oder wenn diese Arten anderen ökologischen Gilden angehören, so deutet dies eine Veränderung der Lebensraumverhältnisse gegenüber dem Leitbild an. Wenn die Anzahl an bestandsbil-

denden Arten geringer als 3 ist, wird auch das Bewertungskriterium »Anzahl ökologische Gilden« bestenfalls als mäßig beurteilt. Wenn eine typische Gilde nur durch max. 1 bestandsbildende Art repräsentiert wird, gilt die Situation der ökologischen Gilden als unbefriedigend.

6.2.3.1.4 Biomasse der Äschenpopulation

Als Leitbild für die Biomasse der Äschenpopulation im Hyporhithral werden natürliche Gewässerabschnitte herangezogen. In naturnahen typischen Äschengewässern kommen Äschenbestände mit über 150 kg/ ha vor (Kapitel 3.5).

6.2.3.1.5 Dominanzverhältnisse der Fischfauna

In der unbeeinflussten Äschenregion ist die Äsche als Leitfisch natürlicherweise dominant. Hinter der Äsche folgen entweder Nasen und/oder Bachforellen und sonstige typische rheophile Fischarten der Region. Für die Bewertung werden die Anteile der Fischarten am Fang herangezogen, da sie die Dominanzverhältnisse in etwa repräsentieren.

Wenn die Population der Hauptfischarten im Fang wesentlich auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen ist, wird die Dominanzsituation als wesentlich verändert klassifiziert. Wenn weder Äschen, Nasen noch Bachforellen dominant sind, wird die Dominanzsituation als stark verändert bezeichnet. Wenn für die Äschenregion untypische Fischarten dominant sind, wird die Situation als sehr stark verändert bezeichnet.

6.2.3.1.6 Populationsstruktur der Hauptfischarten

Die Populationsstruktur gibt Aufschluss über den Altersaufbau der Population. Der Altersaufbau ist art- und standortspezifisch und unterliegt zeitlichen Schwankungen. Der Anteil adulter Individuen spiegelt das Reproduktionspotenzial wider. Der Anteil juveniler Individuen wiederum zeigt, inwieweit erfolgreiche Reproduktion stattfindet. Das Verhältnis von Adulten, Subadulten und Juvenilen verdeutlicht, ob die Ansprüche dieser Stadien grundsätzlich im Lebensraum abgedeckt sind oder ob bei gewissen Stadien Defizite bestehen. Es wird hierbei insbesondere berücksichtigt, dass Jungfische methodisch bedingt bei den Fängen unterrepräsentiert sind. Wenn der Altersklassenaufbau einer Art wesentlich durch Besatzmaßnahmen gekennzeichnet ist, mehrere Jahrgänge fehlen oder sehr gering ausgeprägt sind, gilt der Populationsaufbau als gestört.

6.2.3.2 Leitbild

Das Leitbild typischer Gewässer der Äschenregion im kalkalpinen Einzugsgebiet in Bayern wird wie folgt charakterisiert:

- Die potenzielle natürliche Fischfauna besteht aus bis zu 18 Fischarten, welche zumindest zeitweise die Äschenregion als Habitat nutzen.

- Die Anzahl der bestandsbildenden Arten in der Äschenregion kann mit bis zu 15 Arten angegeben werden.
- Die bestandsbildenden Arten in der Äschenregion sind in der Regel obligatorische Kaltwasserfischarten. Sie gehören zu den Kurz-Strecken- und Mittel-Distanz-Wanderfischarten. In der Regel sind sie strömungsliebend und bevorzugen als Laichsubstrat Kies und/ oder Sand.
- Die Äschenbiomasse liegt natürlicherweise bei durchschnittlich ca. 150 kg / ha.
- Die Äsche ist als Leitfisch natürlicherweise dominant. Nach der Äsche folgen entweder Nasen und/oder Bachforellen und sonstige typische rheophile Fischarten der Region.
- Der Populationsaufbau der dominierenden Fischarten weist normalerweise alle entsprechenden Jahrgänge auf. Die Anzahl der Fische pro Jahrgang nimmt von den jüngeren bis zu den älteren Jahrgängen natürlicherweise ab.

6.2.3.3 Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer anhand der Fischbiozöosen

Der ökologische Zustand der Gewässer wurde anhand der festgelegten Kriterien zur Fischbiozönose bewertet. Er ist in den Untersuchungsgewässern mehr oder weniger stark beeinträchtigt (Tab. 20).

(1) Artenspektrum

Lediglich in der Isar entspricht das vorgefundene Fischartenspektrum weitestgehend dem Leitbild. Das Fischartenspektrum der Isar wird daher als sehr gut bewertet. In der Moosach wird das Fischartenspektrum immer noch mit gut beurteilt. Das Fischartenspektrum der Gewässer Ammer, Iller, Ramsach und Schleiferbach wird als unbefriedigend eingeschätzt. In der Loisach, dem Saubach und der Sempt wird die Situation des Fischartenspektrums als schlecht eingestuft.

(2) Bestandsbildende Fischarten

Nur in der Ammer und der Ramsach wird die Anzahl der bestandsbildenden Fischarten als immerhin noch mäßig bewertet. In der Isar, der Loisach, der Moosach, dem Saubach, dem Schleiferbach und der Sempt wird die Situation als unbefriedigend und in der Iller als schlecht beurteilt.

(3) Ökologische Gilden der bestandsbildenden Arten

Die Situation der ökologischen Gilden kann in allen Gewässern als unbefriedigend eingestuft werden. Entweder ist die Anzahl an bestandsbildenden Fischarten, die die ökologischen Gilden repräsentieren, sehr gering und/oder es fehlen einzelne typische Gilden der Äschenregion.

(4) Biomasse der Äschenpopulation

Lediglich im Saubach kann die Äschenbestandsdichte als gut bezeichnet werden. In der Ramsach ist die Bestandsdichte immerhin noch mäßig, wohingegen sie in den anderen Gewässern als unbefriedigend bis schlecht bewertet werden muss.

(5) Dominanzverhältnisse in der Fischfauna

In der Isar und der Ramsach werden die Dominanzverhältnisse in der Fischfauna im Vergleich zum Leitbild immer noch als mäßig eingeschätzt. In allen anderen Gewässern werden

die Dominanzverhältnisse als unbefriedigend eingestuft. Das bedeutet, dass in keinem Gewässer die Dominanzverhältnisse dem Leitbild entsprechen.

(6) Populationsaufbau der Hauptfischarten

Der Populationsaufbau der Hauptfischarten kann in der Loisach, der Moosach, der Ramsach, dem Saubach und der Sempt noch als mäßig eingestuft werden. In der Ammer, der Isar und dem Schleiferbach ist die Situation des Populationsaufbaus der Hauptfischarten als unbefriedigend und in der Iller als schlecht zu bewerten.

		Ammer	Iller	Isar	Loisach	Moosach	Ramsach	Saubach	Schleiferbach	Sempt	
1	Artenspektrum <small>im Vergleich zu in der Äschenregion standorttypischen Fischarten</small>	4	4	1	5	2	4	5	4	5	
2	Anzahl bestandsbildende Fischarten	3	5	4	4	4	3	4	4	4	
3	Anzahl ökologische Gilden <small>(bestandsbildende Arten)</small>	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
4	Biomasse der Äschenpopulation	5	5	5	5	5	3	2	5	4	
5	Dominanzverhältnisse der Fischfauna	4	4	3	4	4	3	4	4	4	
6	Populationsaufbau <small>(Hauptfischarten)</small>	4	5	4	3	3	3	3	4	3	
		Bewertung									
		1	sehr gut								
		2	gut								
		3	mäßig								
		4	unbefriedigend								
		5	schlecht								
		Hauptfischarten = Fischarten bei denen der Anteil am Gesamtfang (bezüglich Anzahl und/oder Gewicht) $\geq 5\%$ beträgt sowie Kleinfischarten ab einer Häufigkeit von 2									

Tab. 20: Übersicht Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer anhand der Fischbiozöosen

6.3 Standortveränderungen von Äschen

6.3.1 Mittelfristige Ortsveränderungen von markierten Fischen

Mit Hilfe von Elektrofischerei und Angelfischerei kann der momentane Standort von Fischen bestimmt werden. Über Gruppen- oder individuelle Markierungen lässt sich feststellen, ob innerhalb eines gewissen Zeitraums Standortveränderungen in Richtung stromauf oder stromab stattgefunden haben. Da es sich bei der Standortbestimmung um reine Momentaufnahmen handelt, können methodisch bedingt keine Angaben über die in diesem Zeitintervall zurückgelegten Maximaldistanzen sowie über Wandergeschwindigkeiten gemacht werden.

Besatzfische wurden in der Regel gruppenweise markiert, während Wildäschen (nur Ammer und Ramsach) ausschließlich individuell markiert wurden. Folglich ließen sich bei den Wildäschen wesentlich präzisere Daten zur Standortveränderung erheben als bei den Besatzäschen. Die Ergebnisse beider Gruppen sind deshalb nur bedingt vergleichbar. Die methodisch feststellbaren Wanderbewegungen der Besatzäschen sind von den Befischungsgrenzen, Besatzorten und eventuellen Wanderungshindernissen im Untersuchungsgebiet abhängig. Im Fall von Wanderungshindernissen unmittelbar in der Nähe der Besatzstelle ist nur eine eingeschränkte Wanderung möglich. Bewegungen von Individuen, die lediglich innerhalb einzelner Beprobungsstrecken stattfanden, ließen sich bedingt durch die Methodik nicht erfassen. Erst Bewegungen von einer Distanz von mehr als 500 m stromauf oder stromab wurden zuverlässig registriert. Mit Hilfe der angewandten Methode lässt sich keine Aussage über die Gesamtverteilung der besetzten Fische machen. Es konnten folglich lediglich Standorte von Fischen registriert werden, die nicht über die Grenzen des Untersuchungsgebietes gewandert waren.

In den folgenden Kapiteln werden für alle Untersuchungs-gewässer mit Ausnahme der Moosach Angaben zu den nachgewiesenen Ortsveränderungen der Besatzäschen sowie bei der Ammer und Ramsach auch für die der Wildäschen⁴ gemacht.

6.3.1.1 Ammer

6.3.1.1.1 Besatzäschen

In der Ammer wurden im Untersuchungszeitraum 1.044 Ortsbewegungen von Besatzäschen registriert. Rund 32 % der gefangenen Besatzäschen wurden im Bereich (+/- 500 m) der Stelle nachgewiesen, an der sie ausgesetzt wurden. Etwa

35 % wurden mindestens 500 m oberhalb der Besatzstelle nachgewiesen. Die größte nach stromaufwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 2,6 km. Mindestens 500 m unterhalb der Besatzstelle wurden 34 % der gefangenen Besatzäschen nachgewiesen. Ca. 10 % der gefangenen Äschen waren zwischen 4 km bis 8 km stromab gewandert. Die größte nach stromabwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 13,6 km.

6.3.1.1.2 Wildäschen

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 94 mit VI-Tags individuell markierte Wildäschen gefangen. Es wurden dabei 125 Ortsbewegungen ermittelt, wobei zwischen den Wiederfängen mindestens ein Monat lag. 68 % der gefangenen Äschen wurden im Bereich (+/- 500 m) der Stelle wieder gefangen, an der sie sich bei ihrem letzten Fang aufhielten. 19 % wurden mindestens 500 m oberhalb der Stelle wieder gefangen, an der sie sich bei ihrem letzten Fang aufhielten. Die größte nach stromaufwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 4,5 km. Mindestens 500 m unterhalb der Stelle, an der sie sich bei ihrem letzten Fang aufhielten, wurden 13 % der Äschen wieder gefangen. Die größte nach stromabwärts gewanderte Distanz betrug 5,3 km.

Im November 2000 wurden darüber hinaus 21 individuell markierte Äschen innerhalb einer Woche mittels Elektrofischerei wieder gefangen. Bei lediglich 2 Individuen konnten Ortsbewegungen festgestellt werden. Die übrigen Äschen wurden alle im selben Abschnitt wie bei der ersten Befischung wieder gefangen, d. h. 95 % der Standortveränderungen waren geringer als +/- 500 m vom letzten Fangort.

9 Äschen wurden im Untersuchungszeitraum mindestens 5-mal wiederholt gefangen. Bei 2 dieser 9 Äschen – welche in Zeitintervallen von 3 bis 145 Tagen mehrfach gefangen wurden – konnten keine Wanderbewegungen festgestellt werden. Bei 6 Äschen, welche zwischen 3 und 450 Tagen mehrmals gefangen wurden, konnten sowohl stromauf- als auch stromabgerichtete Wanderbewegungen von bis zu 1,7 km festgestellt werden. Es ist zu erkennen, dass Wanderbewegungen in die eine Richtung in der Regel mit Wanderungen in entgegengesetzter Richtung kompensiert wurden.

6.3.1.2 Iller

In der Iller wurden im Untersuchungszeitraum 19 Ortsbewegungen von Besatzäschen registriert. 74 % der gefangenen Besatzäschen wurden im Bereich (+/- 500 m) der Stelle nachgewiesen, an der sie ausgesetzt wurden. Da die Besatzstellen unterhalb von 2 Wanderungshindernissen lagen, konnte bei den Äschen keine Stromaufwärtsbewegung nachgewiesen

⁴ Wildäschen = Äschen, welche nicht aus dem Besatz dieser Untersuchung stammen. Es ist denkbar, dass diese Fische zum Teil aus früheren Besatzmaßnahmen stammen

werden. Mindestens 500 m unterhalb der Besatzstellen wurden 26 % der gefangenen Äschen nachgewiesen. Die größte nach stromabwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug knapp 9,7 km.

6.3.1.3 Isar

In der Isar wurden im Untersuchungszeitraum 12 Ortsbewegungen von Besatzäschen registriert. 50 % der gefangenen Besatzäschen wurden im Bereich (+/-500 m) der Stelle nachgewiesen, an der sie ausgesetzt wurden. Mindestens 500 m oberhalb der Besatzstelle wurden 33 % nachgewiesen. Die größte nach stromaufwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 1,8 km. Mindestens 500 m unterhalb der Besatzstelle wurden ca. 17 % der gefangenen Besatzäschen nachgewiesen. Die größte nach stromabwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 6,7 km.

6.3.1.4 Loisach

In der Loisach wurden im Untersuchungszeitraum 222 Ortsbewegungen von Besatzäschen registriert. Rund 22 % der gefangenen Besatzäschen wurden im Bereich (+/- 500 m) der Stelle nachgewiesen, an der sie ausgesetzt wurden. Aufwärtswanderungen waren 1999 und 2000 nicht feststellbar, da die Besatzstelle in diesen Jahren in unmittelbarer Nähe der oberen Befischungsgrenze lag. Es wurde jedoch eine Äsche gefangen, welche aus dem Besatz 1998 2,9 km die Loisach stromauf gewandert war. Mindestens 500 m unterhalb der Besatzstelle wurden 78 % der gefangenen Besatzäschen nachgewiesen. Die größte nach stromabwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 4,9 km. Von den in der Loisach besetzten Äschen wurden 39 in der Ramsach wieder gefangen (s.u.).

6.3.1.5 Ramsach

6.3.1.5.1 Besatzäschen

In der Ramsach wurden im Untersuchungszeitraum 444 Ortsbewegungen von Besatzäschen registriert. Rund 86 % der gefangenen Besatzäschen wurden im Bereich (+/- 500 m) der Stelle nachgewiesen, an der sie ausgesetzt wurden. Weniger als 1 % wurde mindestens 500 m oberhalb der Besatzstelle nachgewiesen. Die größte nach stromaufwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 11 km. Mindestens 500 m unterhalb der Besatzstelle wurden rund 14 % der gefangenen Besatzäschen nachgewiesen. Die größte nach stromabwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 11,8 km.

Von den in der Loisach besetzten Äschen wurden 39 in der Ramsach wieder gefangen, das heißt, sie sind in der Loisach 3,7 km stromab und dann in die Ramsach (in den Mündungsbereich bis unterhalb der Mühle in Mühlhagen) gewandert.

6.3.1.5.2 Wildäschen

Es wurden im Untersuchungszeitraum 31 Ortsbewegungen von Wildäschen registriert. 68 % der gefangenen Äschen wurden im Bereich (+/- 500 m) der Stelle wieder gefangen, an der sie sich bei ihrem letzten Fang aufhielten.

Nur 3 % wurden mindestens 500 m oberhalb der Stelle wieder gefangen, an der sie sich bei ihrem letzten Fang aufhielten. Die größte nach stromaufwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 3 km. Mindestens 500 m unterhalb der Stelle, an der sie sich bei ihrem letzten Fang aufhielten, wurden knapp 30 % der Äschen wieder gefangen. Die größte nach stromabwärts gewanderte Distanz betrug 0,7 km.

6.3.1.6 Saubach

Im Saubach sind im Untersuchungszeitraum bei den Elektrofischungen lediglich 39 markierte Besatzäschen gefangen worden. Aufgrund der geringen Länge der Befischungstrecke ist methodisch bedingt keine Angabe über die Ortsbewegungen der Äschen möglich.

6.3.1.7 Schleiferbach

Im Schleiferbach wurden im Untersuchungszeitraum 148 Ortsbewegungen von Besatzäschen registriert. Es konnte keine stromaufwärts gerichtete Wanderung erfasst werden, da die Besatzstelle in der Nähe der oberen Fischereirechtsgrenze lag. Über die Hälfte der gefangenen Besatzäschen wurde im Bereich (+/- 500 m) der Stelle nachgewiesen, an der sie ausgesetzt wurden. Etwas weniger als die Hälfte der Äschen wurde mindestens 500 m unterhalb der Besatzstelle wieder gefangen. Ca. 10 % der gefangenen Besatzäschen waren zwischen 1 bis 2 km stromab gewandert. Die größte nach stromabwärts gewanderte nachgewiesene Distanz betrug 2,5 km.

6.3.1.8 Sempt

In der Sempt sind im Untersuchungszeitraum nur 11 markierte Besatzäschen gefangen worden. Aufgrund der geringen Länge der Befischungstrecke ist methodisch bedingt keine Angabe über die Standortveränderungen der Äschen möglich.

6.3.2 Abwanderung frisch besetzter Äschen

Stromabwärts gerichtete Wanderbewegungen frisch besetzter Äschen lassen sich durch Reusen- bzw. Hamenbefischungen zuverlässig erfassen. Hierbei können jeweils quantitativ die stromabwärts gerichteten Bewegungen der Besatzäschen vom Besatzort bis zur Fangeinrichtung aufgenommen sowie Aussagen zur Wandergeschwindigkeit gemacht werden. Die Abwanderung frisch besetzter Äschen wurde in aus-

gewählten Gewässern mittels Reusen- und/oder Hamenbefischungen nachgewiesen. Die Ergebnisse werden für jedes Gewässer dargestellt.

6.3.2.1 Ammer

Bei der 16-tägigen Reusenbefischung (Tab. 6) direkt nach einer durchgeführten Besatzmaßnahme im Sommer 1999 wurde keine Äsche gefangen. Bei der 24-stündigen Hamenbefischung direkt nach einer durchgeführten Besatzmaßnahme im Sommer 2000 wurde lediglich eine tote Besatzäsche gefangen, welche unmittelbar vorher ca. 1 km oberhalb besetzt wurde.

6.3.2.2 Moosach

Bei den 46- bzw. 48-stündigen Hamenbefischungen im Mai und November 2000 sowie im Juni 2001 (Tab. 6) unmittelbar nach den durchgeführten Besatzmaßnahmen wurden Wandergeschwindigkeiten der frisch besetzten Äschen von maximal 0,4 m/s und minimal 0,03 m/s nachgewiesen.

Frühjahr 2000

Es wurden 906 einsömmerige Äschen (98 % der besetzten Gruppe), welche ca. 3 km oberhalb der Reuse besetzt wurden, und 543 einsömmerige Äschen (54 % der besetzten Gruppe), welche 5 km oberhalb besetzt wurden, gefangen.

Die ersten Fische wurden bereits 2 Stunden nach der Besatzmaßnahme gefangen. Bis zum Ende der Befischung haben die Fänge stark abgenommen. Die Hauptfänge wurden in den Nachtstunden erzielt. Die weiter stromauf besetzten Fische wurden deutlich später gefangen als die weiter stromab besetzten.

Herbst 2000

Es wurden 278 einsömmerige (28 % der besetzten Gruppe) und 29 zweisömmerige Äschen (29 % der besetzten Gruppe), welche ca. 3 km oberhalb der Reuse besetzt wurden, und 77 einsömmerige Äschen (8 % der besetzten Gruppe) und 15 zweisömmerige Äschen (15 % der besetzten Gruppe), welche 5 km oberhalb besetzt wurden, gefangen.

Die ersten Fische wurden bereits 3 Stunden nach der Besatzmaßnahme gefangen. Bis zum Ende der Befischung haben die Fänge abgenommen. Die Hauptfänge wurden in den Nachtstunden erzielt. Die weiter stromauf besetzten Fische wurden deutlich zeitlich verzögert festgestellt.

Frühjahr 2001

Es wurden 421 einsömmerige Äschen (42 % der besetzten Gruppe), welche ca. 3 km oberhalb der Reuse besetzt wurden, gefangen. Darüber hinaus wurden 269 einsömmerige Äschen (27 % der besetzten Gruppe), welche 5 km oberhalb der Reuse besetzt wurden, gefangen.

Von den zweisömmerigen wurden von der 3 km entfernten Besatzstelle nur 2 Stück (4 % der besetzten Gruppe) und von der weiter oben gelegenen Besatzstelle keine Äsche gefangen. Die ersten Fische wurden bereits 4 Stunden nach der Besatzmaßnahme registriert. Bis zum Ende der Befischung haben die Fänge stark abgenommen. Die Hauptfänge wurden in den Nachtstunden erzielt. Die weiter stromauf besetzten Fische wurden deutlich später gefangen als die weiter stromab besetzten.

6.3.2.3 Ramsach

Bei der Reusenbefischung (Tab. 6) im Herbst 2000 und im Frühjahr 2001 nach unmittelbar vorher durchgeführten Besatzmaßnahmen wurden Wandergeschwindigkeiten der frisch besetzten Äschen zwischen 0,01 und 0,04 m/s festgestellt.

Herbst 2000

Es wurden 186 einsömmerige Äschen, welche ca. 1,1 km oberhalb der Reuse besetzt wurden, gefangen. Dies entspricht knapp 20 % der entsprechenden Gruppe. Darüber hinaus wurden 97 einsömmerige Äschen, welche 7,6 km oberhalb besetzt wurden, gefangen. Dies entspricht 5 % der entsprechenden Gruppe. Von den 7,6 km oberhalb der Reuse besetzten zweisömmerigen Äschen wurde lediglich eine markierte frisch besetzte Äsche gefangen. Dies entspricht nur 0,05 % der besetzten Gruppe.

Die ersten Fische wurden ca. 12 Stunden nach der Besatzmaßnahme (1,1 km unterhalb der Besatzstelle) gefangen. Die Hauptfänge wurden in den frühen Morgenstunden erzielt.

Die Fängigkeit der Reuse wurde in der ersten Nacht temporär durch ein in der Reuse entstandenes Loch eingeschränkt (vermutlich durch einen Bisam verursacht). In der zweiten Nacht war die Fängigkeit der Reuse durch die erhöhte Laubdrift (verursacht durch Niederschlag und steigenden Abfluss) ebenfalls eingeschränkt. Das bedeutet, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht alle während der Reusenbefischung abwandernden Fische erfasst werden konnten.

Frühjahr 2001

Im Mai 2001 wurden in der oberen Reuse (Fkm 7,8) 33 einsömmerige Äschen, welche ca. 4,2 km oberhalb dieser Reuse besetzt wurden, gefangen. Dies entspricht ca. 3 % der Gruppe. Die ersten Fische wurden ca. 30 Stunden nach der Besatzmaßnahme in den frühen Abendstunden gefangen. Die Hauptfänge lagen am darauf folgenden Tag in den frühen Morgenstunden.

In der unteren Reuse (Fkm 4,2) wurden 184 einsömmerige Äschen, welche ca. 0,8 km oberhalb dieser Reuse besetzt wurden, gefangen. Dies entspricht knapp 20 % dieser Grup-

pe. Die ersten Äschen wurden ca. 16 Stunden nach der Besatzmaßnahme am frühen Morgen gefangen, die meisten ca. 26 bis 32 Stunden nach der Besatzmaßnahme von Nachmittags bis Abends. Die Fängigkeit der gestellten Reusen war im Gegensatz zum Herbst 2000 während der gesamten Befischungszeit nicht eingeschränkt. Am Ende der Befischung wurde eine Gruppe von etwa 50 bis 100 ein- und zweisömmerigen Äschen im Bereich ca. 10 bis 50 m vor der unteren Reuse (Fkm 4,2) gesichtet. Diese Äschen sind beim Abbau der Reuse stromauf geflüchtet, konnten daher nicht gefangen und auf Markierungen untersucht werden.

6.3.2.4 Saubach

Im Sommer 2001 wurden in der Reuse bei Fkm 0,47 von 250 bei Fkm 0,8 besetzten Äschen innerhalb 48 Stunden insgesamt 15 Stück (6 %) gefangen. Die erste Äsche wurde 13 Stunden nach der Besatzmaßnahme gefangen, die meisten Äschen nachts ca. 36 bis 42 Stunden nach der Besatzmaßnahme. Im Hamen bei Fkm 0,0 wurden – von 250 besetzten Äschen – lediglich 4 Stück (2 %) gefangen, die erste ca. 10 Stunden nach der Besatzmaßnahme. Es wurde beobachtet, dass sich eine Gruppe von ca. 200 einsömmerigen Äschen ungefähr 24 Stunden nach der Besatzmaßnahme dicht gedrängt über einen Zeitraum von mehreren Stunden vor dem Rechen des Kraftwerks aufhielt. Der Abstand zwischen den einzelnen Rechenstäben entsprach etwa der Körperlänge der Äschen.

6.3.2.5 Schleiferbach

Bei einer Reusenbefischung von 9. bis 11. November 2000 (unmittelbar im Anschluss an eine durchgeführte Besatzmaßnahme) konnte keine Äsche gefangen werden.

6.4 Erfolgskontrolle der Besatzmaßnahmen mit Äschen

Vom Erfolg von Besatzmaßnahmen wird im Allgemeinen ausgegangen, wenn die besetzte Fischart längerfristig auf einem mittleren bis hohen Niveau und zu einem erheblichen Anteil durch Besatzfische repräsentiert wird. Die begrenzte Dauer der Untersuchung lässt eine Verfolgung der Besatzfische bis zur Laichreife aus methodischen Gründen nicht zu. Bei der Bewertung des Erfolgs der Besatzmaßnahmen ist man deswegen auf Kriterien bzw. Bedingungen angewiesen, die sich auf solche Altersklassen beziehen, die während des Untersuchungszeitraums von Besatzfischen erreicht werden konnten. Die Bewertung, ob die durchgeführten Besatzmaßnahmen als erfolgreich angesehen werden, wird in dieser Untersuchung davon abhängig gemacht, ob im letzten Elektro-

befischungsdurchgang (Herbst/Winter 2000) folgende Bedingungen erfüllt sind.

Bedingung a

- Die Äschen (alle nachgewiesenen Altersklassen addiert) müssen mindestens eine mittlere Häufigkeit aufweisen.
- Bei geringen und sehr geringen Häufigkeiten von Äschen kann selbst bei einem hohen Anteil der Besatzfische am Bestand nicht von einem Erfolg der Besatzmaßnahmen gesprochen werden.

Bedingung b

- Der Anteil der Besatzfische an der jeweiligen Altersklasse muss mindestens 40 % betragen.
- Ist der Anteil der Besatzfische geringer als 40 %, so bedeutet dies, dass er nicht erheblich ist und damit auch kein Erfolg der Besatzmaßnahme gegeben ist.

Bedingung c

- Der Besatztermin von 5 % der wieder gefangenen Besatzfische einer Altersklasse muss mindestens 1 Jahr zurückliegen. So kann sichergestellt werden, dass ein erheblicher Teil der Besatzfische eines Jahrgangs längerfristig in der Gewässerstrecke verblieben ist und dauerhaft zur Erhaltung des Bestands beiträgt. Voraussetzung für diese Bedingung ist, dass die Besatzpraxis über die Jahre einigermaßen gleich bleibend ist.

Wenn die Bedingungen a), b) und c) erfüllt sind wird der Besatz als erfolgreich eingestuft. Wenn eine der 3 Bedingungen nicht erfüllt ist, jedoch die Besatzmenge im Untersuchungszeitraum deutlich gesteigert wurde, oder erst ab 1999 besetzt wurde, wird der Erfolg als ungewiss eingestuft. In jedem anderen Fall wird der Besatz als nicht erfolgreich eingestuft.

Der Erfolg der im Untersuchungsgebiet durchgeführten Äschenbesatzmaßnahmen ist auf der Basis der oben stehenden Definition sehr unterschiedlich ausgefallen. In der Ammer (Vergrämungstrecke) und in der Ramsach werden die Besatzmaßnahmen als erfolgreich und in der Iller, der Isar, der Moosach, dem Saubach und der Sempt eindeutig als nicht erfolgreich eingestuft. In der Referenzstrecke der Ammer, in der Loisach und im Schleiferbach ist der Erfolg als ungewiss einzuordnen (Tab. 21).

	Ammer Vergrämstrecke	Ammer Referenzstrecke I	Iller	Isar	Loisach	Moosach	Ramsach	Saubach	Schleiferbach	Sempt
Bedingung a	ja	nein	nein	nein	nein		ja	ja	ja	ja
Bedingung b	ja	ja	ja	ja	ja		ja	nein	ja	nein
Bedingung c	ja	ja	nein	nein	ja		ja	nein	nein	nein
Besatzerfolg	ja	?	nein	nein	?	nein	ja	nein	?	nein
Legende: ja = erfüllt, nein = nicht erfüllt, ? = ungewiss										

Tab. 21: Beurteilung des Besatzerfolges im Untersuchungsgebiet

6.4.1 Ammer

Die Ergebnisse an der Ammer werden nach Vergrämungsstrecke und Referenzstrecke getrennt abgehandelt (siehe Kapitel 6.5).

Vergrämungsstrecke:

Aufgrund der verhältnismäßig hohen Abundanzen an Äschen in der Vergrämungsstrecke lassen sich die Jahrgänge relativ zuverlässig in ein- und zweisömmerigen Äschen abgrenzen (Abb. 48). Es konnten bei den Befischungen verschiedene Altersklassen der Äschen nachgewiesen werden. Die Populationsstruktur der Äschen war bei allen Befischungen vergleichsweise ausgewogen.

Die Häufigkeiten der ein- und zweisömmerigen Äschen sind vom Beginn der Untersuchung bis zum Ende eindeutig angestiegen. Im Herbst waren die Häufigkeiten jeweils deutlich höher als im Frühjahr und im Frühsommer. Der Anteil der Besatzäschen am Gesamtbestand ist von November 1998 bis November 2000 angestiegen. Hierbei ist hervorzuheben, dass insbesondere der Anteil der zweisömmerigen Besatzäschen zugenommen hat. Besonders bei der Größenklasse der einsömmerigen Äschen waren große Anteile der Besatzfische erst seit höchstens 2 Monaten im Untersuchungsabschnitt der Ammer. Im November 2000 lag der Anteil der Äschen aller Größenklassen, die sich bereits länger als 1 Jahr in der Ammer aufhielten, bei knapp 40%. In den vorhergehenden Befischungen war der Anteil wesentlich geringer.

Die im Untersuchungszeitraum in der Vergrämungsstrecke durchgeführten Besatzmaßnahmen werden als erfolgreich eingestuft, weil die Bedingungen a, b und c erfüllt sind.

Referenzstrecken:

Die Zuordnung der Altersklassen in den Referenzstrecken wurde auf der Basis der Längenhäufigkeitsverteilung in der Vergrämungsstrecke für die ein- sowie zweisömmerigen Äschen vorgenommen. Es ist erkennbar, dass sich die Altersklassen in der Vergrämungsstrecke und den Referenzstrecken kaum von einander unterscheiden (Abb. 48 und Abb. 49). Da Längenhäufigkeitsverteilungen umso aussagekräftiger sind je mehr Individuen erfasst werden, beziehen sich die Längenhäufigkeiten in der Referenzstrecke jeweils auf den gesamten Befischungsabschnitt (Referenzstrecke I + II). In der Referenzstrecke II wurden von 1998 bis 2000 jeweils im Mai unmarkierte einsömmerige Äschen besetzt. Aus diesem Grund konnte hier nicht zwischen Besatz- und Wildäschen unterschieden werden; deshalb sind in Abb. 49 keine markierten Besatzäschen aufgetragen worden. Bei der Herbstbefischung 1999 war der Befischungsabschnitt in der Referenzstrecke in etwa halb so lang wie im Herbst 2000. Aus diesem Grund ist der Maßstab der Individuenzahl auch doppelt so groß gewählt worden (Abb. 49).

Es konnten bei den Befischungen verschiedene Altersklassen der Äschen nachgewiesen werden. Die Populationsstruktur der Äschen war bei den Herbstbefischungen vergleichsweise ausgewogen. Bei den Frühjahrsbefischungen kann aufgrund der sehr geringen Abundanzen keine zuverlässige Aussage zur Populationsstruktur gemacht werden.

Die Häufigkeiten der ein- und zweisömmerigen Äschen zeigten vom Beginn der Untersuchung bis zum Ende einen sehr geringen (H1) bis geringen (H2) Wert auf. Bezüglich der

Äschen älter als einsömmerig konnte eine Steigerung – wenn auch nur auf einem geringen Niveau – beobachtet werden. Im Herbst waren die Häufigkeiten jeweils deutlich höher als im Frühjahr oder Frühsommer.

Der Anteil der Besatzätschen am Gesamtbestand war im November 1999 höher als im November 2000. Bei beiden Frühjahrsbefischungen lag der Anteil der Besatzätschen jeweils bei 0 %.

Bei den 4 Befischungen wurden insgesamt nur 3 Besatzätschen gefangen, welche sich schon länger als 2 Monate im Untersuchungsabschnitt der Ammer aufhielten.

Der Erfolg der im Untersuchungszeitraum in der Referenzstrecke durchgeführten Besatzmaßnahmen wird als ungewiss eingestuft, weil die in Kapitel 6.4 erläuterten Bedingungen b und c zwar erfüllt sind, nicht jedoch die Bedingung a und weil der Besatz von 1998 bis 2000 deutlich gesteigert wurde.

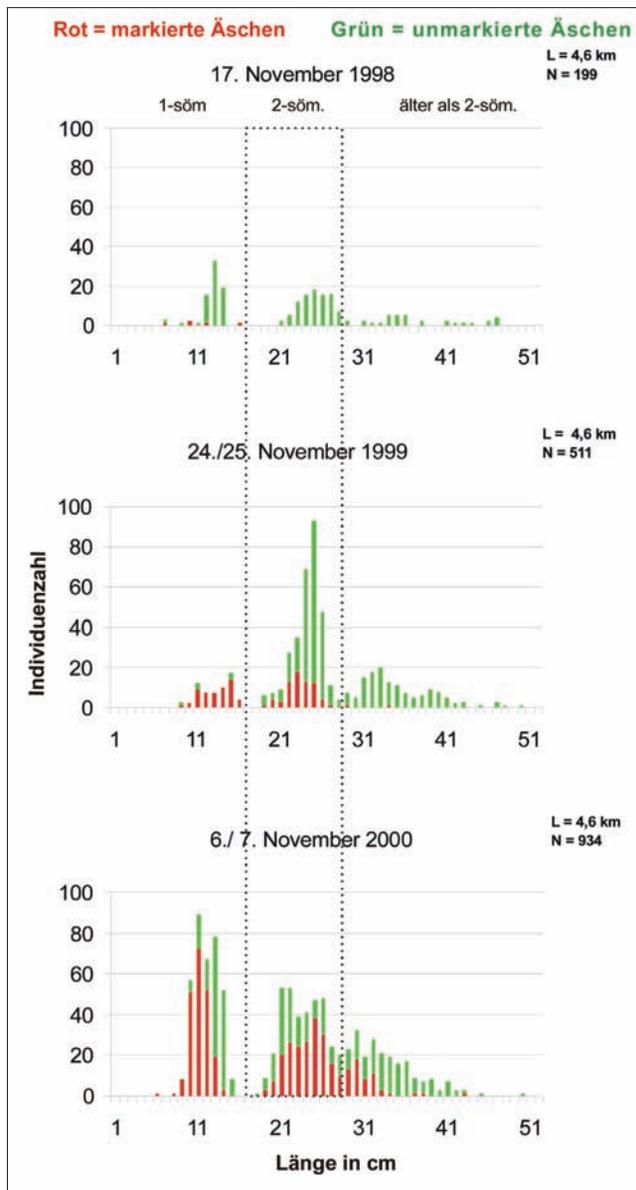


Abb. 48: LHV Äsche, Herbst (Ammer, Vergrämungstrecke)

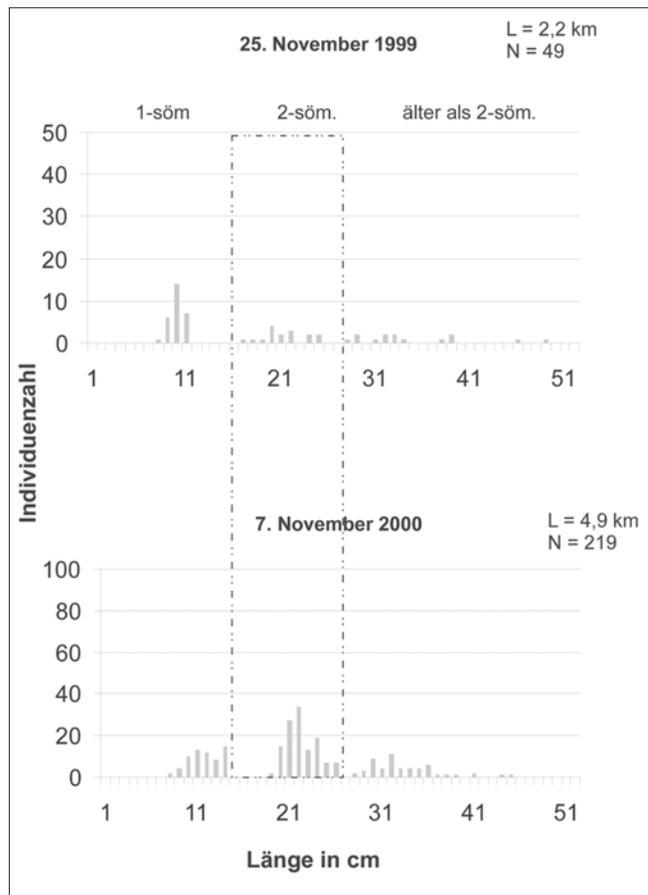


Abb. 49: LHV Äsche, Herbst (Ammer, Referenzstrecke I + II)

6.4.2 Iller

In der Iller konnten bei den Befischungen verschiedene Altersklassen der Äschen – wenn auch zum Teil nur in Einzel-exemplaren – nachgewiesen werden. Aufgrund der geringen Anzahl an gefangenen Äschen lassen sich die Jahrgänge der ein- und zweisömmerigen Äschen in etwa abgrenzen (Abb. 50). Die Populationsstruktur der Äschen zeigte bei allen Befischungen deutliche Defizite.

Die Häufigkeiten der ein- und zweisömmerigen Äschen werden bei allen Befischungen als sehr gering eingestuft. Im Januar 1999 konnte keine einsömmerige Äsche gefangen werden. Im November 1999 betrug der Anteil der besetzten einsömmerigen Äschen 67 %. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in der Iller nur 1999 Besatz mit einsömmerigen Äschen durchgeführt wurde.

Der Anteil der zweisömmerigen Besatzätschen betrug im November 1999 60 % und im Oktober 2000 100 %. Der Anteil der Besatzätschen aller Altersklassen betrug im Januar 1999 29 % und im Oktober 2000 4 %.

Die Häufigkeiten aller Altersklassen insgesamt werden lediglich im November 1999 als gering (H2) sowie im Januar 1999 und Oktober 2000 als sehr gering (H1) eingestuft.

Es konnten bei keiner Befischung Besatzätschen gefangen werden, welche bereits länger als 6 Monate im Untersuchungsabschnitt der Iller verweilten.

Die im Untersuchungszeitraum in der Iller durchgeführten Besatzmaßnahmen werden eindeutig als nicht erfolgreich eingestuft, weil die in Kapitel 6.4 erläuterte Bedingung b zwar erfüllt ist, die Bedingungen a und c jedoch nicht erfüllt sind.

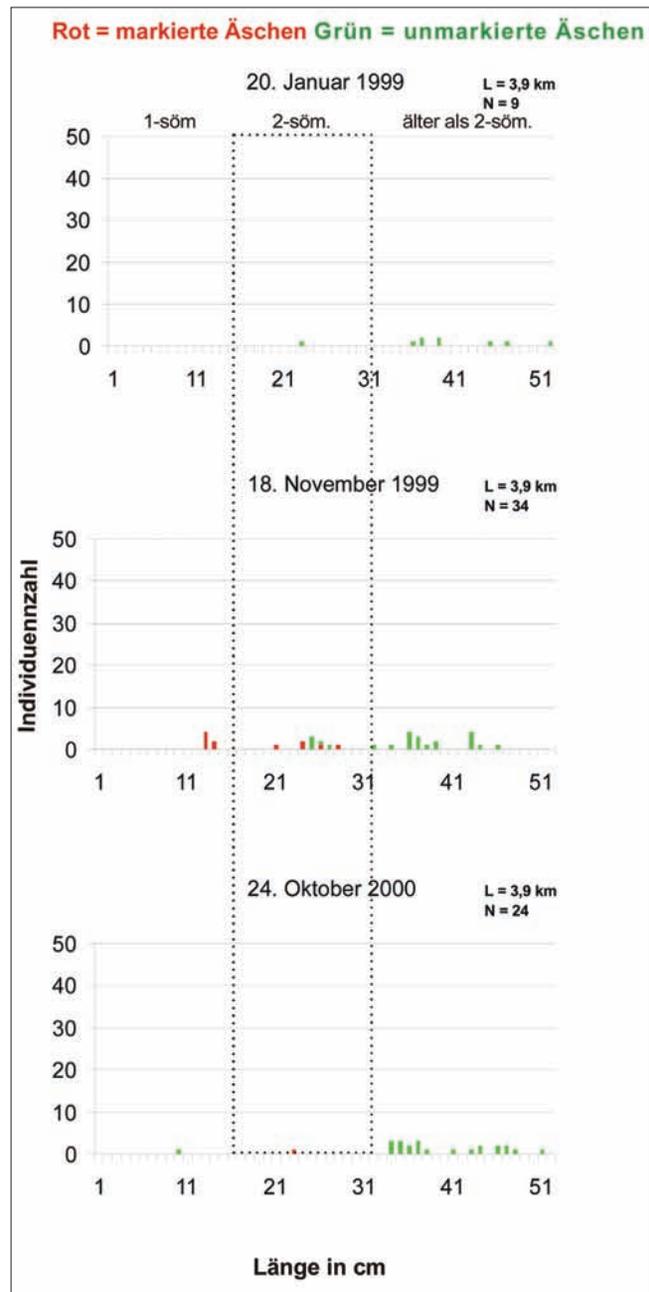


Abb. 50: LHV Äsche, Herbst bzw. Winter (Iller; Fkm 117,8–115,7 und 103,4–101,6)

6.4.3 Isar

In der Isar waren zumindest bei der Befischung im Dezember 1998 alle typischen Altersklassen der Äschen vertreten. Bei den Befischungen 1999 und 2000 wurden nur noch vereinzelt Äschen unterschiedlicher Jahrgänge gefangen. Aufgrund der Längenhäufigkeitsverteilung der Befischung vom Herbst 1998 lassen sich die Jahrgänge der ein- sowie zweisömmerigen Äschen relativ zuverlässig abgrenzen (Abb. 51). Die Körperlänge der einsömmerigen Äschen erreichte im November 1998 bis zu 21 cm. Das Wachstum der einsömmerigen Äschen liegt damit deutlich über dem vergleichbarer Gewässer (BAARS et al. 2000). Die Populationsstruktur der Äschen war im Herbst 1998 vergleichsweise ausgewogen. Im Herbst 1999 und 2000 zeigten sich deutliche Defizite.

Die Häufigkeit der verschiedenen Jahrgänge hat im Untersuchungszeitraum stark abgenommen. Sie wird für die einsömmerigen Äschen im Dezember 1998 als hoch und im November 1999, April und November 2000 als sehr gering eingeschätzt. Die Häufigkeit der zweisömmerigen Äschen wird für Dezember 1998 als gering sowie für November 1999 und 2000 als sehr gering eingeschätzt. Die Häufigkeit aller Altersklassen zusammengefasst wird für Dezember 1998 als hoch, für den November 1999 und April 2000 als gering (H2) sowie für November 2000 als sehr gering (H1) eingeschätzt.

Der Anteil der besetzten einsömmerigen Äschen lag im Dezember 1998 bei 5 %, im November 1999 bei 0 %, im April 2000 bei 50 % und im November 2000 bei 60 %. Der Anteil der besetzten zweisömmerigen Äschen lag im November 1999 bei 30 % und November 2000 bei 0 %.

Es konnten lediglich 3 Besatzäschchen (November 1999) gefangen werden, welche sich länger als 6 Monate im Untersuchungsabschnitt der Isar aufhielten.

Die im Untersuchungszeitraum in der Isar durchgeführten Besatzmaßnahmen werden eindeutig als nicht erfolgreich eingestuft, weil die in Kapitel 6.4 erläuterte Bedingung b zwar erfüllt ist, die Bedingungen a und c jedoch nicht erfüllt sind.

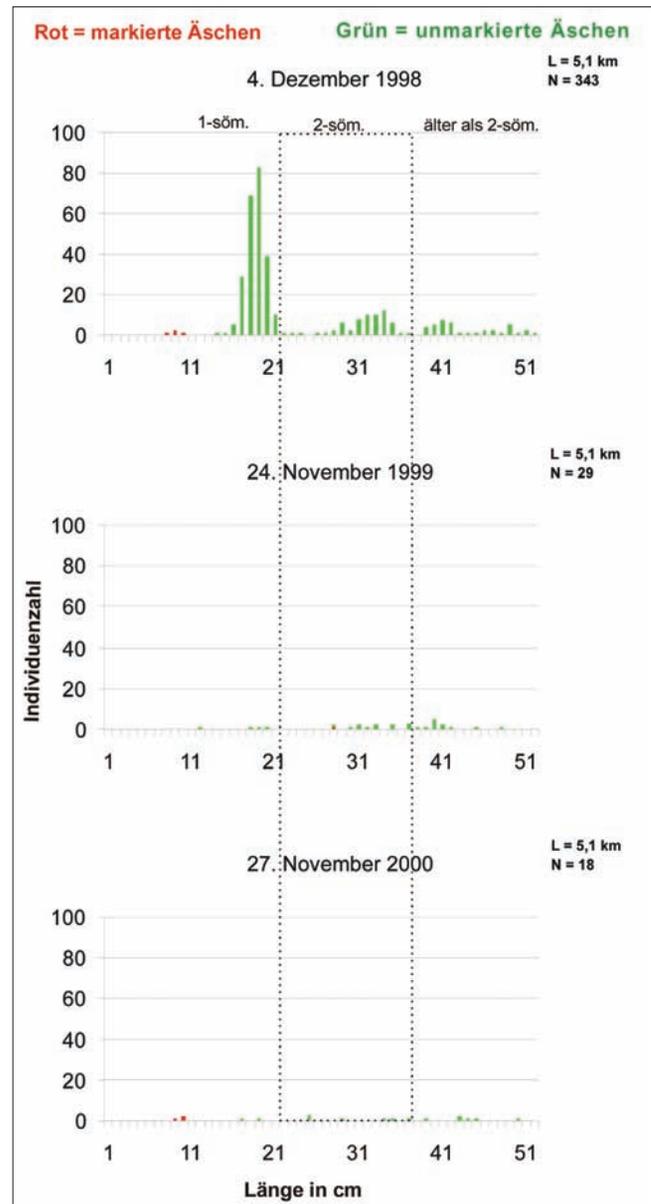


Abb. 51: LHV Äsche, Herbst (Isar, Fkm 120,2–117,6 und 114,0–111,5)

6.4.4 Loisach

In der Loisach konnten bei den Befischungen verschiedene Altersklassen der Äschen – wenn auch zum Teil nur in Einzel-exemplaren – nachgewiesen werden. Die prozentuale Verteilung der Altersklassen war in den 3 Untersuchungsdurchgängen jeweils sehr verschieden. Aufgrund der Längenhäufigkeitsverteilung der Äschen in der Loisach lässt sich der Jahrgang der ein- sowie zweisömmerigen Äschen relativ zuverlässig abgrenzen (Abb. 52). Die Körperlänge der einsömmerigen Äschen lag im Herbst/Winter in der Regel unter 15 cm. Die Populationsstruktur der Äschen weist deutliche Defizite auf.

Sowohl die Häufigkeit der einsömmerigen Äschen als auch die aller Jahrgänge wird für Dezember 1998 und November 2000 als gering sowie für Dezember 1999 als sehr gering eingeschätzt.

Der Anteil der besetzten einsömmerigen Äschen an derselben Altersklasse lag im Dezember 1998 bei 2%, im Dezember 1999 bei 85% und im November 2000 bei 74%. Der Anteil der in dieser Untersuchung besetzten Äschen an den zweisömmerigen Äschen war im November 2000 mit 81% am höchsten. Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, dass 46% dieser Besatzätschen erst seit 60 Tagen im Untersuchungsabschnitt der Loisach verweilten.

Im November 2000 waren 54% der einsömmerigen und 54% der zweisömmerigen Besatzätschen länger als 6 Monate und 23% aller Altersklassen bereits länger als 1 Jahr in der Loisach. Es ist zu beachten, dass auch Äschen aus dem in der Loisach getätigten Besatz in der Ramsach gefangen wurden (Kapitel 6.3.1.5).

Der Erfolg der im Untersuchungszeitraum in der Loisach durchgeführten Besatzmaßnahmen wird als ungewiss eingestuft, weil die in Kapitel 6.4 erläuterten Bedingungen b und c zwar erfüllt sind, nicht jedoch die Bedingung a und weil der Besatz von 1998 bis 2000 sehr stark gesteigert wurde.

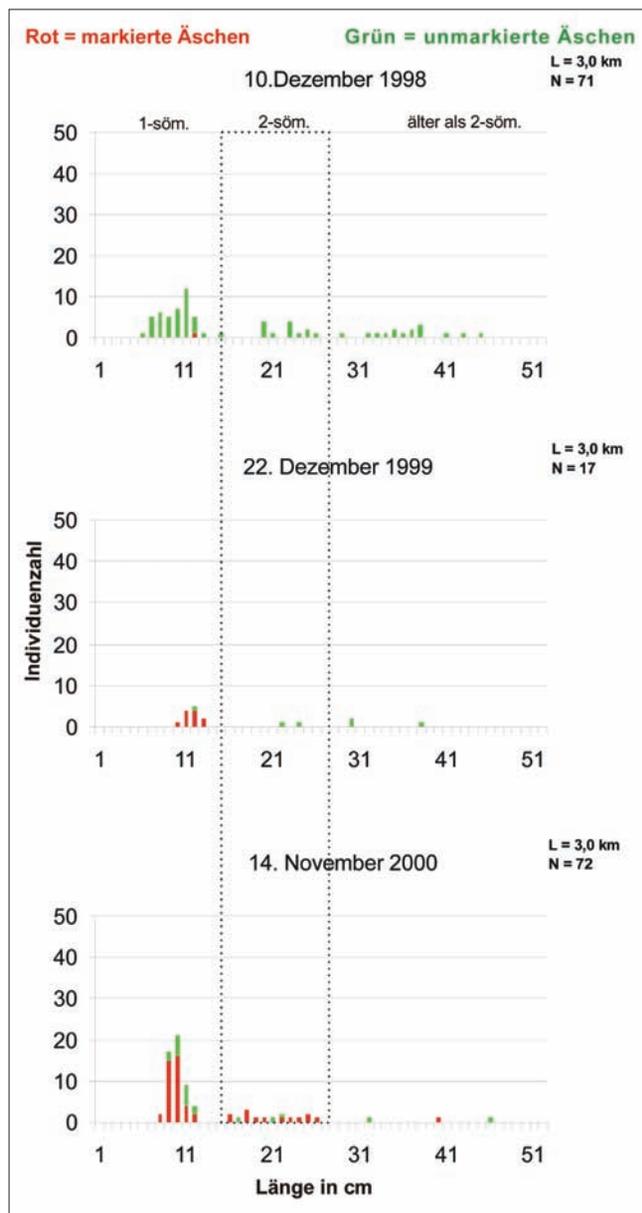


Abb. 52: LHV Äsche, Winter (Loisach, Fkm 64,5–61,5)

6.4.5 Moosach

In der Moosach wurde nur eine Befischung (3 Tage nach einer durchgeführten Besatzmaßnahme) durchgeführt. Bei dieser Befischung konnten verschiedene Altersklassen der Äschen – wenn auch zum Teil nur in Einzelexemplaren – nachgewiesen werden. Die Längenhäufigkeitsverteilung der Äschen in der Moosach lässt lediglich den Jahrgang der einsömmerigen Äschen relativ zuverlässig abgrenzen (Abb. 53). Die Körperlänge der einjährigen Äschen lag im Mai 2000 in der Regel unter 20 cm.

Da in der Moosach keine quantitative Bestandsaufnahme durchgeführt wurde, kann die Fangeffektivität für Äschen nicht berechnet werden. Aus diesem Grund ist auch keine Abschätzung von Äschenhäufigkeiten möglich.

Der Anteil der besetzten einsömmerigen Äschen lag im Mai 2000 bei 64 %. Der Anteil der Besatzätschen am Gesamtbestand lag bei 50 %. Hier ist zu berücksichtigen, dass alle nachgewiesenen Besatzätschen aus der unmittelbar vor der Befischung durchgeführten Besatzmaßnahme stammten.

In der Moosach wurde nur 1 Befischung unmittelbar nach einer Besatzmaßnahme durchgeführt. Aus diesem Grund kann der Besatzerfolg auch nicht nach dem Schema der übrigen Gewässer (Kapitel 6.4) beurteilt werden.

Da in der Moosach bei den Hamenbefisungen im Mai 2000 innerhalb 48 Stunden eine erhebliche Abwanderung (bis zu 98 % der besetzten Gruppen) nachgewiesen wurde (Kapitel 6.3.2.2), wird der Besatz im Rahmen der Untersuchung als nicht erfolgreich eingestuft.

6.4.6 Ramsach

In der Ramsach waren alle typischen Altersklassen der Äschen vertreten. Die prozentuale Verteilung der Altersklassen war von 1998 bis 2000 jeweils sehr verschieden. Die Längenhäufigkeitsverteilung der Äschen in der Ramsach lässt keine eindeutige Unterteilung der Jahrgänge zu. Es kann lediglich der Jahrgang der einsömmerigen Äschen zuverlässig abgegrenzt werden (Abb. 54). Die Körperlänge der einsömmerigen Äschen lag im Herbst/Winter in der Regel unter 15 cm und im Frühjahr unter 18 cm. Die Populationsstruktur der Äschen ist im Untersuchungszeitraum vergleichsweise ausgewogen.

Sowohl die Häufigkeit der einsömmerigen Äschen als auch die aller Äschenjahrgänge zusammengefasst konnte bei allen Untersuchungsdurchgängen als hoch (H4) eingestuft werden. Der Anteil der besetzten einsömmerigen Äschen an der gleichen Altersklasse lag im Dezember 1998 bei 11 %, im Januar 2000 bei 82 %, im Mai 2000 bei 77 % und im Novem-

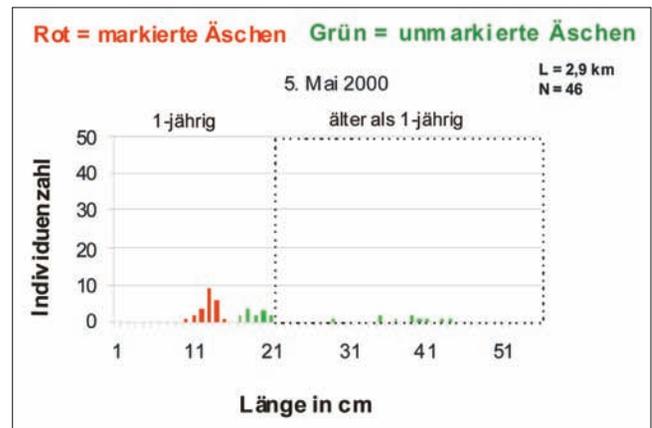


Abb. 53: LHV Äsche, Frühjahr (Moosach, Fkm 17,1–14,2)

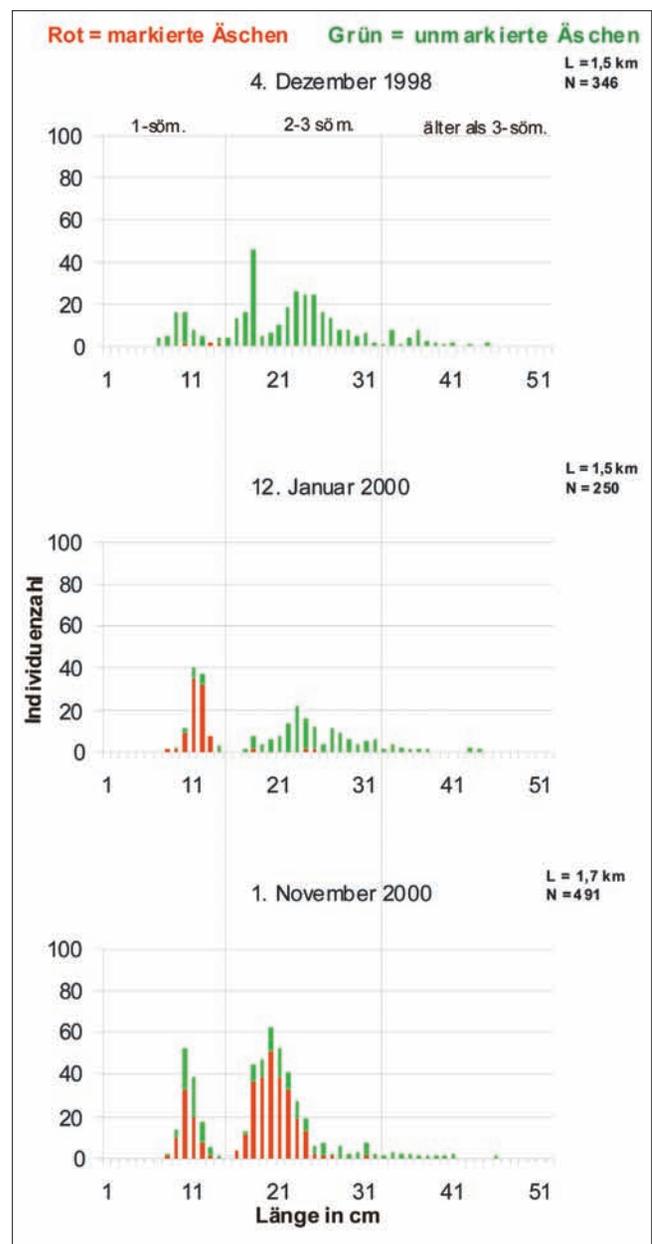


Abb. 54: LHV Äsche, Herbst bzw. Winter (Ramsach, Fkm 11,8–12,3 und 4,4–4,5 und 0,6–0,0)

ber 2000 bei 56 %. Der Anteil der in dieser Untersuchung besetzten Äschen an den zwei- und dreisömmerigen war im November 2000 mit 72 % am höchsten. Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, dass 92 % dieser Besatzätschen erst seit 60 Tagen in der Ramsach verweilten.

Im Januar 2000 waren 3 % der Besatzätschen bereits länger als 1 Jahr in der Ramsach, im Mai 2000 waren es 4 %. Im November 2000 waren 14 % der zwei- bis dreisömmerigen Besatzätschen länger als 6 Monate und 6 % dieser Altersklassen bereits länger als 1 Jahr in der Ramsach.

Die im Untersuchungszeitraum in der Ramsach durchgeführten Besatzmaßnahmen werden eindeutig als erfolgreich eingestuft, weil die in Kapitel 6.4 erläuterten Bedingungen a, b und c erfüllt sind.

6.4.7 Saubach

Im Saubach waren alle typischen Altersklassen der Ätschen vertreten. Die prozentuale Verteilung der Altersklassen war von 1998 bis 2000 jeweils sehr verschieden. Die Längenhäufigkeitsverteilung der Ätschen im Saubach lässt keine eindeutige Unterteilung der Jahrgänge zu. Es kann lediglich der Jahrgang der einsömmerigen Ätschen relativ zuverlässig abgegrenzt werden (Abb. 55). Die Körperlänge der einsömmerigen Ätschen lag in der Regel unter 17 cm. Die Populationsstruktur der Ätschen ist im Untersuchungszeitraum vergleichsweise ausgewogen.

Sowohl die Häufigkeit der einsömmerigen Ätschen als auch die aller Ätschenjahrgänge zusammengefasst, war im Herbst 1998 und 1999 hoch (H4) und im Herbst 2000 sehr hoch (H5).

Der Anteil der besetzten einsömmerigen Ätschen an der gleichen Altersklasse lag im Oktober 1998 bei 3 %, im November 1999 bei 33 % und im Dezember 2000 bei 12 %.

Der Anteil der in dieser Untersuchung besetzten Ätschen am Gesamtbestand war 1998, 1999 und 2000 sehr gering. Er schwankte zwischen 1 % und 11 %.

Bei keiner Befischung konnten Besatzätschen gefangen werden, welche bereits länger als 60 Tage im Untersuchungsabschnitt des Saubachs verweilten.

Die im Untersuchungszeitraum im Saubach durchgeführten Besatzmaßnahmen werden eindeutig als nicht erfolgreich eingestuft, weil zwar die in Kapitel 6.4 erläuterte Bedingung a, nicht aber die Bedingungen b und c erfüllt sind.

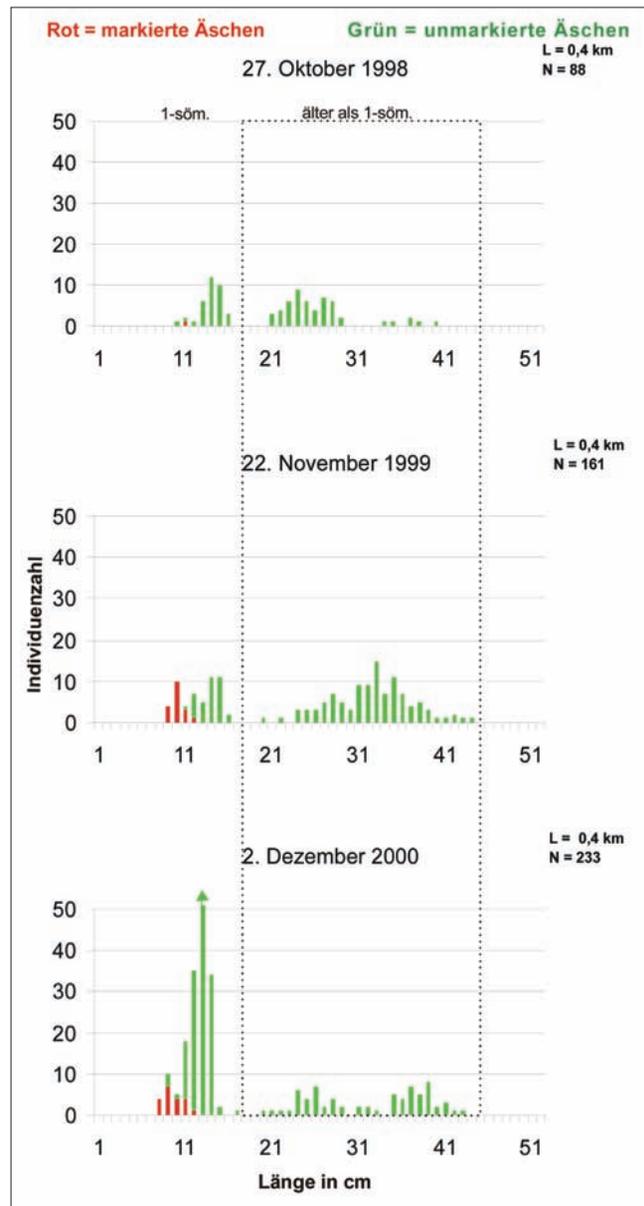


Abb. 55: LHV Ätsche, Herbst (Saubach, Fkm 0,0–0,4)

6.4.8 Schleiferbach

Im Schleiferbach waren Äschen verschiedener Altersklassen vertreten. Die prozentuale Verteilung der Altersklassen war von 1999 bis 2000 jeweils sehr verschieden. Die Längenhäufigkeitsverteilung der Äschen im Schleiferbach lässt aufgrund der geringen Stückzahl keine eindeutige Unterteilung der Jahrgänge zu. Es kann lediglich der Jahrgang der einsömmerigen Äschen relativ zuverlässig abgegrenzt werden (Abb. 56). Die Körperlänge der einsömmerigen Äschen lag in der Regel unter 15 cm. Die Häufigkeit der einsömmerigen Äschen war im November 1999 gering (H2) und im Dezember 2000 hoch (H4), die der zweisömmerigen im November 1999 sehr gering (H1) und im Dezember 2000 gering (H2). Alle Altersklassen zusammen weisen im Juni und im November 1999 eine geringe und im Dezember 2000 eine hohe Häufigkeit (H4) auf.

Der Anteil der besetzten einsömmerigen Äschen an der gleichen Altersklasse lag im November 1999 bei 73 % und im Dezember 2000 bei 94 %. Die Steigerung der Äschenhäufigkeiten ist auf den hohen Anteil der Besatzätschen zurückzuführen. Der Anteil der in dieser Untersuchung besetzten Äschen am Gesamtbestand war 1999 und 2000 verhältnismäßig hoch. Er schwankte zwischen 36 und 85 %. Im November 1999 wurden 3 Besatzätschen gefangen, welche bereits länger als 2 Monate (6 bis 12 Monate) im Untersuchungsabschnitt des Schleiferbachs waren.

Der Erfolg der im Untersuchungszeitraum im Schleiferbach durchgeführten Besatzmaßnahmen wird als ungewiss eingestuft, weil zwar die in Kapitel 6.4 erläuterten Bedingungen a und b erfüllt sind, nicht aber Bedingung c und weil im Schleiferbach erst ab Frühjahr 1999 Besatzmaßnahmen durchgeführt wurden.

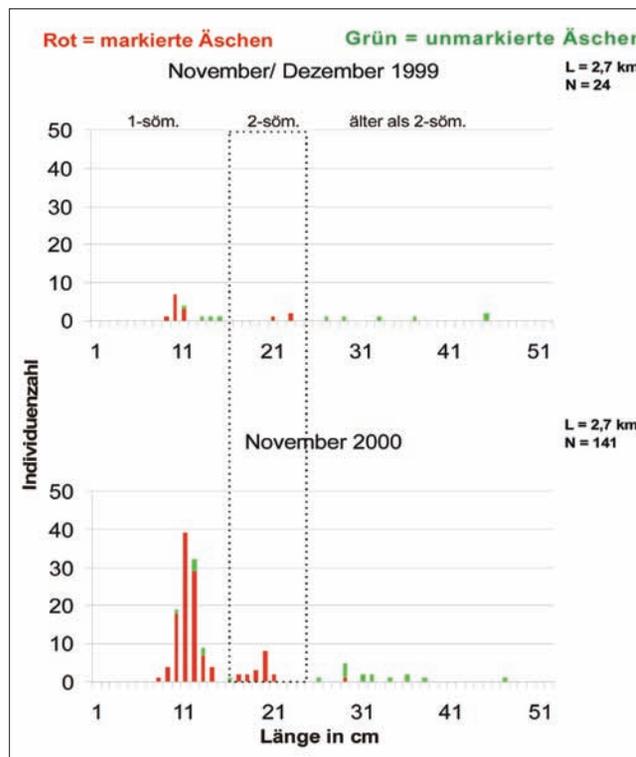


Abb. 56: LHV Äsche, Herbst (Schleiferbach, Fkm 0,8–3,5)

6.4.9 Sempt

In der Sempt waren alle typischen Altersklassen der Äschen vertreten. Die prozentuale Verteilung der Altersklassen war von 1998 bis 2000 jeweils sehr verschieden. Die Längenhäufigkeitsverteilung der Äschen in der Sempt lässt keine eindeutige Unterteilung der Jahrgänge zu. Es kann lediglich der Jahrgang der einsömmerigen Äschen relativ zuverlässig abgegrenzt werden (Abb. 57). Die Körperlänge der einsömmerigen Äschen lag in der Regel unter 16 cm. Die Populationsstruktur der Äschen ist zumindest 1999 und 2000 vergleichsweise ausgewogen.

Die Häufigkeit der einsömmerigen Äschen war im Herbst 1998 und 2000 gering (H2) und im Herbst 1999 hoch (H4). Alle Altersklassen zusammen weisen im Herbst 1998 und 2000 eine mittlere und im Herbst 1999 eine hohe Häufigkeit auf. Der Anteil der besetzten einsömmerigen Äschen an der gleichen Altersklasse lag im Oktober 1998 bei 18 %, im November 1999 bei 15 % und im Dezember 2000 bei 8 %.

Der Anteil der in dieser Untersuchung besetzten Äschen am Gesamtbestand war 1998, 1999 und 2000 sehr gering. Er schwankte zwischen 1 % und 7 %. Bei keiner Befischung konnten Besatzätschen gefangen werden, welche bereits länger als 2 Monate im Untersuchungsabschnitt der Sempt waren.

Die im Untersuchungszeitraum in der Sempt durchgeführten Besatzmaßnahmen werden eindeutig als nicht erfolgreich eingestuft, weil die in Kapitel 6.4 erläuterte Bedingung a zwar erfüllt ist, nicht jedoch Bedingung b und c.

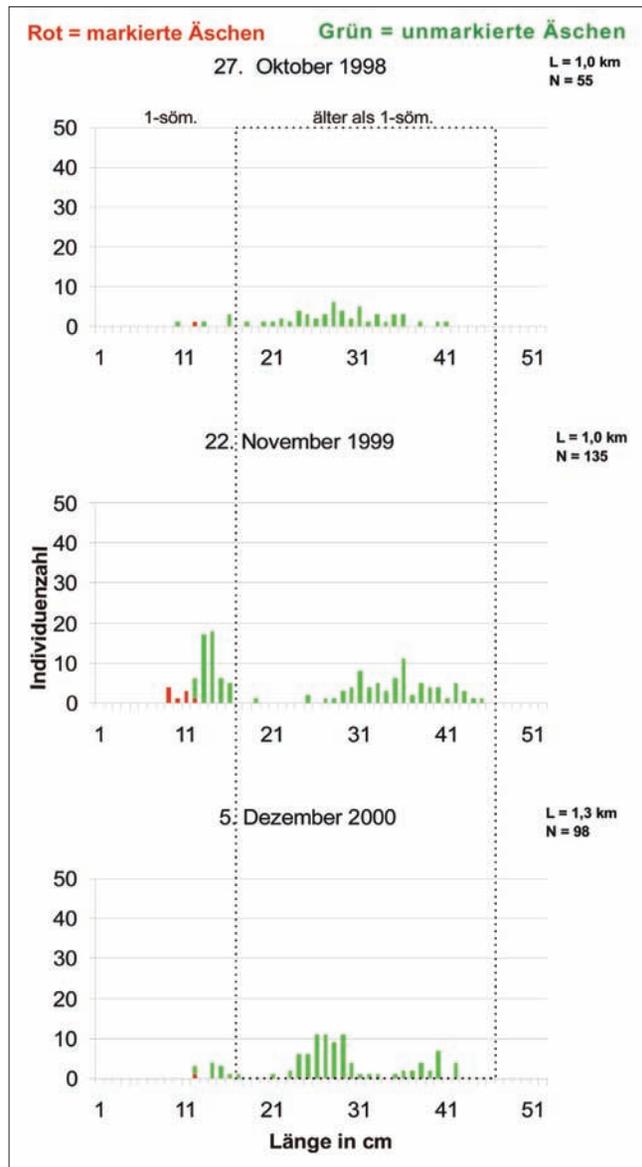


Abb. 57: LHV Äsche, Herbst (Sempt, Fkm 20,4–19,5 bzw. 19,1)

6.5 Fischbestandsentwicklung in der Vergrämungsstrecke und in den Referenzstrecken der Ammer

Parallel zu der vorliegenden Untersuchung wurde im Rahmen des »Artenhilfsprogramms Äsche« an Teilbereichen der untersuchten Ammerstrecke eine Vergrämung der Gänsesäger durchgeführt. Mit der damit verbundenen Veränderung des Prädationsdrucks durch Gänsesäger ergab sich ein weiterer zu berücksichtigender variabler Faktor hinsichtlich der Bestandsentwicklung und des Besatzerfolgs. Sowohl in der Vergrämungsstrecke als auch in so genannten Referenzstrecken oberhalb und unterhalb dieses Streckenabschnittes wurden deshalb Besatzmaßnahmen und Kontrollbefischungen durchgeführt.

6.5.1 Vergrämung der Gänsesäger

Die Vergrämung wurde durch den LBV in Zusammenarbeit mit den Fischereiberechtigten durchgeführt. Die so genannte Vergrämungsstrecke wurde mit einer Gesamtlänge von 5 km (Fkm 150,7 bis 145,7) ausreichend gewählt, um gegebenenfalls auftretende Effekte in der Fischbestandsentwicklung nachweisen zu können.

Im Winter 1998/1999 wurde die Vergrämung der Gänsesäger von Februar bis März 1999 an insgesamt 46 Tagen durchgeführt; sie erfolgte täglich durch 4-stündige Begehungen über die gesamte Vergrämungsstrecke im Fluss (watend) oder am Ufer. Vergrämt wurden alle gesichteten Gänsesäger durch aktives Lärmen und schnelle Bewegungen. In der Regel war eine Person zur Vergrämung unterwegs (KELLER & LINDEINER 2001).

Im Winter 1999/2000 wurde die Vergrämung der Gänsesäger von November 1999 bis März 2000 an insgesamt 150 Tagen durchgeführt; sie erfolgte täglich durch 4-stündige Begehungen einer Person im Fluss oder am Ufer. Vergrämt wurden alle gesichteten Gänsesäger (KELLER & LINDEINER 2001). Da nach Auffassung der Fischereivertreter die Vergrämungsmaßnahmen im Winter des Vorjahres nicht nachhaltig genug waren, wurde in der zweiten Vergrämperiode (1999/2000) auch eine Schreckschusspistole eingesetzt.

6.5.2 Vergleich von Vergrämungsstrecke und Referenzstrecken

Um die Bestandsentwicklung in der Vergrämungsstrecke und in Ammerabschnitten, in denen keine Vertreibung der Gänsesäger stattgefunden hat, vergleichen zu können, wurden so genannte Referenzstrecken definiert. Diese Strecken schließen unmittelbar stromauf und stromab an die Vergrämungsstrecke an. Hierdurch konnte sichergestellt werden, dass in den Gewässerabschnitten dieselben chemischen Gewässerparameter vorherrschen und mögliche Schadstoffwirkungen gleichermaßen auf die Bestände einwirken. Die Referenzstrecken und die Vergrämungsstrecke unterscheiden sich hinsichtlich ihrer fischökologisch wichtigen Kriterien (Abfluss, Temperatur, Gewässergüte und Sauerstoffgehalt) nur unwesentlich (KÖNIGSDORFER et al. 2000).

In Tab. 22 ist eine Übersicht über die Flusskilometrierung und die Breite der Strecken in der Ammer aufgeführt. Aus Tab. 23 ist zu erkennen, zu welchen Zeiten die verschiedenen Streckenabschnitte befischt wurden.

Streckenbezeichnung	Fkm		Länge [km]	Breite [m]	Fläche [ha]
	von	bis			
Referenzstrecke I	155,7	150,7	5,0	25,5	12,8
Referenzstrecke I a	155,5	154,5	1,0		2,6
Referenzstrecke I b	151,6	150,7	0,9		2,3
Vergrämungsstrecke	150,7	145,7	5,0	27,0	13,5
Referenzstrecke II	145,7	141,8	3,9	30,0	11,7
Referenzstrecke II c	145,7	144,6	1,1		3,3
Referenzstrecke II a	144,6	143,0	1,6		4,8
Referenzstrecke II b	143,0	141,8	1,2		3,6

Tab. 22: Übersicht über die Vergrämungsstrecke und die Referenzstrecken

Strecke / befischter Abschnitt	1998	1999			2000		
	Herbst	Frühjahr	Sommer	Herbst	Frühjahr	Sommer	Herbst
Referenzstrecke I		a/ b		a	a		a
Vergrämungsstrecke	x	x	x	x	x	x	x
Referenzstrecke II		a/ b		a	a/ b		a/ b/ c

Tab. 23: Jahreszeitliche Verteilung der Befischungen

Sowohl in der Vergrämungsstrecke als auch in den Referenzstrecken wurden im Rahmen der Untersuchung Besatzmaßnahmen mit Äschen durchgeführt. Durchschnittlich wurden ca. 340 Stück bzw. 430 Äscheneinheiten pro ha und Jahr in den Referenzstrecken und in der Vergrämungsstrecke besetzt (Tab. 24). Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass

sowohl in den Referenzstrecken als auch in der Vergrämungsstrecke Äschen in ähnlichen Größenordnungen besetzt wurden. Ebenso ist zu erkennen, dass der Besatz von 1998 bis 2000 deutlich gestiegen ist. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in der Referenzstrecke II jeweils im Frühjahr mit unmarkierten zweisommerigen Äschen besetzt wurde.

Strecke	Referenzstrecke I + II		Vergrämungsstrecke		Referenzstrecke I		Referenzstrecke II	
Fkm	155,7 - 150,7 + 145,7 - 141,8		150,7 - 145,7		155,7 - 150,7		145,7 - 141,8	
Länge [km]	8,9		5,0		5,0		3,9	
Jahr	N/ha	AE/ha	N/ha	AE/ha	N/ha	AE/ha	N/ha	AE/ha
1998	143	280	495	531	78	72	214	507
1999	306	421	238	285	391	342	214	507
2000	485	677	356	408	455	509	518	861
Mittelwert	312	459	363	408	308	308	315	625

Tab. 24: Besatzmaßnahmen in der Vergrämungsstrecke und den Referenzstrecken zusammengefasst

6.5.3 Ergebnisse des Vergrämungsversuches

Um den Faktor Fraßdruck fischfressender Vögel auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen besser einschätzen zu können, wird im Folgenden die Fischbestandsentwicklung in der Ammer in der Vergrämungsstrecke und in den Referenzstrecken dokumentiert und miteinander verglichen.

In beiden Referenzstrecken hat sich im November 2000 ein extrem geringes Bestandsniveau (Tab. 25 und Abb. 58) gezeigt. Der Vergleich vom Frühjahr 1999 mit dem Frühjahr 2000 zeigt sogar eine weitere Reduktion der Fangzahlen (Abb. 59), die jedoch angesichts des bereits extrem geringen Ausgangsniveaus nicht aussagekräftig sind. Ebenso ist der

Anstieg der Einheitsfangzahlen in den Sommermonaten in der Referenzstrecke II a auf sehr niedrigem Niveau.

In der statistischen Analyse wurde geprüft, ob eine positive Entwicklung in den beiden Referenzstrecken nachgewiesen werden kann. Da im vorliegenden Fall 4 Werte pro Gewässerabschnitt vorlagen und ein F-Test mit nur einem Residual-Freiheitsgrad nicht signifikant sein kann, wurden die Daten der Referenzstrecke I a und II a zusammengefasst. Trotz eines signifikanten F-Tests bei 3 der 4 abhängigen Variablen (außer »Gewicht Äschen kg/100 m«) kann in keinem Fall ein signifikant positiver Regressionskoeffizient ermittelt werden.

Im Beobachtungszeitraum war mit dem zugrunde gelegten Modell eine positive Entwicklung der Fangergebnisse in den Referenzstrecken nicht nachweisbar.

Abb. 59 verdeutlicht den stark unterschiedlichen Verlauf der Äscheneinheitsfänge in der Vergrämungsstrecke und in den Strecken ohne Gänseägervergrämung. Sowohl im Vergleich der zahlenbezogenen als auch der gewichtsbezogenen Einheitsfänge wird deutlich, dass sich bereits nach 2 Wintern mit Gänseägervergrämung deutliche positive Effekte in der Entwicklung der Äschenbestände der Ammer feststellen lassen.

In der statistischen Analyse der Einheitsfänge in der Vergrämungsstrecke (Abb. 60) ergaben sich für alle abhängigen Variablen signifikante bis hochsignifikante F-Tests für das verwendete Modell (bei sehr guten Anpassungen). In allen Fällen konnte ein positiver Regressionskoeffizient geschätzt werden, der hochsignifikant von 0 verschieden war. Die Fangentwicklung in der Vergrämungsstrecke lässt sich daher mit hoher Genauigkeit durch eine lineare Regression beschreiben. Für alle gewählten Variablen konnte bei der Entwicklung des Einheitsfangs in der Vergrämungsstrecke eine

positive Entwicklung, die statistisch hochsignifikant abgesichert ist, nachgewiesen werden.

Nach einem Vergrämungswinter war der zahlenmäßige Einheitsfang (Frühjahr 1999) in der Vergrämungsstrecke etwa doppelt so hoch wie in den Referenzstrecken. Dieser Unterschied vergrößert sich nach dem zweiten Winter auf ein Verhältnis von ca. 17 : 1 im Frühjahr 2000. Dieses sehr deutliche Zahlenverhältnis gilt auch bei Betrachtung der gewichtsbezogenen Einheitsfänge der Äsche im Frühjahr 2000.

Die Analyse der Ergebnisse der quantitativen Fischbestandserhebungen im November 2000 bestätigt die aufgezeigten Entwicklungen (Abb. 58).

In Tab. 25 sind die Ergebnisse der Bestandsschätzung für die unterschiedlichen Streckenabschnitte wiedergegeben. Am Ende der zweijährigen Versuchsphase war der mit der Fang-Wiederfang-Methode geschätzte Äschenbestand der Vergrämungsstrecke ca. 5-mal so hoch wie in den Referenzstrecken.

Äschenbestand Abschnitt	Stückzahl/ha		Gewicht/ha	
	N	STABW	G [kg]	STABW
Vergrämstrecke	134	9	31	2
Referenzstrecke I a + II a	25	3	4,6	0,6
Referenzstrecke I a	14	5	3	1,2
Referenzstrecke II a	30	4	5,4	0,8

Tab. 25: Vergleich der Äschenbestandsdichte in den Ammerstrecken (Zahlen basieren auf quantitativer Bestandsschätzung, Nov 2000)

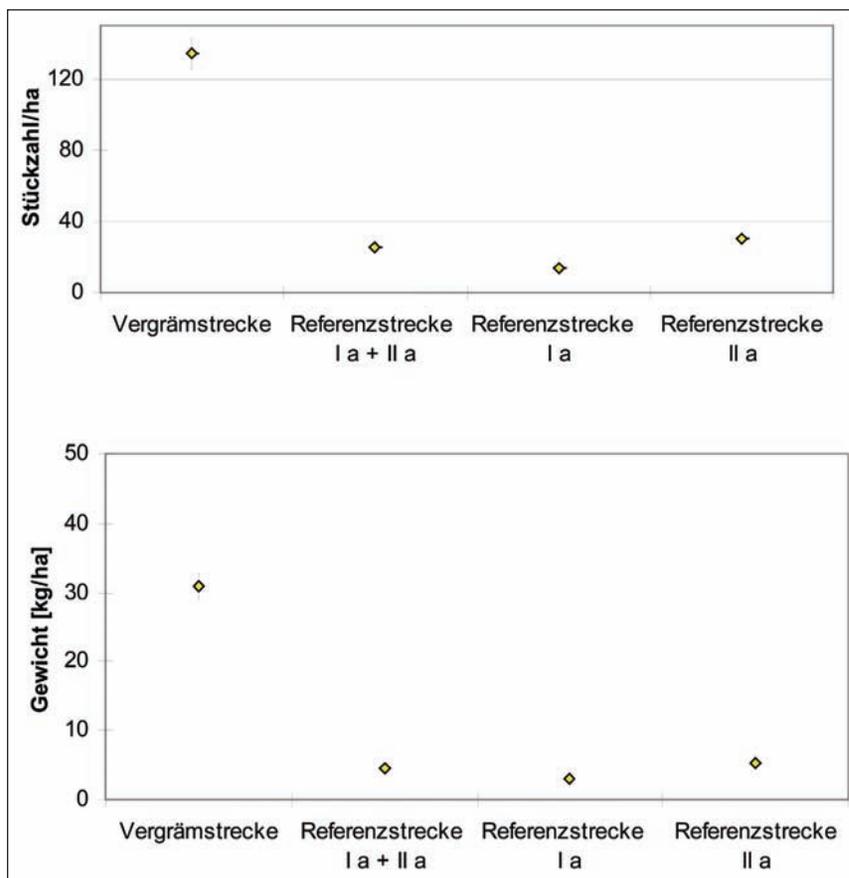


Abb. 58: Vergleich der Äschenbestandsdichte Nov 2000 (Zahlen basieren auf der quantitativen Bestandsschätzung)

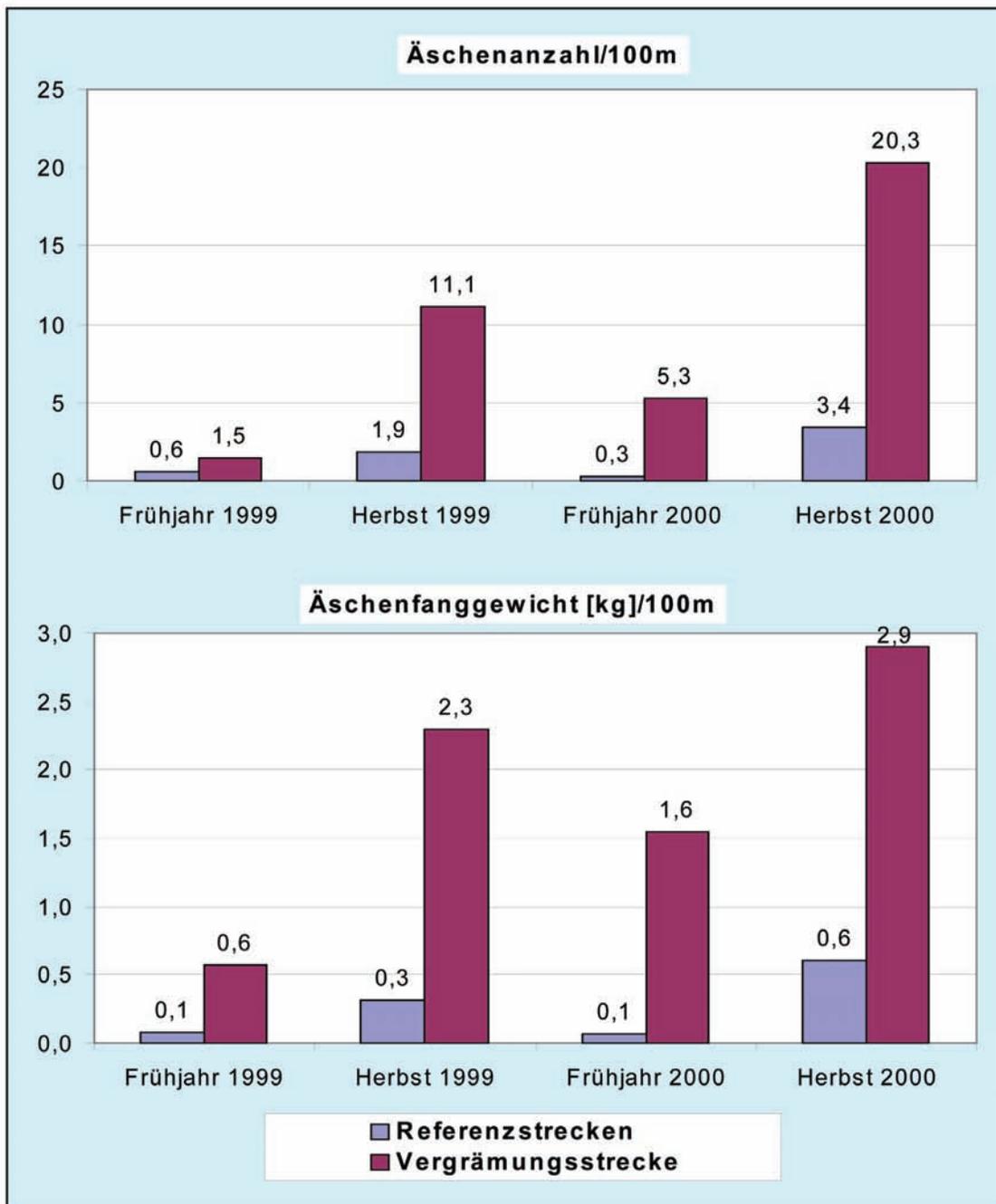


Abb. 59: Vergleich der Entwicklung der Einheitsfänge der Äschen zwischen den Referenzstrecken (I a + II a) und der Vergrämungsstrecke

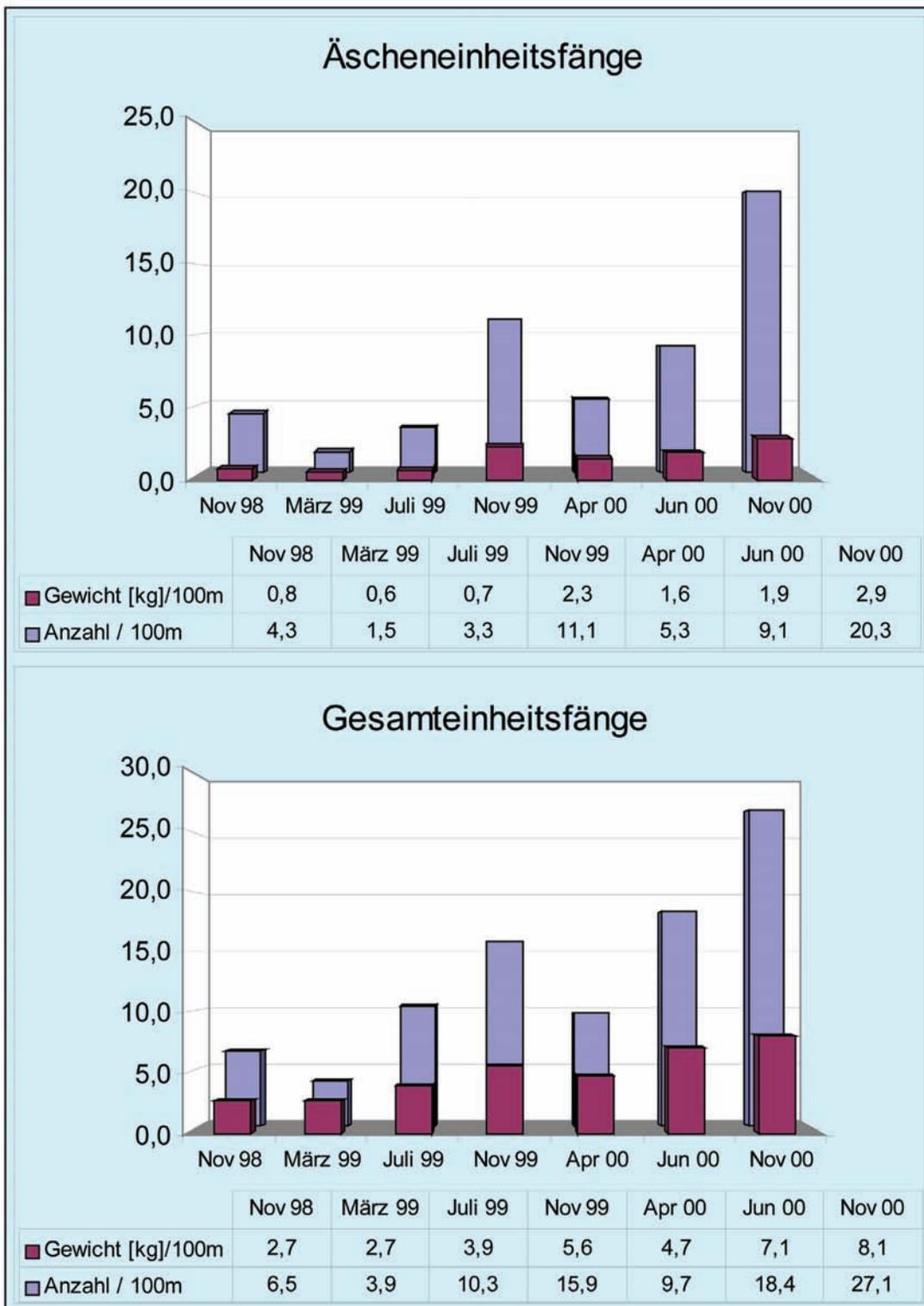


Abb. 60: Entwicklung der Einheitsfänge in der Vergrämungstrecke

7. Diskussion

Eine wesentliche Frage dieser Arbeit ist, ob die übliche Besatzpraxis mit Äschen in südbayerischen Gewässern Erfolg hat. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass der Besatzerfolg in den betrachteten Gewässern sehr unterschiedlich ausfiel. Während sich in der Ammer und der Ramsach durchaus ein Erfolg einstellte, war dieser bei 3 weiteren Gewässern ungewiss und in dem überwiegenden Teil der Gewässer nicht gegeben. Mehrere Faktoren für den Erfolg bzw. Misserfolg kommen in Frage. Es ist offensichtlich, dass die den Erfolg bestimmenden Faktoren an den untersuchten Gewässern unterschiedlich stark wirkten und schließlich zu den sehr ungleichen Resultaten führten.

Wenngleich sich aufgrund der praxisnahen Ausrichtung der Untersuchung die einzelnen Faktoren teilweise nicht klar voneinander abkoppeln bzw. nicht quantifizieren ließen, lassen die vorliegenden Ergebnisse dennoch zahlreiche Schlussfolgerungen zu, die nachfolgend diskutiert werden.

7.1 Wie lässt sich Besatzerfolg definieren?

Um den Erfolg von Besatzmaßnahmen beurteilen zu können, muss man zunächst klären, aus welchem Grund Besatzmaßnahmen getätigt werden und welches Ziel sie in erster Linie verfolgen. Die in den Untersuchungsgewässern getätigten Äschenbesatzmaßnahmen sind als Stützbesatz definiert. Das heißt, dass der dortige Lebensraum die Habitatansprüche der Äsche erfüllt, die Populationen aber nicht mehr in der Lage sind, selbst erhaltende Bestände auf einem der Region typischen Niveau auszubilden. Ziel der Besatzmaßnahmen war, in den entsprechenden Gewässern wieder einen höheren und der Äschenregion angepassten Äschenbestand auf mittlerem bis hohem Niveau zu erreichen und damit den Erhalt der bayerischen Äschenpopulationen zu sichern.

Aus der Literatur lässt sich entnehmen, dass Besatzmaßnahmen mit Äschen nur als notwendig erachtet werden, wenn die Äschenpopulationen Rekrutierungsdefizite aufweisen, Hochwässer die Reproduktion geschädigt haben (HARSÁNYI 2000) oder die notwendigen Laichplätze fehlen (JENS 1980). Nach den genannten Autoren sollten in diesen Fällen – bei angenommenen geringen Verlusten von 50 % – zwischen 150 bis 180 Äscheneinheiten pro ha und Jahr (Umrechnung der Literaturangaben in Äscheneinheiten nach Kapitel 5.1.2) besetzt werden. Nach HARSÁNYI (2000) sind Besatzmaß-

nahmen nur sinnvoll, wenn die Aufwendungen zum Wiederaufbau bzw. zum erhöhten Ertrag in einer vernünftigen Relation stehen. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass die Besatzzahlen der bayerischen Fischereiberechtigten aufgrund des gravierenden Äschenrückgangs in der Regel deutlich höher sind als die empfohlenen Besatzzahlen von HARSÁNYI (2000) und JENS (1980). Dies wird auch durch die Angaben von BAARS et al. (2001) bestätigt. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden meist Besatzmaßnahmen zwischen 250 und 500 sowie in Einzelfällen sogar mit über 1.500 Äscheneinheiten pro ha und Jahr durchgeführt. Der von HARSÁNYI (2000) und JENS (1980) geforderte Besatzzumfang wurde folglich erfüllt bzw. deutlich übertroffen, und zwar vor dem Hintergrund einer ungewissen Kenntnislage über die Rückgangursachen.

Von einem Erfolg von Besatzmaßnahmen wird im Allgemeinen dann ausgegangen, wenn bestimmte Altersklassen der besetzten Fischarten längerfristig auf einem mittleren bis hohen Niveau zu einem erheblichen Anteil durch Besatzfische repräsentiert werden und sich dadurch der Bestand erhöht. JENS (1980) geht bei Forellengewässern z. B. davon aus, dass 1/3 des Bestands durch Besatz erhalten werden kann. In dieser Größenordnung dürfte somit auch ein erfolgreicher Besatz liegen. Nach KOHL (2000) ist Besatz erfolgreich, sofern ein erheblicher Teil der besetzten Fische im Gewässer abwächst und später gleiche Fortpflanzungschancen hat wie Wildfische.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit lässt sich nicht eindeutig klären, ob die durchgeführten Besatzmaßnahmen zu einer Bestandserhöhung beigetragen haben. Dies liegt insbesondere an der Tatsache, dass in fast allen Untersuchungsgewässern schon vor 1998 regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen durchgeführt wurden. Die Beobachtung, dass in der Vergrämungstrecke an der Ammer der Anteil der Besatzfische am Gesamtbestand erheblich war und dass der Gesamtbestand an Äschen im Untersuchungszeitraum massiv angestiegen ist, deutet auf eine Bestandserhöhung aufgrund der Besatzmaßnahmen hin.

Die Frage, welche Situation ohne Besatz eingetreten wäre, lässt sich nicht beantworten. Dies gilt gleichermaßen für alle Untersuchungsstrecken. Dafür hätten Referenzstrecken ohne Beeinflussung durch Besatzmaßnahmen ausgewählt und beobachtet werden müssen. Es werden jedoch in praktisch allen Untersuchungsgewässern auch außerhalb des Untersuchungsgebietes von den Fischereiberechtigten

Besatzmaßnahmen durchgeführt. Diese Besatzfische unternehmen, wie die Ergebnisse deutlich belegen, mehr oder weniger starke Wanderungen. Die Auswahl von Referenzstrecken ohne Beeinflussung durch Besatzfische war daher nicht möglich.

Der Erfolg einer Besatzmaßnahme – im Sinne der Bestandserhaltung – bestätigt sich erst dann endgültig, wenn die besetzten Fische in einer ausreichenden Zahl die Geschlechtsreife erreicht haben und sich am Reproduktionsgeschehen beteiligen. Die begrenzte Dauer der Untersuchung lässt eine Verfolgung der Besatzäschen bis zur Laichreife aus methodischen Gründen nicht zu. Bei der Bewertung des Erfolgs der Besatzmaßnahmen müssen deshalb solche Kriterien Anwendung finden, die sich auf jene Altersklassen beziehen, die während des Untersuchungszeitraums von Besatzfischen erreicht werden konnten. Demzufolge war es nicht ausreichend, den Erfolg des Besatzes am Anteil des ersten Jahrgangs zu messen. Für den untersuchten Zeitraum wurden daher folgende Bewertungskriterien angesetzt (Kapitel 6.4):

Für eine positive Bewertung des Erfolgs muss die Anzahl der Äschen im Gewässer mindestens eine mittlere Häufigkeit aufweisen. Bei geringen bzw. sehr geringen Häufigkeiten kann selbst bei hohen Anteilen der Besatzäschen am Bestand nicht von einem Erfolg der Besatzmaßnahmen gesprochen werden, da es Ziel war, einen der Äschenregion angepassten Äschenbestand auf mittlerem bis hohem Niveau zu erreichen.

Die Besatzäschen sollten im Gewässer bei mindestens einer der jeweils besetzten Altersklassen maßgeblich beteiligt sein. Ein Anteil von unter 40 % wird als nicht mehr erheblich angesetzt. Bei einem niedrigeren Anteil ist davon auszugehen, dass sich die Besatzäschen nur unzureichend im Bestand behaupten (z. B. aufgrund geringerer Fitness) und sich dieser Trend bis zum Erreichen der Geschlechtsreife verstärken wird.

Wird lediglich eines dieser beiden Kriterien erfüllt, so ist von einem Misserfolg der Maßnahme zu sprechen. Werden beide erfüllt, bleibt dennoch offen, ob die Nachhaltigkeit der Besatzmaßnahmen gewährleistet ist. Diesem Sachverhalt trägt das folgende Kriterium Rechnung:

Bei wenigstens 5 % der wieder gefangenen Besatzäschen einer Altersklasse muss der Besatztermin mindestens 1 Jahr zurückliegen. Bei einem geringeren Anteil kann nicht davon ausgegangen werden, dass der Bestand langfristig durch die Besatzmaßnahmen erhalten wird. Es muss vielmehr davon ausgegangen werden, dass die Besatzäschen weitgehend verschwinden.

In Fällen, in denen die Besatzmaßnahmen zu Beginn der Untersuchung auf einem deutlich geringeren Niveau lagen als am Ende (Ammer Referenzstrecke I und Loisach), sowie in solchen, bei denen mit den Besatzmaßnahmen erst wesent-

lich später begonnen wurde (Schleiferbach), konnte ein Erfolg der Besatzmaßnahmen nicht eindeutig abgeschätzt werden.

Der Besatzerfolg an der Moosach kann aus methodischen Gründen nicht anhand der oben stehenden Bedingungen bewertet werden. Es mussten hier die Ergebnisse der Hamenbefischung herangezogen werden. Die überraschenden Ergebnisse (massive Abwanderung der Besatzäschen innerhalb 48 Stunden nach den Besatzmaßnahmen) ließen eine klare Aussage zum Besatzerfolg zu.

Bei der Beurteilung des Besatzerfolgs war insbesondere zu berücksichtigen, dass die angewandte Methodik der Elektrofischerei in Bezug auf die Intensität (Anzahl Befischungen, Gerätestärke, Streckenlänge und Fangeffektivität) zum Teil recht unterschiedlich war. In den großen Gewässern wie Iller und Isar, die mit dem Boot stromab treibend befischt wurden, war die Fangeffektivität mit ca. 10 % (bei Fischen ≥ 20 cm) wesentlich geringer als in den kleineren Gewässern. Die höchsten Fangeffektivitäten wurden in der Sempt, dem Saubach und im Schleiferbach mit ca. 40 % bis 70 % erzielt. Um dieses methodische Problem zu lösen und die Fangergebnisse der Gewässer vergleichbar zu machen, wurden die Fänge in so genannte relative Äschenanzahlen pro ha unter Berücksichtigung der jeweiligen Fangeffektivitäten (für Äschen ≥ 20 cm) umgerechnet. Hierbei wurde der Einheitsfang pro Gewässer in Stück pro ha mit der jeweils mittleren Fangeffektivität multipliziert. Die so erhobenen Zahlen sind methodisch nachvollziehbare Grundlagen für die Ermittlung des Besatzerfolgs.

Durch die praxisorientierte Ausrichtung der Studie ergaben sich verschiedene Probleme. Die unterschiedlichen Besatzmengen, -zeitpunkte, und -größen mussten genauso berücksichtigt werden wie die Ungleichheit der Fischereirechte. Mit dem angewandten Bewertungsmodell konnte die Verschiedenartigkeit der Besatzmaßnahmen wie auch die der Gewässer methodisch weitgehend berücksichtigt werden.

7.2 Betrachtung potenzieller Einflussfaktoren

7.2.1 Identifizierte Faktoren mit wesentlicher Bedeutung für den Besatzerfolg

Im folgenden Kapitel werden Faktoren diskutiert, die den Erfolg von Besatzmaßnahmen mit Äschen potenziell beeinflussen. Hierbei werden einerseits Aspekte aufgegriffen, die spezifisch auf Besatzfische wirken, und zum anderen Faktoren untersucht, die gleichermaßen den Bestand von Wild- und Besatzfischen beeinflussen.

In der Literatur werden als Gefährdungsursachen der Äsche im Wesentlichen falsche fischereiliche Nutzung (GUTHRUF 1999), Nahrungskonkurrenz, genetische Verfälschung von Lokalpopulationen (GUM et al. 2001), Schädigungen durch chemische Substanzen, Strukturverlust, Verlust von Laichhabitaten sowie Fraßdruck von Fischen und fischfressenden Vögeln diskutiert (BAARS et al. 2001). EBEL (2000) und DUJMIC (1997) nennen neben Wasserverunreinigungen vor allem flussbauliche Eingriffe als Gefährdungsursachen. Es werden hier beispielhaft der Mangel an Laichhabitaten – durch Sedimentation in Staubereichen – sowie die Verknappung an Jungfischhabitaten in begrädigten Fließgewässern genannt. Darüber hinaus wird der Lebensraumverlust in Ausleitungsstrecken ohne Restwasser als Rückgangsursache aufgeführt. Infolge der Gewässerfragmentierung in neuerer Zeit wurde die Erreichbarkeit von Habitaten sowie die Kompensation von Abdrift- und Abwanderungsprozessen stark eingeschränkt oder völlig behindert. Auch der hohe Bestand an Kormoranen wird – bezogen auf bestimmte Regionen – als Rückgangsursache genannt (BAARS et al. 2001, EBEL 2000, UIBLEIN et al. 2000).

BAARS et al. (2000) konnten in Untersuchungen in Bayern keine der genannten Ursachen für die sehr kurzfristige Reduktion zuvor stabiler Äschenpopulationen in Bayern nachweislich verantwortlich machen. Sie fanden jedoch starke Hinweise auf den Faktor fischfressende Vögel als Rückgangsursache.

In der Literatur wird diskutiert, ob die oben genannten für den Rückgang der Äschen potentiell bedeutsamen Faktoren auch Einfluss auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen haben.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden einige Faktoren identifiziert, die aller Wahrscheinlichkeit nach keinen Einfluss auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen ausüben, und solche, die den Erfolg deutlich beeinflussen. Darüber hinaus wurden Faktoren erfasst, deren Bedeutung in diesem Zusammenhang nicht geklärt werden konnte.

Als erstes werden im Folgenden diejenigen Faktoren betrachtet, die nach den Erkenntnissen der Untersuchung ein Einflusspotenzial haben. Im Anschluss daran werden die weiteren weiteren Faktoren diskutiert, die keinen Einfluss haben und solche, deren Bedeutung unbekannt ist.

7.2.1.1 Abwanderung frisch besetzter Äschen

Die spontane Abwanderung von frisch besetzten Fischen wurde bei verschiedenen Salmoniden wiederholt beobachtet (MILLER 1951, SCHMUTZ 1996). THORVFE & CARLSTEIN (1998) konnten nachweisen, dass Äschen zum Teil unmittelbar nach dem Aussetzen abwanderten. In diesem Zusammenhang sind folgende Fragen zu stellen:

- Lassen sich bei Besatzäschen spontane Wanderbewegungen unmittelbar nach dem Besatz nachweisen?
- In welchem Ausmaß – sowohl in Bezug auf die Anzahl der Fische als auch auf die zurückgelegten Strecken – finden solche Abwanderungen statt?
- Was bedeutet dies für den Erfolg der Besatzmaßnahmen?

Anhand der Reusen- und Hamenbefischungen ließen sich flussabwärts gerichtete Wanderbewegungen erfassen, die unmittelbar nach den Besatzmaßnahmen begonnen wurden. Stromab gerichtete Bewegungen von frisch besetzten Äschen konnten in der Moosach, der Ramsach und dem Saubach registriert werden.

In der schlecht strukturierten Moosach war die festgestellte Abwanderung erstaunlich hoch. So erreichten im Mai 2000 bereits innerhalb von 48 Stunden 98 % der besetzten einsömmerigen Äschen die 3 km stromab liegende Fangeinrichtung. Selbst von den Äschen, die 5 km oberhalb der Fangeinrichtung besetzt wurden, geriet innerhalb derselben Zeitspanne rund die Hälfte in die Fangeinrichtung (Kapitel 6.3.2.2). Bei einer Wiederholung des Versuchs im November desselben Jahres konnte dieser Effekt erneut festgestellt werden, wenn auch nicht ganz so extrem. In ihrer Abwanderungstendenz unterschieden sich ein- und zweisömmerige Äschen nicht wesentlich.

Bei den frisch besetzten Äschen konnten maximale Wandergeschwindigkeiten von bis zu 0,4 m/s nachgewiesen werden. Trotz geringer Fließgeschwindigkeiten in der Moosach lagen die minimalen Wandergeschwindigkeiten der gefangenen Äschen bei 0,03 m/s. Diese Beobachtungen deuten darauf hin, dass es sich um eine aktive kontinuierliche Abwanderung ohne dauerhafte Pausen handelte. Es war auffällig, dass die Äschen offensichtlich in Schwarmverbänden abwanderten.

Auch an der Ramsach wurde das Phänomen festgestellt, allerdings in wesentlich geringerem Ausmaß. So wurden im Herbst 2000 ca. 20 % der frisch besetzten einsömmerigen Äschen 1 km stromab und von einer weiter stromauf besetzten Gruppe etwa 5 % ca. 7,6 km stromab gefangen. Von einer ebenfalls weiter stromauf besetzten Gruppe zweisömmeriger Fische wurde weniger als 1 % nach 7,6 km gefangen. Bei den Fangergebnissen in der Ramsach ist zu berücksichtigen, dass die Befischungseffektivität der Reuse zeitweise eingeschränkt war. Demnach scheint es durchaus denkbar, dass ein höherer Anteil stromab gewandert ist, als durch die Befischung erfasst werden konnte. Interessant ist vor allem die Beobachtung der unterschiedlichen Abwanderungsraten in Relation zur Gewässerstruktur. Im Frühjahr 2001 sind von einer im naturnahen Abschnitt der Ramsach besetzten Gruppe von Äschen ca. 3 % und von der im begrädigten Abschnitt besetzten Gruppe ca. 20 % mit einer Reuse gefangen wor-

den. Der Reusenfang der zweiten Gruppe wäre wahrscheinlich noch höher ausgefallen, wenn man die zweifellos abwanderungswilligen Äschen mitgezählt hätte, die sich bis Versuchsende unmittelbar vor dem Reuseneingang in großer Zahl versammelt hatten (Kapitel 6.3.2.3).

Im Saubach konnten bei der Reusen- und der Hamenbefischung nur geringe Anteile (2 % bzw. 4 %) der besetzten Äschen gefangen werden. Hierbei ist insbesondere zu berücksichtigen, dass sowohl der Hamen als auch die Reuse jeweils unmittelbar unterhalb des Turbinenauslaufs eines Kleinkraftwerks eingesetzt wurden. Beide Kraftwerke waren durch einen Rechen am Einlauf mit einem Stababstand von ca. 2 cm Breite versehen. Während der Hamenbefischung wurde beobachtet, wie sich ein erheblicher Anteil der besetzten Fische dicht gedrängt vor dem Rechen aufhielten. Die Fische wurden offenbar durch den Rechen an der Abwanderung gehindert, obwohl sie vom Körperdurchmesser her knapp durch den Rechen gepasst hätten.

Ganz anders lagen die Ergebnisse an 2 gut bis sehr gut strukturierten Gewässern, nämlich der Ammer und dem Schleiferbach. Bei Befischungen mit einem Hamen (Ammer September 2000) und einer Reuse (Schleiferbach November 2000) gelangten unter vergleichbaren Versuchsbedingungen in keinem der beiden Gewässer frisch besetzte Äschen in die jeweiligen Fangeinrichtungen, obwohl deren Entfernungen von der Besatzstelle mit 1 km (Ammer) bzw. 2,2 km (Schleiferbach) wesentlich geringer waren als in den vorgenannten Gewässern. Dies lässt den Schluss zu, dass die frisch besetzten Äschen unmittelbar nach dem Besatz (24 Stunden ab Besatz in der Ammer bzw. 48 Stunden im Schleiferbach) gar nicht oder nur unwesentlich stromab gewandert sein können.

Ein Vergleich der Fangergebnisse (Reusen- und Hamenbefischungen) zeigt, dass die Abwanderung zum einen je nach Jahreszeit unterschiedlich ausfallen kann. Zum anderen gibt es deutliche Hinweise dafür, dass die Tendenz abzuwandern, sehr stark von der strukturellen Wertigkeit der besetzten Gewässerstrecke abhängt. Von Fischen, die in naturnäheren Abschnitten besetzt wurden, sind geringere Anteile gefangen worden als von Gruppen, die in monotoneren Abschnitten besetzt wurden. Die Ergebnisse sind insofern bemerkenswert, als die Versuche im Schleiferbach und in der Moosach zeitgleich durchgeführt wurden und dabei die gleichen Fischgrößen im entsprechenden Zeitraum besetzt wurden. Es ist zudem interessant, dass der Schleiferbach von der Moosach dotiert wird und daher eine ähnliche Wasserchemie vorausgesetzt werden kann. Trotz dieser vorwiegend gleichen äußerlichen Versuchsbedingungen sind die Äschen in der Moosach in großer Zahl abgewandert und im Schleiferbach nicht. Zu berücksichtigen ist, dass im Schleiferbach zwar keine Abwanderung der Äschen innerhalb 48 Stunden nach

Besatz festgestellt wurde, aber 1 Jahr nach Besatz trotzdem keine Besatzätschen mehr nachgewiesen werden konnten. Die Moosach und der Schleiferbach unterscheiden sich insbesondere bezüglich Strömungs- und Strukturvielfalt. Es liegt der Schluss nahe, dass die Gewässerstruktur der Moosach eine wesentliche Ursache für die beobachtete massive Abwanderung der Äschen unmittelbar nach der Besatzmaßnahme darstellt.

Die unmittelbare Abwanderung frisch besetzter Äschen über große Strecken kann unter Umständen sehr hoch sein und hängt unter anderem wesentlich von der Gewässerstruktur ab.

Es wurde dargelegt, dass massive Abwanderungen frisch besetzter Äschen auftreten können. Derartige Abwanderungen können einen sehr negativen Effekt für den Besatzerfolg haben. Dies trifft insbesondere zu, wenn bei der Abwanderung Querbauwerke überwunden werden, welche eine Kompensation der zurückgelegten Strecken verhindern. Durch die Auswahl von strukturreichen Besatzstellen kann der Effekt der unmittelbaren Abwanderung nach dem Besatz deutlich abgeschwächt werden.

Die Ergebnisse deuten auch darauf hin, dass sich in Fischereirechten mit Wasserkraftwerken durch Abstimmung der Besatzfischgrößen auf vorhandene Rechenabstände die Abwanderungen eindämmen lassen. Negative Effekte auf den Besatzerfolg durch Wasserkraft können auf diese Weise eventuell vermindert werden. Wasserkraftbedingte Schäden an Wildfischpopulationen bleiben hierdurch unberührt.

7.2.1.2 Die Gewässerstruktur und ihre Eignung für die Äsche

In der Literatur wurde wiederholt die Anforderung der Äsche an gut strukturierte Gewässer in Zusammenhang mit ihrem Rückgang gestellt (BAARS et al. 2001). Grundlegend stellt sich daher die Frage, ob ein Gewässer hinsichtlich seiner strukturellen Rahmenbedingungen überhaupt noch für die Äsche und damit auch für ihren Besatz geeignet ist.

Fast alle untersuchten Gewässer wiesen ursprünglich gute bis sehr gute Äschenbestände auf. Ein Rückgang der Äsche – aufgrund von Strukturdefiziten – ist daher nur im Zusammenhang mit einer deutlichen Verschlechterung der strukturellen Situation denkbar.

In den von KÖNIGSDORFER et al. (2000) untersuchten Gewässern Ammer, Iller und Schwarzer Regen hat sich im Rückgangszeitraum der Äsche nichts Wesentliches hinsichtlich des Gewässerausbaus (Quer- und größere Längsbauwerke, Ausleitungsstrecken) geändert. Folglich sei auch ein Verlust von Laichhabitaten im Rückgangszeitraum nicht nachvollziehbar. Die Ammer- und Illerabschnitte dieser Studie deckten sich weitgehend mit jenen der vorgelegten Arbeit, so

dass Strukturverlust auch hier nicht in Betracht kommt. Dass zumindest im Großteil der Untersuchungsgewässer Laichhabitate in ausreichender Qualität und Häufigkeit vorhanden sind und die Reproduktion funktioniert, zeigen die Ergebnisse aktueller Untersuchungen. HEIM (2000) fand in Gewässerstrecken, die sich im hier untersuchten Gebiet befanden (Ammer, Iller, Isar, Loisach, Ramsach), potenzielle Laichplätze von guter bis mittlerer Qualität. In einigen Fällen konnte er das Laichgeschehen der Äsche direkt nachweisen. SCHUBERT (2001) konnte in denselben Gewässern eine funktionierende natürliche Reproduktion der Äsche durch die Beobachtung von Brut nachweisen.

Gegen Strukturverlust als wesentliche Ursache spricht ferner, dass naturnahe Strecken vom Rückgang der Äsche ebenso betroffen sind wie anthropogen stärker beeinflusste Teilstücke (STEINHÖRSTER 2001).

An Ammer und Iller existieren nach SACHTELEBEN (2000) über 12 km lange und durch Querbauwerke unbeeinträchtigte Abschnitte, so dass die für die Äsche typischen Wanderungen möglich sind. Obwohl alle Querverbauungen vor 1970 – also vor dem Rückgang der Äsche – errichtet wurden, waren beide Flüsse stark vom Rückgang der Äsche betroffen. Der Verlust der Durchwanderbarkeit ist nach SACHTELEBEN (2000) folglich auch keine maßgebliche Ursache für den Rückgang der Äsche in den vergangenen 2 Jahrzehnten.

Die Tatsache, dass die Untersuchungsgewässer ursprünglich gute Äschenbestände aufwiesen, in Verbindung mit der Erkenntnis, dass es keine Hinweise auf eine strukturelle Verschlechterung der Gewässer (im Rückgangszeitraum der Äsche) gibt, lässt den Schluss zu, dass die strukturelle Ausstattung der Untersuchungsgewässer für die Anforderungen der Äsche ausreicht.

Dennoch spielt dieser Faktor eine nicht zu vernachlässigende Rolle für den Erfolg von Besatzmaßnahmen. Insbesondere sei hier auf die Abwanderung frisch besetzter Äschen verwiesen (Kapitel 6.3.2). So wurde in der Ammer, die bezüglich der Naturnähe eine herausragende Stellung einnimmt, keine Abwanderung der frisch besetzten Äschen nachgewiesen. Die Varianz der Ammer bezüglich Substrat, Gewässertiefe, Strukturvielfalt und Fließgeschwindigkeit ist außerordentlich hoch. Die Ausprägung der Kiesbänke sowie die Prallufer mit sehr großen Mengen an Totholz und die sehr geringe Uferverbauung sind hier besonders hervorzuheben. Die Moosach, an der die stärksten Abwanderungen der frisch besetzten Äschen nachgewiesen wurden, fällt dagegen durch eine hohe Eintönigkeit – verglichen mit den erwähnten Merkmalen der Ammer – auf.

Als weiteres Indiz für die große Bedeutung der Gewässerstruktur für den Erfolg bei Besatzmaßnahmen können auch die Ergebnisse der Ammer und der Ramsach gewertet wer-

den. Beide Gewässer zeigen vergleichsweise gute Struktur- und heterogene Strömungsverhältnisse auf und erweisen sich als Positivbeispiele für den Erfolg von Besatzmaßnahmen. Die übrigen Gewässer sind entweder durch die Regelung des Abflussregimes oder durch Gewässerverbauungen mehr oder weniger stark denaturiert. Hier war der im Rahmen der Untersuchung definierte Erfolg nicht gegeben oder ungewiss. Die Vermutung, dass der Erfolg von Besatzmaßnahmen umso besser wird, je naturnäher das Gewässer ist, konnte daher mit Einschränkungen bestätigt werden. Diese Feststellung stimmt mit Ergebnissen von SPINDLER (2001) aus dem Inn überein. Im Inn waren Besatzmaßnahmen mit Bachforellen und Äschen an Stellen, an denen die Gewässerstruktur gut war, deutlich erfolgreicher als an strukturarmen Abschnitten. SPINDLER (2001) leitet daraus ab, dass der Besatz in strukturreichen Abschnitten generell gute Chancen auf Erfolg hat.

Im Hinblick auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen in Zusammenhang mit der Gewässerstruktur muss das Vorhandensein von nicht stromaufwärts durchwanderbaren Querbauwerken getrennt bewertet werden. Wenn große Anteile der Besatzäschchen über weite Strecken abwandern und dabei entsprechende Querbauwerke stromab überwinden, haben die Fische meist keine Möglichkeit mehr, den Bereich, in dem sie besetzt wurden, wieder zu erreichen. Die Besatzstellen stehen den Fischen später demzufolge nicht mehr als Lebensraum zur Verfügung. Es lässt sich daraus ableiten, dass der gewünschte Besatzerfolg in dem besetzten Gewässerabschnitt zwangsläufig ausbleiben muss.

7.2.1.3 Prädation durch fischfressende Vögel

Dem Einfluss fischfressender Vögel – insbesondere von Kormoran und Gänsesäger – auf Äschenpopulationen wird in der Literatur eine nicht unerhebliche Bedeutung beigemessen. Da auch der Erfolg von Besatzmaßnahmen in diesem Zusammenhang bewertet werden muss, soll dieser Aspekt im Folgenden näher diskutiert werden.

In Südbayern kommen Kormorane und Gänsesäger in zum Teil erheblichen Stückzahlen vor (BAARS et al. 2001 & 2000). Die Gewässer werden vor allem in den Wintermonaten von den genannten Vogelarten aufgesucht. Bei Kormoran-zählungen konnten in Bayern in den Jahren 1998 und 1999 im Winterdurchschnitt 6.444 Kormorane ermittelt werden. Das Wintermaximum betrug 8.200 Individuen (LANZ 1999). Neben dem Kormoran scheint auch der Gänsesäger zunehmend eine nicht unbedeutende Rolle bei der Prädation zu spielen. Der Bestand an Brutpaaren von Gänsesägern ist in Bayern aufgrund des Anbringens von Nistkästen lokal deutlich angestiegen (KELLER & LINDEINER 2001). Bezüglich der Winterbestände bestehen hier allerdings noch Wissens-

lücken (KELLER & LINDEINER 2001). KELLER und LINDEINER (2001) gehen aber davon aus, dass die Bestände der Gänse- säger vor dem Bestandseinbruch der Äsche am höchsten waren. Die Autoren unterscheiden allerdings aufgrund man- gelnden Zahlenmaterials nicht zwischen den Gänse- sägerzahlen in der Äschenregion und jenen an größeren Stillgewäs- sern. Ebenso stellten die Autoren fest, dass die Ammer wäh- rend ihrer Untersuchung in einer hohen räumlichen und zeit- lichen Dynamik von Gänse- sägern aufgesucht wurde. Nach den Aussagen von Fischereiberechtigten werden kleinere Fließgewässer (wie z. B. Saubach und Sempt) mit geringen Breiten – besonders in der Nähe von Siedlungen – von fisch- fressenden Vögeln offensichtlich eher gemieden (BAUM- GARTNER 2001, KFV FREISING 2001, RÖTZER 2001).

Exakte Angaben über den jeweiligen Prädationsdruck durch Kormoran und Gänse- säger können für die untersuch- ten Gewässer nicht abgeleitet werden. Es ist jedoch hinläng- lich bekannt, dass der Kormoran einen negativen Einfluss auf die Äschenpopulationen in Südbayern hat (KELLER et al. 1996). Auch BAARS et al. (2001) führten den Rückgang der Äsche wesentlich auf den Fraßdruck durch Kormoran und Gänse- säger zurück. Für Gewässer in Österreich wird die Situation ähnlich beschrieben (KOHL 1996).

Wenn der Fraßdruck von fischfressenden Vögeln eine nachweisliche Rückgangsursache ist, so muss postuliert werden, dass Besatzmaßnahmen in gleicher Weise dadurch belastet werden. WIßMATH & WUNNER (1998) konnten bele- gen, dass ein Besatz mit Bachforellen in der Isar bei München aufgrund eines hohen Gänse- sägervorkommens scheiterte. KOHL (1996) folgerte für österreichische Fließgewässer, dass dortige Besatzmaßnahmen zur Bestandssicherung erfolglos bleiben, so lange Kormorane in gegenwärtigen Zahlen prä- sent sind. Auch WURM (1998) hält Besatzmaßnahmen nicht für Erfolg versprechend, wenn in einem Gewässer der Fraß- druck fischfressender Vögel für den Rückgang der Fisch- populationen verantwortlich ist. UIBLEIN et al. (2000) fordern, bei Besatzmaßnahmen mit Äschen Erfolgskontrollen durch- zuführen und hierbei auch die Entwicklung in unterschied- lichen Referenzstrecken – mit und ohne Einfluss fischfressen- der Vögel – zu berücksichtigen. Die hier vorgelegte Untersu- chung greift diesen Punkt auf.

Die Vergrämung von Gänse- sägern an der Ammer führte zu einem signifikanten Anstieg der Äschenpopulation in der untersuchten Strecke. In den Referenzstrecken, in denen kei- ne Vergrämung durchgeführt wurde, konnte kein Anstieg der Äschenpopulation nachgewiesen werden (Kapitel 6.5). Es gibt keinerlei Anzeichen dafür, dass bei den Untersuchungen an der Ammer andere Faktoren für den Anstieg der Äschen- population verantwortlich gemacht werden könnten als die der Vergrämung. Auch KLEIN (2001) machte bei Versuchen an

der Mangfall eine ähnliche Beobachtung, allerdings ohne dass die betreffenden Strecken mit Äschen besetzt wurden.

Die Ergebnisse der Gänse- sägervergrämung an der Ammer wurden im Rahmen des »Artenhilfsprogramms Äsche« von Seiten des Landesbundes für Vogelschutz (KELLER & LIN- DEINER 2001) anders eingeschätzt als in der vorliegenden Untersuchung. Aus diesem Grund wird im Folgenden auf die Ergebnisse von KELLER & LINDEINER (2001) näher einge- gangen.

KELLER und LINDEINER (2001) führten an der Ammer zeitgleich mit der Vergrämung im Rahmen des »Artenhilfspro- gramms Äsche« Zählungen von Gänse- sägern durch. In der Referenzstrecke wurden (Winter 1999/2000; Median: 0,32 Gänse- säger/km) deutlich höhere Gänse- sägerdichten festge- stellt als in der Vergrämungsstrecke (Winter 1999/2000; Me- dian: 0,16 Gänse- säger/km). Im Rahmen der Studie der Auto- ren kamen verschiedene Zähler im gleichen Abschnitt bei zeitgleich durchgeführten Zählungen meist zu unterschied- lichen Ergebnissen. Die Autoren führen dies darauf zurück, dass die Gänse- säger die Gewässer mit einer hohen zeitlichen und räumlichen Dynamik aufsuchen. Aufgrund der hohen Schwankungsbreite beurteilten KELLER & LINDEINER (2001) die Unterschiede trotz starker Varianzen als letztlich nicht sig- nifikant.

Im Zuge der hier vorgelegten Arbeit wurde der Besatz in der Ammer in den Referenzstrecken als ungewiss und in der Strecke mit Gänse- sägervergrämung als erfolgreich bewertet. Die Bewertung ungewiss ist darauf zurückzuführen, dass die Häufigkeiten der Äschen in der betreffenden Referenzstrecke als sehr gering bis gering eingestuft werden und damit das Ziel – einen gewässertypischen Äschenbestand auf mittlerem Niveau zu erreichen – bisher verfehlt wurde. Da die Höhe der Besatzmaßnahmen jedoch von 1998 bis 2000 etwas gesteigert wurde, ist methodisch bedingt derzeit nicht gesichert zu beantworten, ob sich aufgrund der Besatzmaßnahmen zu einem späteren Zeitpunkt ein Äschenbestand auf höherem Niveau einstellen wird.

Es gibt keine Hinweise, dass neben der Vergrämung des Gänse- sägers andere Faktoren ausschlaggebend gewesen sein könnten und damit die unterschiedlichen Ergebnisse erklären würden: – Vergrämungsstrecke (positive Bestands- entwicklung/Besatzerfolg); Referenzstrecken (keine positive Bestandsentwicklung/Besatzerfolg ungewiss) -

Dem Fraßdruck fischfressender Vögel wird daher im Rah- men der vorliegenden Arbeit in Bezug auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen mit Äschen eine große bis sehr große Bedeutung zugemessen.

7.2.1.4 Qualität von Besatzäschen

Im freien Fließgewässer sind Besatzfische mannigfaltigen Umwelteinflüssen ausgesetzt, die in Verbindung mit der Widerstandsfähigkeit der Fische die Überlebensrate stark beeinflussen. In der Literatur wird folglich davon ausgegangen, dass die Qualität der zu besetzenden Fische ein wesentlicher Faktor für den Erfolg von Besatzmaßnahmen ist. Die Ausprägung der Flossen, die Kondition und die Gesundheit sowie die genetische Herkunft der Fische stellen die wesentlichen den Erfolg beeinflussenden Qualitätskriterien dar (JORGENSEN & BERG 1991, BOHL 1997, KLUPP 1981, KOHL 2000, LACHANCE & MAGNAN 1990, MILLER 1958, SCHMUTZ 2000 & 1996).

GROSS et al. (2001) konnten deutliche genetische Differenzen von Äschenpopulationen verschiedener Einzugsgebiete (Donau, Elbe, Main) nachweisen. Nach GUM et al. (2001) bestehen auch innerhalb einzelner Flusseinzugsgebiete genetische Substrukturen. Dies lässt vermuten, dass Besatzäschen, deren genetische Herkunft aus dem zu besetzenden Flussgebiet stammt, auch eine höhere Anpassung an die dort vorherrschenden Lebensbedingungen aufweisen als Besatzfische standortfremder Herkünfte. Nach STEIN et al. (2000) scheint es zwingend notwendig, Fische nur in Form kontrollierter Besatzprogramme unter strikter Berücksichtigung der genetischen Identität der Populationen auszusetzen. Die Begründung dieser Forderung liegt nach STEIN et al. (2000) in der Verpflichtung zum Erhalt der genetischen Vielfalt. Für den Schutz der Äsche und zur Sicherung ihres genetischen Potenzials sowie der innerartlichen Biodiversität ist eine Vermischung von Subpopulationen mit fremden Herkünften zu vermeiden (GUM et al. 2001). Für die Produktion von Besatzäschen sollten nach UIBLEIN et al. (2000) nach Möglichkeit die von den Autoren empfohlenen Minimalgrößen von Zuchtpopulationen beachtet werden, um den Verlust genetischer Variabilität zu verhindern. Nach SOULE (1980) beträgt die effektive Populationsgröße 50. Das bedeutet, dass bei einer Tierpopulation von 25 Milchern und 25 Rognern über 100 Generationen keine Inzuchtdepressionen auftreten. Derzeit werden für die Praxis der fischereilichen Bewirtschaftung Empfehlungen auf der Basis vorliegender molekularer Datensätze von GUM et al. (2001) zur Auswahl und Anzahl der Laichfische erarbeitet.

Von KLINGER (1997) wird gar der Besatz mit Wildfischen gefordert, da diese den Anforderungen, die an Besatzfische gestellt werden, am ehesten gerecht werden. Besatzmaßnahmen mit Fischen, die unter intensiven Aufzuchtbedingungen produziert wurden, werden in der Literatur in einer Vielzahl von Veröffentlichungen als kritisch eingeschätzt (KOHL 2000, SCHMUTZ 2000 & 1996). Nach CRESSWELL & WILLIAMS (1983) haben Fische, welche unter Strömungsbedingungen

aufgewachsen sind, größere Überlebensraten als solche aus stehenden Teichen.

Es stellt sich die Frage, ob die in dieser Untersuchung besetzten Äschen den Anforderungen im freien Gewässer gewachsen sind.

Die in dieser Untersuchung verwendeten Besatzfische stammen hauptsächlich von Wildfängen aus dem Einzugsgebiet der besetzten Gewässer ab. Bei den Besatzäschen handelte es sich ausschließlich um Jungfische aus einer im Vergleich mit der Forellenproduktion extensiven Erzeugung. Dabei wurden nur gesunde Fische mit guter Kondition, vollständig ausgeprägten Flossen und somit in insgesamt hoher Qualität ausgesetzt.

Die erfüllten Qualitätskriterien werden in der genannten Literatur (Kapitel 2) in der Regel als sehr positiv bewertet. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass Fischzüchter bei einem weiteren Absinken der Äschenbestände in Zukunft auf keine gesunden Zuchtpopulationen mehr zurückgreifen können und zudem eine zu geringe Anzahl an Laichäschen zur Verfügung stehen wird. Dieses Szenario hätte mit hoher Wahrscheinlichkeit den Verlust der genetischen Variabilität der Besatzäschen sowie ein wesentlich zu geringes Besatzfischangebot zur Folge.

Die Versuche mit dem Verhaltensmesssystem Behavio-Quant® deuten darauf hin, dass Besatzäschen aus Zuchtbetrieben im Gegensatz zu Wildäschen unter Strömungsbedingungen Schwierigkeiten haben können, einen Schwarm auszubilden und der Strömung standzuhalten. Die Besatzäschen wurden meist mehr oder weniger stark umhergewirbelt, so dass es ihnen nicht gelang, sich in einem konstanten Schwarm einzustellen.

Im freien Fließgewässer könnte dies bedeuten, dass die Besatzäschen der Strömung nicht standhalten können und nach dem Besatz abdriften. Allerdings wird in diesem Zusammenhang vor vorschnellen Schlüssen gewarnt, da der Versuch lediglich einmal – mit jeweils nur einer Herkunft von Äschen – durchgeführt wurde. Um die Ergebnisse zu verifizieren, müssen eine Reihe von Wiederholungen der Versuche mit Besatzäschen und Wildäschen aus verschiedenen Herkünften durchgeführt werden.

Gegen die Annahme, Besatzäschen könnten der Strömung nicht standhalten, spricht, dass in der Moosach trotz niedriger Fließgeschwindigkeiten erhebliche Abwanderungstendenzen nachgewiesen wurden, in der Ammer trotz wesentlich höherer Fließgeschwindigkeiten jedoch nicht.

Im Folgenden sei auf die Forderung nach Besatz mit Wildfischen kurz eingegangen: Wildäschen als Besatzmaterial stehen in der Regel nicht zur Verfügung. In die Iller wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung im Herbst 1999 ca. 1.200 markierte Äschenwildlinge (1.488 ÄE bzw. rund

10 ÄE/ha) aus der Kammel eingesetzt. Der Äschenbestand in der Kammel war 1999 so hoch, dass zu Versuchszwecken ausnahmsweise eine begrenzte Entnahme von Äschenwildlingen als Besatz von der zuständigen Behörde genehmigt werden konnte. Von diesen besetzten Wildlingen wurde lediglich ein Exemplar wieder gefangen. Derzeit gibt es kein weiteres Fließgewässer in Bayern mit einer so großen Population an Äschen, aus dem eine regelmäßige Entnahme von untermaßigen Jungfischen als Besatzmaterial für andere Gewässer unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Gesichtspunkte denkbar wäre. Aus diesem Grund führt die Diskussion über die bessere Eignung von Wildlingen als Besatzfische im Rahmen dieser Arbeit nicht zum Ziel.

Da die durchgeführten Besatzmaßnahmen in 2 Gewässern erfolgreich waren und die Qualität der Besatzfische in allen Gewässern als gut beurteilt werden kann ist es sehr unwahrscheinlich, dass mangelnde Qualität der Besatzfische im Rahmen der Untersuchung eine wesentliche Ursache für den geringen Erfolg war.

BOHL (1997) konnte nachweisen, dass Huchen, welche unter Strömungsbedingungen aufgezogen wurden, deutlich höhere Anteile an – für die ausdauernde Schwimmleistung erforderlicher – roter Muskulatur ausbildeten, als solche, die ohne Strömung aufgezogen wurden. Er fordert deshalb, Besatzfische an Strömung zu gewöhnen. Auch nach SHUROV et al. (1987) sollten Fische vor dem Besatz an Strömung gewöhnt werden. In Versuchen der genannten Autoren wurden Lachssetzlinge vor dem Besetzen an Strömungsbedingungen angepasst, um eine bessere körperliche Kondition zu erreichen. In schnell überströmten Abschnitten wurden die durch Strömung trainierten Fische dreimal häufiger nachgewiesen als die einer untrainierten Referenzgruppe.

Es wäre daher denkbar, dass unter Strömungsbedingungen aufgezogene Äschen in freien Gewässern der Strömung besser standhalten können als in ruhigen Teichen aufgezogene Äschen.

7.2.1.5 Höhe der Besatzmaßnahmen

Gewässerbewirtschafter gehen in der Regel frei nach dem Motto »viel hilft viel« davon aus, dass der Erfolg einer Besatzmaßnahme direkt mit der Menge an eingesetzten Fischen zusammenhängt. Dabei wird meist nicht überprüft, ob die von HARSÁNYI (2000) aufgestellte Forderung, dass der Besatzaufwand in Relation zum Erfolg stehen müsse, erfüllt wird. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde bei der Beurteilung des Besatzerfolgs der Aufwand bisher nicht betrachtet. Es wurde nur überprüft, ob man dem Ziel – Erreichen eines gewässertypischen Äschenbestands – näher gekommen ist. Es stellt sich nun die Frage, inwieweit die Menge des eingebrachten Besatzes Einfluss auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen hat.

Für die Klärung dieser Frage wird im Folgenden zuerst betrachtet, wie groß in der Literatur die Bedeutung der Besatzmenge für den Besatzerfolg eingeschätzt wird. In der Literatur wird wie in Kapitel 7.1 erwähnt, der Besatz mit 150 bis 180 Äscheneinheiten pro ha und Jahr empfohlen. Nach BAARS et al. (2001) werden in Bayern in der Äschenregion jedoch zwischen 500 bis 3.000 einsömmerige und/oder 50 bis 300 zweisömmerige Äschen pro ha und Jahr besetzt. Dies entspricht in etwa 400 bis 3.000 Äscheneinheiten pro ha. Die Schwankungen in bayerischen Äschenfangstatistiken erfolgten nach STEINHÖRSTER (2001) jedoch weitgehend unabhängig von der vorhergehenden Besatzstärke (Kapitel 2). Auch nach STEIN (1987) trug eine Steigerung der Besatzzahlen mit Äschen nicht zu einer Erhöhung des Äschenbestandes bei. In der Literatur konnten folglich keine Hinweise dafür gefunden werden, dass eine Erhöhung der Besatzzahlen über die Empfehlungen von HARSÁNYI (2000) und JENS (1980) hinaus, Hoffnungen auf einen steigenden Besatzerfolg oder einen erhöhten Äschenbestand rechtfertigen.

Die gestellte Frage kann auf Basis der Untersuchungsergebnisse der vorliegenden Arbeit folgendermaßen beantwortet werden: Die Vermutung, dass die Höhe des eingebrachten Besatzes einen bedeutenden Einfluss auf den Erfolg der Maßnahme hat, kann im Rahmen der Untersuchung nur bedingt belegt werden. Hohe bis sehr hohe Besatzmaßnahmen in der Ramsach waren erfolgreich wohingegen geringe bis sehr geringe Besatzmengen in der Iller keinen Erfolg erzielten. Allerdings zeigte die hohe Besatzmenge im Saubach keinen Erfolg, während der Besatz in einer mittleren Intensität in der Ammer (Vergrämungsstrecke) erfolgreich war.

Dies lässt erkennen, dass die Höhe des Besatzes durchaus einen Einfluss auf den Erfolg haben kann, wenn entsprechende Rahmenbedingungen gegeben sind.

7.2.1.6 Ökologischer Zustand der Gewässer

Der ökologische Zustand der Gewässer kann einen maßgeblichen Einfluss auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen ausüben. Fischbiozönosen spiegeln den ökologischen Zustand relativ gut wider (SCHMUTZ et al. 2000). Ist die Fischbiozönose und damit auch der ökologische Zustand der Gewässer gegenüber dem Leitbild verändert, ist davon auszugehen, dass die dafür verantwortlichen Faktoren auch den Erfolg von Besatzmaßnahmen mit beeinflussen. Im Folgenden werden die Bewertung des ökologischen Zustands und die Bedeutung der diesbezüglichen Ergebnisse für den Besatzerfolg diskutiert.

Um den ökologischen Zustand von Gewässern bewerten zu können, sind die Erstellung eines Leitbilds und der Vergleich der derzeitigen Situation mit diesem notwendig. Die Gewässer der Äschenregion können hinsichtlich der fischerei-

biologisch relevanten Kriterien (z.B. chemisch-physikalische Wasserparameter, Abfluss, Gefälle, Struktur etc.) teilweise sehr unterschiedlich ausgeprägt sein. Da es sich bei den Untersuchungsgewässern um zum Teil von Natur aus sehr unterschiedliche Gewässer handelt, ist folglich auch davon auszugehen, dass die jeweiligen Leitbilder mehr oder weniger starke Abweichungen aufweisen. Aufgrund der großen Lücken bei den historischen Daten über den natürlichen Zustand der Gewässer sowie deren Fischbiozöten ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine objektive Erstellung einzelner Leitbilder möglich. Deshalb wurde ein übergeordnetes Leitbild auf Basis der aus der Literatur bekannten Grundlagen (BAARS et al. 2000, DUJMIC 1997, KAUFMANN et al. 1991, LEUNER et al. 2000, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992, SCHMUTZ 2000, UIBLEIN et al. 2000) erstellt. Als Basis für die Fischartenvielfalt wurden z.B. die nach SCHMUTZ et al. (2000) als standorttypisch in der Äschenregion bewerteten Arten herangezogen. Es liegt in der Natur der Sache, dass der Urzustand aufgrund der Verschiedenartigkeit der jeweiligen Gewässerstrecken und damit auch das jeweils objektive Leitbild von dem übergeordneten Leitbild stark abweichen muss.

Hinzu kommt, dass die Datenbasis, die für die Ermittlung des Fischartenspektrums zugrunde gelegt wurde, von Gewässer zu Gewässer verschieden groß ist. In der Ammer wurden z.B. die häufigsten und umfangreichsten Elektrofischungen durchgeführt. Es liegen Fanglisten der Vereine sowie eine Reihe von früheren Elektrofischereiergebnissen vor. In diesem Fall ist das ermittelte derzeitige Fischartenspektrum vergleichsweise gut abgesichert. Am Saubach z.B. waren die Häufigkeit und der Umfang der Elektrofischerei verhältnismäßig gering und es lagen keine früheren Elektrofischereiergebnisse vor. Aus diesem Grund ist das ermittelte derzeitige Fischartenspektrum hier weniger gut abgesichert.

Es ist nicht anzunehmen, dass das historische Fischarteninventar eines voralpinen Gewässerabschnitts, wie z.B. der Loisach, mit dem eines Niedrigwassergewässers wie der Sempt übereinstimmt. Des Weiteren ist es fraglich, ob alle von SCHMUTZ et al. (2000) als standorttypisch in der Äschenregion bezeichneten Fischarten auch standorttypisch in allen Untersuchungsabschnitten sind sowie ob der Umkehrschluss erlaubt ist, dass andere Arten dort nicht standorttypisch sind. Es spricht zum Beispiel dagegen, dass Angaben verschiedener Autoren (BAARS et al. 2001, LEUNER et al. 2000, SCHMUTZ et al. 2000) bezüglich der mit der Äsche vergesellschafteten Fischarten nicht deckungsgleich sind. Nach BAARS et al. (2001) und LEUNER et al. (2000) ist z.B. der Barsch mit der Äsche vergesellschaftet, nach SCHMUTZ et al. (2000) ist er hingegen in der Äschenregion nicht standorttypisch.

Aber auch hinsichtlich der anderen Bewertungskriterien (Anzahl bestandsbildender Arten, Anzahl ökologischer Gil-

den, Biomasse der Äschenpopulation, Dominanzverhältnisse der Fischfauna, Populationsaufbau) weicht der Urzustand der Untersuchungsgewässer wahrscheinlich zum Teil vom erstellten Leitbild ab. Als Beispiel sei hier angeführt, dass kalte alpine Fließgewässerabschnitte in Alpennähe wie die Loisach bei Murnau eine geringere Produktivität aufweisen als Niedrigwassergewässer wie die Sempt.

Die Beurteilung, ob Arten bestandsbildend sind oder nicht, ist ebenso zu diskutieren. Hierzu sei folgendes Beispiel angeführt: HENNEL (1992) konnte in der Isar bei Freising fast nur adulte Barben fangen. Nach der Definition der vorliegenden Arbeit wäre die Barbe schon damals als nicht bestandsbildend eingestuft worden. Allerdings besiedelt die Barbe die Isar bei Freising nach wie vor in hohen Bestandsdichten, obwohl keine Besatzmaßnahmen durchgeführt wurden. Es ist anzunehmen, dass sich die Barbe außerhalb des Untersuchungsgebiets reproduziert oder die Jungfische in den Seitengewässern aufwachsen und daher in den Fängen nicht nachgewiesen werden konnten. Die Barbe müsste folglich als bestandsbildend eingestuft werden. Inwieweit die Einordnung als »bestandsbildende« Arten für die einzelnen Gewässerstrecken zutrifft, ist im Einzelnen nicht mehr zu klären. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die in dieser Arbeit getroffene Zuordnung im Regelfall korrekt ist und Arten, welche als nicht bestandsbildend charakterisiert werden, in den Untersuchungsgewässern keine selbst erhaltenen Bestände bilden und sich nur durch Zuwanderung erhalten oder aber am Aussterben sind.

Ein weiteres Problem besteht darin, dass ein Kriterium möglicherweise ökologisch bedeutsamer ist als ein anderes. Aus diesem Grund wurden die 6 Bewertungskriterien neutral nebeneinander gestellt und nicht gewichtet. Infolgedessen wurde darauf verzichtet, für jedes Gewässer eine Gesamtbeurteilung als Mittel der 5 Kriterien zu erstellen.

Trotz der erheblichen Probleme bei der objektiven Beurteilung des ökologischen Zustands der Gewässer anhand der Fischbiozöten wurde die Bewertung durchgeführt, weil sich dennoch nachvollziehbare Erkenntnisse ableiten lassen.

In allen Gewässern ist den Ergebnissen zufolge der ökologische Zustand beeinträchtigt (Kapitel 6.2.3). Die Resultate weisen große Unterschiede auf. Am besten schneidet die Ramsach und am schlechtesten die Iller ab. Es ist hoch interessant, dass der ökologische Zustand in einzelnen Gewässern, welche als naturnah wie die Ammer und naturnah bis bedingt naturnah wie die Iller (KÖNIGSDORFER et al. 2000) bezeichnet werden, als verhältnismäßig schlecht bewertet wird. Es lässt sich daraus schließen, dass Faktoren, die für die Bewertung der Naturnähe herangezogen werden (z.B. die Gewässerstruktur), keine zuverlässigen Aussagen zum ökologischen Zustand der Fließgewässer zulassen.

Die Tatsache, dass das derzeitige Fischarteninventar von 9 Untersuchungsgewässern lediglich in der Isar als sehr gut und in der Moosach als gut eingestuft wird, ist eine klare negative Erkenntnis. In den restlichen Gewässern wird das derzeitige Fischarteninventar als unbefriedigend oder schlecht beurteilt. Dies zeigt, dass auf die Untersuchungsgewässer Faktoren einwirken, welche die Lebensbedingungen der potenziell natürlichen Fischfauna wesentlich beeinträchtigen. Es ist wahrscheinlich, dass in diesem Zusammenhang der mangelnden Längs- und Quervernetzung der Untersuchungsgewässer eine zentrale Bedeutung zukommt. Eine unterbundene Längs- und Quervernetzung kann dazu führen, dass wichtige Teillebensräume – z. B. Laichplätze, Jungfischhabitats, Nahrungsräume, Hochwassereinstände bzw. Winteruheplätze – so voneinander getrennt sind, dass es für bestimmte Fischarten nicht mehr möglich ist, das Untersuchungsgebiet zu besiedeln. Als besonderes Beispiel sei hier der Schleiferbach genannt: Früher mündete der Schleiferbach in die Isar und wurde von Fischen aus der Isar zumindest zeitweise aufgesucht. Historische Informationen belegen, dass der Schleiferbach vor der Umleitung in die Moosach von Huchen, Nasen und Barben zumindest zeitweise in größeren Mengen bevölkert wurde (BAUMGARTNER 2001). Heute haben diese Fischarten keine Möglichkeit mehr, den Schleiferbach als Lebensraum zu nutzen, da ihnen die Zuwanderung durch eine Reihe von Längs- und Querverbauungen verwehrt ist.

In keinem der Untersuchungsgewässer wird die Anzahl an bestandsbildenden Fischarten als sehr gut oder gut eingeschätzt. In 6 Gewässern wird sie als unbefriedigend und in einem als schlecht eingestuft. Im Untersuchungsgebiet können maximal 5 Fischarten als bestandsbildend eingestuft werden. Dieses sehr unbefriedigende Ergebnis liegt aller Wahrscheinlichkeit nach an dem Zusammenwirken mehrerer Faktoren. Für die meisten Fischarten stehen vermutlich notwendige Teillebensräume nur in verminderter Qualität und Quantität zur Verfügung. Es ist auch anzunehmen, dass gewisse Altersstadien einer hohen Prädation zum Opfer fallen. Wenn die Qualität und Quantität von vernetzten Laichplätzen und Jungfischhabitats beeinträchtigt sind, kommt es zu Reproduktionsstörungen. Ein erhöhter Prädationsdruck kann die verhältnismäßig geringen Jungfischzahlen (aufgrund gestörter Reproduktion) vollständig zunichte machen.

Auch das Bewertungskriterium ökologische Gilden wird in allen Untersuchungsgewässern als unbefriedigend eingeschätzt. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass bei der Bewertung nur die bestandsbildenden Arten – deren Anzahl gering ist – herangezogen werden. Die typischen ökologischen Gilden der Äschenregion sind in den Gewässern meist vertreten. Dies gilt aber bei bestimmten ökologischen

Gilden nur für maximal eine bestandsbildende Fischart. Wenn z. B. von für die Äschenregion typischen Vertretern der Mittel-Distanz-Wanderfischarten (Nase, Barbe und Huchen) höchstens eine Fischart bestandsbildend ist, muss die Situation als stark verändert gegenüber dem Leitbild eingestuft werden. Die schlechte Bewertung des Kriteriums ökologische Gilden liegt wohl insbesondere am Defizit bei den bestandsbildenden Mittel-Distanz-Wanderfischarten. Nach KOLBINGER (2002) und STROHMEIER (2001) weisen bayerische Fließgewässer eine mangelnde Längs- und Quervernetzung durch Querbauwerke auf. Diese Querbauwerke führen zu einer Zerschneidung wichtiger aquatischer Teillebensräume. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die beobachtete geringe Anzahl an bestandsbildenden Mittel-Distanz-Wanderfischarten wesentlich auf die mangelnde Längs- und Quervernetzung zurückzuführen ist.

Das Kriterium Biomasse Äschenpopulation wurde lediglich im Saubach als gut bewertet. In der Ramsach wird das Kriterium als mäßig und in allen anderen Gewässern als unbefriedigend bis schlecht eingestuft. Diese Tatsache ist sehr bemerkenswert, weil am Saubach die Ufer verbaut sind, eine vergleichsweise geringe Strukturvielfalt vorherrscht, die Gewässersohle teilweise verschlammt ist und sich 2 Kleinkraftwerke im Untersuchungsabschnitt befinden. Im Vergleich hierzu können die anderen Gewässer in der Regel als vergleichsweise naturnah bezeichnet werden. Daraus ist zu schließen, dass die Naturnähe derzeit nicht das wesentliche Kriterium für die Höhe von Äschenbestandsdichten sein kann. Es müssen hier folglich auch andere Faktoren wie z. B. der Fraßdruck fischfressender Vögel (Kormoran und Gänseäger) wesentlich wirken.

Das Kriterium Dominanzverhältnisse der Fischfauna wird in der Isar und der Ramsach im Vergleich zum Leitbild als mäßig bewertet. In den restlichen Gewässern wird dieses Merkmal als unbefriedigend eingeschätzt. Die oben genannten Faktoren, welche maßgeblich die Ausprägung des derzeitigen Fischartenspektrums, der bestandsbildenden Arten und die ökologischen Gilden etc. beeinträchtigen, kommen auch hier zum Tragen. Wenn typische dominierende Fischarten der Äschenregion keine guten Lebensbedingungen vorfinden, führt dies zu einer Verschiebung der Dominanzverhältnisse. Hinzu kommt, dass in den Untersuchungsgewässern oft Besatzmaßnahmen mit verschiedenen Fischarten in beträchtlicher Höhe durchgeführt werden. Dies kann ebenfalls zu einer Verschiebung der Dominanzverhältnisse führen.

Der Populationsaufbau der Hauptfischarten kann in 5 der Untersuchungsgewässer als mäßig, in 3 Gewässern als unbefriedigend und in einem Gewässer als schlecht beurteilt werden. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass in allen Gewässern Defizite bei der Ausprägung der jungen Lebens-

stadien bestehen. Diese Gegebenheit kann wiederum an einer verminderten Reproduktion der Arten oder an einem starken Raubdruck auf die Jungfische liegen.

Die auf Basis der Fischbiozöosen belegte Beeinträchtigung des ökologischen Zustands der Untersuchungsgewässer kann – wie im obigen Abschnitt diskutiert – auf verschiedene Umwelteinflüsse zurückgeführt werden. Eine klare Abgrenzung und Bewertung der einzelnen Faktoren sind aufgrund der Verschiedenartigkeit der Ergebnisse jedoch nicht möglich.

Im Hinblick auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen ist hervorzuheben, dass in der Iller, bei der alle den ökologischen Zustand bestimmenden Kriterien mit je zur Hälfte als unbefriedigend bis schlecht bewertet wurden, kein Erfolg nachgewiesen werden konnte, wohingegen in der Ramsach, bei der 4 der 6 Kriterien immerhin noch als mäßig bewertet wurden, ein Erfolg nachgewiesen werden konnte. Es ist auffällig, dass im Saubach, bei dem die Biomasse der Äschenpopulation vergleichsweise gut bewertet wurde, kein Besatzerfolg nachgewiesen wurde. Mechanismen innerartlicher Konkurrenz wären hierfür eine denkbare Erklärung. Diese Möglichkeit wird im folgenden Kapitel diskutiert.

Insgesamt kann folgende Vermutung abgeleitet werden: Die Erfolgsaussichten für Besatzmaßnahmen steigen mit einem besseren ökologischen Zustand; dies jedoch nur unter der Voraussetzung, dass die Menge der Besatzmaßnahmen groß genug ist und keine Konkurrenzsituation – aufgrund hoher Wildäschenpopulation – auftritt.

7.2.1.7 Nahrungskonkurrenz

Konkurrenzmechanismen können einen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung von Fischarten haben (SCHÖNBORN 1992, SCHWOERBEL 1993). Es liegt folglich nahe, dass diese Mechanismen ebenfalls auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen wirken können. Daher stellt sich die Frage, wie groß die Bedeutung von Konkurrenzmechanismen auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen einzuschätzen ist.

Nachfolgend wird diskutiert, ob es Hinweise dafür gibt, dass die bayerischen Äschenbestände aufgrund einer Konkurrenzsituation zurückgegangen sind, und ob in diesem Zusammenhang den Konkurrenzmechanismen in Bezug auf limitierte Nahrung eine Bedeutung für den Besatzerfolg zukommt.

Die biologische Wasserqualität hat sich in den meisten bayerischen Fließgewässern in den letzten 2 Jahrzehnten deutlich verbessert. Dies gilt auch für die ausgewählten Untersuchungsgewässer (Kapitel 4). Die steigende Gewäs-

sergüte ist in der Regel direkt mit dem sinkenden Eintrag an organischen und anorganischen Nährstoffen korreliert. Ein geringerer Eintrag an Nährstoffen führt zu einer sinkenden Produktivität der Gewässer. Wenn eine sinkende Produktivität als limitierender Faktor auf Fischpopulationen wirkt, dann werden in der Regel Depressionen im Wachstum der Fische auffällig. Diese Depressionen äußern sich insbesondere in Form von geringen Korpulenzfaktoren und langsamem Wachstum. In den von BAARS et al. (2001) untersuchten Gewässern konnten solche Wachstumsdepressionen nicht festgestellt werden. Die Autoren wiesen vielmehr das Gegenteil – nämlich Äschen in sehr guter körperlicher Verfassung – nach. Die gefangenen Äschen zeigten in der Regel ein gesundes Wachstum und keine negativen äußeren Anzeichen. SACHTELEBEN (2000) konnte keinen Zusammenhang zwischen gesunkenen Abwasserfrachten und abnehmenden Äschenbeständen in Ammer und Iller nachweisen. Folglich ist die verbesserte biologische Gewässergüte in Verbindung mit einer gesunkenen Produktivität der Gewässer als Ursache für den speziellen Rückgang der Äschenbestände in Bayern über Nahrungskonkurrenzmechanismen als unwahrscheinlich anzusehen. Darüber hinaus waren die Fischbestände im Rückgangszeitraum insgesamt – gemessen an der Produktivität der Gewässer – verhältnismäßig gering. Bei stark ausgedünnten Beständen – weit unter der Kapazität – sind dichteabhängige Regulationsfaktoren allenfalls von marginaler Bedeutung (STEINHÖRSTER 2001). Ein weiteres Indiz hierfür ist die Tatsache, dass die Bestände der potenziellen »Nahrungskonkurrenten« (Bach- und Regenbogenforelle) zeitgleich mit der Äsche im Rückgang begriffen waren. In 24 von 26 Gewässerstrecken fiel das Fangergebnis nach STEINHÖRSTER (2001) im Rückgangszeitraum der Äsche niedriger aus als in den vorangegangenen Jahren.

Als Folge dessen kann inner- wie auch zwischenartliche Konkurrenz als Ursache für die geringe Effektivität von Besatzmaßnahmen, wie sie MELLIN (1987) aufführt, bei den durchgeführten Besatzversuchen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung weitgehend ausgeschlossen werden. Lediglich im Saubach liegen so hohe Äschenbestandsdichten vor, dass eine Konkurrenzsituation als Grund für den Misserfolg des Besatzes denkbar wäre. Auch die Bestände der anderen Fischarten (mit Ausnahme der Barbe in der Isar) waren vergleichsweise gering (Kapitel 6.2.2), so dass Konkurrenzsituationen mit Ausnahme der genannten Beispiele für den geringen Besatzerfolg dieser Untersuchung ausgeschlossen werden können.

7.2.2 Identifizierte Faktoren mit unwesentlicher Bedeutung für den Besatzerfolg

Nachfolgend werden Faktoren erläutert, die nach dem derzeitigen Kenntnisstand für den Besatzerfolg im Rahmen der vorliegenden Untersuchung keine Bedeutung haben.

7.2.2.1 Prädation durch Raubfische

Der Prädation durch Raubfische wird in der Literatur allgemein ein großer Stellenwert bezüglich des Erfolgs von Besatzmaßnahmen beigemessen. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob der Erfolg der durchgeführten Besatzmaßnahmen mit Äschen wesentlich durch die Prädation durch Raubfische negativ beeinflusst wurde.

Im Folgenden wird diese Frage anhand einer Studie, die BOHL (2001) im Rahmen des »Artenhilfsprogramms Äsche« durchgeführt hat, unter Berücksichtigung der Befischungsergebnisse der vorliegenden Untersuchung beantwortet. BOHL (2001) konnte an der Ammer in einer repräsentativen Anzahl von über 800 Forellenmägen keine einzige Äsche nachweisen. Die Mägen wurden so genau analysiert, dass sogar Insektenlarven bestimmt wurden. Dies bedeutet, dass Jungfische ebenso nachgewiesen worden wären, hätten sie sich in den untersuchten Mägen befunden. BOHL (2001) schließt daher aus, dass Forellen einen starken Prädationsdruck auf die Äschenpopulation der Ammer ausüben. Lediglich im Magen eines Huchens konnte er eine Äsche identifizieren. Der Huchen ist ein typischer Fisch der Äschenregion (EBEL 2000, JUNGWIRTH et al. 1989, KAUFMANN et al. 1991) und kommt in den Untersuchungsgewässern lediglich in der Ammer und der Iller in nennenswerten Stückzahlen vor (Kapitel 6.2.1). Der Äschenbesatz war jedoch gerade in der Ammer erfolgreich und in einigen Gewässern, die keinen nennenswerten Bestand von großen Raubfischen (Hecht oder Huchen etc.) aufwiesen, war er nicht erfolgreich. Abgesehen davon ist das Vorkommen des Huchens in der Ammer auf den Bereich unterhalb des Peitinger Wehrs beschränkt. Doch gerade oberhalb dieses Wehrs (Referenzstrecke I) konnte kein Besatzerfolg nachgewiesen werden.

Der Prädationsdruck von Fischen scheidet folglich als Ursache für die geringen Erfolge der Besatzmaßnahmen der vorliegenden Untersuchung aus.

7.2.2.2 Befischungsintensität durch Angelfischer

Die Befischungsintensität könnte einen Einfluss auf den Besatzerfolg haben, wenn eine große Anzahl an besetzten Äschen durch Angler dem Gewässer entnommen worden wäre. Ob der Befischungsintensität im Rahmen der Untersuchung in Bezug auf den Erfolg der Besatzmaßnahmen – nach

der Definition der vorliegenden Arbeit – eine Bedeutung zukommt, kann folgendermaßen beantwortet werden:

Die Befischungsintensität im Untersuchungsgebiet wird als sehr gering bis durchschnittlich eingeschätzt. Bezüglich der Fischerei auf Äschen gelten strikte gesetzliche bzw. vereinsinterne Auflagen. Die vom Gesetzgeber festgelegten Schonbestimmungen (Schonmaße und Schonzeiten) gewährleisten, dass die Äsche mindestens einmal in ihrem Leben die Möglichkeit hat, abzulaichen, bevor sie durch Angler entnommen werden kann. In einem Großteil der Gewässer ist die Äsche darüber hinaus ganzjährig geschont. In den Gewässern, in denen sie nicht ganzjährig geschont ist (Isar, Saubach und Sempt), war aufgrund der Höhe des Schonmaßes sichergestellt, dass im Untersuchungszeitraum keine Besatzäschen entnommen werden konnten. Dies geht aus den Ergebnissen der Elektrofischerei hervor, da in diesen 3 Gewässern während der Untersuchung keine Besatzäschen nachgewiesen wurden, welche die Länge des Schonmaßes bereits im Untersuchungszeitraum erreicht hatten. Es kann daraus geschlossen werden, dass im gesamten Untersuchungsgebiet keine Besatzäschen durch Angelfischer entnommen wurden.

Die Befischungsintensität durch Angler hatte folglich im Untersuchungszeitraum keinen Einfluss auf den Erfolg der Besatzmaßnahmen.

7.2.2.3 Gesundheitszustand und Mortalität in Abhängigkeit von der Wasserqualität

Die geringen Erfolge bei den Besatzmaßnahmen werfen unter anderem die Frage auf, ob die derzeitige Wasserqualität der Untersuchungsgewässer überhaupt für Besatzmaßnahmen mit Äschen geeignet ist. Es könnte sein, dass bei den Besatzäschen aufgrund von nicht geeigneten Wasserparametern außergewöhnlich hohe Mortalitätsraten aufgetreten sind. Diese Frage kann unter Zuhilfenahme von aktueller Literatur beantwortet werden.

BAARS et al. (2001 & 2000) konnten in Untersuchungen in Bayern hauptsächlich Äschen in sehr guter körperlicher Verfassung nachweisen. Die gefangenen Äschen zeigten in der Regel ein gesundes Wachstum und keine negativen äußeren Anzeichen mit Ausnahme von Äschen aus der Ramsach. Wenn Fische über einen längeren Zeitraum einer Belastung mit nachhaltig schädigenden chemischen Substanzen ausgesetzt sind – die langfristig zu einer erhöhten Mortalität führen – sind äußere Anzeichen wie Dunkelfärbung, schlechte Korpulenz und Entzündungen zu erwarten. Dies war bei den Untersuchungen von BAARS et al. (2001 & 2000) jedoch nicht der Fall. HERMANN (2001), HEINRICH (2001) und SCHUBERT (2001) konnten verhältnismäßig hohe Schlupfraten bei Äscheneiern aus bayerischen Wildfängen (unter anderem aus

der Ammer und der Ramsach) nachweisen. Auch dies spricht gegen eine nachhaltige Schädigung von Äschen durch chemische Wasserinhaltsstoffe. Bekanntermaßen äußern sich Schadstoffbelastungen bei Lebewesen oft in einer Beeinträchtigung der Reproduktionsorgane. Eine solche negative Beeinträchtigung konnte in Bayern jedoch nicht festgestellt werden. BORN (2001) schließt aus, dass bekannte und unbekannte toxisch wirkende chemische Substanzen die Ursache für den Rückgang der Äsche in Bayern sind. Diese Aussage bezieht sich auf die Ergebnisse eines unter kontrollierten Bedingungen durchgeführten Haltungsverstuchs mit Äschen. Die Äschen wurden mit Illerwasser aufgezogen und veterinärmedizinisch überwacht.

Im Untersuchungszeitraum sind in den letzten Jahren weder aus den Untersuchungsgewässern noch aus sonstigen südbayerischen Äschengewässern Meldungen über größere Mengen an toten Äschen eingegangen, obwohl die Fischereiberechtigten dazu angehalten waren, besondere Vorkommnisse zu melden. Dagegen wurden im gleichen Zeitraum wiederholt tote Bachforellen aus der Ammer, der Iller, der Mangfall, der Ramsach und dem Schleiferbach gemeldet (HANFLAND 2001). In den 70er Jahren wurden vermehrt tote Äschen – welche an Furunkulose erkrankt waren – in bayerischen Gewässern gefunden und gemeldet (BAARS et al. 2001 & 2000). Die Äschenbestände haben sich damals nach starken Einbrüchen allerdings bemerkenswert schnell wieder stabilisiert.

Aus den Ausführungen kann geschlossen werden, dass bei einer erheblichen Mortalität der 90.000 Besatzätschen der vorliegenden Untersuchung mit größter Wahrscheinlichkeit auch tote Äschen gefunden und gemeldet worden wären, was jedoch nicht der Fall war.

7.2.3 Faktoren mit ungeklärter Bedeutung

Nachstehend werden Faktoren aufgeführt, deren Bedeutung für den Besatzerfolg im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht geklärt werden konnte.

7.2.3.1 Abflussverhältnisse

Da die Untersuchungsgewässer sich sehr deutlich bezüglich ihrer Abflussverhältnisse unterscheiden und im Untersuchungszeitraum in einigen Gewässern zum Teil extreme Hochwassersituationen auftraten, stellt sich die Frage, ob ein Zusammenhang zwischen der Abflussdynamik bzw. -menge und dem Erfolg der Besatzmaßnahmen besteht.

Die alpinen Untersuchungsgewässer (z.B. Loisach und Ammer) weisen eine stärkere Abflussdynamik auf als die Niedrigungsgewässer (z.B. Sempt und Saubach). Den höchsten MQ hat die Iller (47 m³/s) und den geringsten der Schlei-

ferbach (0,3 m³/s). Der geringe Abfluss des Schleiferbachs deutet darauf hin, dass es sich heute beim Schleiferbach – im Gegensatz zu seiner ursprünglichen Ausprägung – nicht mehr um ein geeignetes Äschengewässer handelt. Dies mag unter anderem ein Grund dafür sein, dass im Schleiferbach kein Besatzerfolg nachgewiesen werden konnte.

Trotz der unterschiedlichen Dimension der Gewässer können alle übrigen Untersuchungsgewässer nach wie vor als potenziell ertragreiche Äschengewässer klassifiziert werden. Diese Aussage stützt sich unter anderem auf Ergebnisse von BAARS et al. (2000) und STEINHÖRSTER (2001).

Insbesondere in den alpinen Gewässern wurden im Untersuchungszeitraum zum Teil extreme Hochwasserereignisse (größer HQ) festgestellt. Man könnte annehmen, dass insbesondere die aufgetretenen Hochwasser einen entscheidenden negativen Einfluss auf den Erfolg der durchgeführten Besatzmaßnahmen gehabt haben. Gegen diese Annahme spricht allerdings, dass in Gewässern, in denen die Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum wesentlich gemäßigter waren (z. B. Sempt), kein Besatzerfolg verzeichnet wurde, dagegen hat sich in der Ammer und der Ramsach, die 1999 und 2000 von extremen Hochwasserereignissen betroffen waren, ein Erfolg eingestellt.

Alle Gewässer (mit Ausnahme des Schleiferbachs) sind hinsichtlich ihrer Abflussverhältnisse nach wie vor als gute potenzielle Äschengewässer zu bezeichnen und von daher auch für Besatzmaßnahmen geeignet. Der Einfluss von extremen Hochwasserereignissen könnte ein negativer Faktor sein. Allerdings schließt er den Erfolg von Besatzmaßnahmen nicht aus, wie die Beispiele deutlich belegen.

7.2.3.2 Besatzalter bzw. -größe

In der Literatur wird kontrovers diskutiert, welches Besatzalter und welche Besatzfischgröße den größten Erfolg versprechen. Da auf dem Markt in der Regel nur ein- und zweisömmerige Äschen vorhanden sind, kommt der Besatz mit anderen Größen kaum in Frage. Nur in Ausnahmefällen werden andere Altersklassen (z.B. Äschenbrut, vorgestreckte Äschen oder älter als zweisömmerige Äschen) auf dem Markt angeboten.

Es war Aufgabe dieser Arbeit, den Erfolg der an den Untersuchungsgewässern jeweils gängigen Besatzpraxis zu überprüfen. Diese praxisbezogene Ausrichtung der Fragestellung ließ es nicht zu, die Untersuchungen auf ein standardisiertes Besatzkonzept zu begrenzen. Unter diesen Voraussetzungen konnte nicht geklärt werden, welches Besatzalter und welche Besatzgröße die besten Aussichten auf Besatzerfolg haben.

Die Besatzgrößen waren sowohl innerhalb derselben Untersuchungsgewässer als auch zwischen den Untersuchungsgewässern sehr unterschiedlich. Das Gleiche gilt für

die eingebrachten Besatzfischmengen. Hätte man gesicherte Aussagen zur besseren Eignung einer bestimmten Besatzfischgröße machen wollen, hätten die Besatzmaßnahmen mit einer definierten Größe und Menge, z. B. in jedem Jahr unter identischen Bedingungen (Besatztermin, Abflussbedingungen, Temperatur, Gewässerstruktur, Besatzstelle etc.), durchgeführt werden müssen. Zum einen war dies nicht gewollt, da man sonst entgegen der Fragestellung das Besatzkonzept der Fischereiberechtigten hätte umstellen müssen, zum anderen wäre dies in der Praxis nicht möglich gewesen. Es treten z. B. zur gleichen Jahreszeit in unterschiedlichen Jahren normalerweise verschiedene Abflussverhältnisse und Temperaturen auf. Darüber hinaus verändern sich mit den jährlichen Hochwasserereignissen – zumindest in den Flüssen, in denen hinsichtlich Breiten- und Tiefenvarianz sowie den Strömungsverhältnissen noch eine naturnahe Dynamik herrschen – die Besatzstellen hinsichtlich der genannten Kriterien. Hinzu kommt die Markt Komponente: Die Züchter können nicht immer zur gleichen Zeit exakt dieselben Fischgrößen liefern, da die Produktion von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird. In Jahren, in denen die Reproduktion z. B. sehr gut gelingt, können vergleichsweise große Mengen geliefert werden. In Jahren, in denen die Reproduktion nicht optimal läuft, entsprechend weniger. In Jahren mit geringen Durchschnittstemperaturen wachsen die Fische schlechter als in Jahren mit höheren Temperaturen. Dagegen können bei heißen Sommern die Verluste überdurchschnittlich hoch sein.

Es kann folglich im Rahmen der Untersuchung nicht beantwortet werden, inwieweit das Besatzalter und die Besatzgröße von Äschen den Besatzerfolg beeinflussen.

7.2.3.3 Mittelfristige Ortsveränderungen

Für Gewässerbewirtschafter können Informationen über Wanderbewegungen von Äschen in Bezug auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen sehr wichtig sein. Es stellt sich insbesondere für Bewirtschafter kleiner Fischereirechte die Frage, inwieweit Besatzäschen über die Fischereirechtsgrenzen hinauswandern und ob diese Wanderungen wieder kompensiert werden bzw. werden können. Die Wanderaktivität von Besatzfischen als Ursache für einen geringen Erfolg von Besatzmaßnahmen wird in der Literatur wiederholt aufgeführt, wobei die Nennung von stromabwärts gerichteten Wanderbewegungen deutlich überwiegt (HELFRICH & KENDALL 1982, KELLY-QUINN & BRACKEN 1989, KLINGER 1997, MILLER 1951, SCHMUTZ 1996, SHUROV et al. 1987, SIPPONEN & HAKKARI 1984, STEIN 1987, WURM 1998).

Zur Klärung dieser Frage werden im Folgenden die nachgewiesenen mittelfristigen Ortsveränderungen und deren Bedeutung für den Erfolg von Besatzmaßnahmen diskutiert. Die mittelfristigen Ortsveränderungen wurden anhand der

Elektrofischerei unter Auswertung der Markierungen ermittelt. Als Alternative für die Markierung von Fischen zur Kontrolle von Wanderbewegungen gilt auch die Telemetrie mit Radio- oder Ultraschallsendern. Diese Methode kam jedoch nicht in Frage, da der Großteil der Besatzäschen der vorliegenden Untersuchung selbst für die modernsten Sendergeräte wesentlich zu klein war. Nach ROSS & McCORMICK (1981) darf die Sendermasse nur max. 1,5% des Lebendgewichts der Versuchsfische wiegen. Hinzu kommt, dass die Sender sehr teuer sind und die Kontrolle einer Vielzahl von Fischen – insbesondere bei großen Ortsbewegungen – sehr aufwendig ist, so dass mit dieser Methode nur eine geringe Stückzahl von Fischen markiert und untersucht werden kann.

Es konnten bei der vorliegenden Untersuchung sowohl stromauf als auch stromab gerichtete Wanderbewegungen der Besatzäschen (Δ +/- 500 m) registriert werden. Die maximale nachgewiesene stromauf gerichtete Wanderung lag in der Ramsach mit 11 km vor. Die größte nachgewiesene stromab gerichtete Wanderbewegung in der Ammer betrug 13,6 km. Die meisten der registrierten Bewegungen waren allerdings kleinräumig. Ein Großteil der gefangenen Äschen wurde in der Nähe der Besatzorte wieder gefangen. Diese Ergebnisse lassen jedoch nicht den Schluss zu, dass der Großteil der Besatzäschen generell in der Nähe der Besatzstelle verweilt, da zum Teil – wie das Beispiel Moosach zeigte – ein erheblicher Anteil der Fische unmittelbar nach den Besatzmaßnahmen über große Strecken stromab wandert und das Untersuchungsgebiet langfristig verlässt.

Die Ergebnisse der Ammer, der Loisach, der Moosach und der Ramsach belegen nachdrücklich, dass Besatzäschen zum Teil weit über die Grenzen der Fischereirechte, in denen sie besetzt wurden, hinauswandern. Nach BORN (2001₂) konnten im Jahr 2001 in der Reichtach (Zufluss der Ramsach) Besatzäschen gefangen werden, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung markiert und in ca. 12 km Entfernung in der Ramsach besetzt wurden. HERMANN (2002) konnte in der Ammer sogar über 30 km lange stromab gerichtete Wanderungen von Besatzäschen nachweisen.

In welchem Umfang diese Wanderungen stattfinden, konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Dass jedoch unter Umständen erhebliche Abwanderungen frisch besetzter Äschen stattfinden, ist in Kapitel 7.2.1.1 dargelegt.

Aufgrund der unterbrochenen Längs- und Quervernetzung der Gewässer haben die Äschen oft keine Möglichkeit, Abwanderungen zu kompensieren und stromauf gelegene Bereiche zu einem späteren Zeitpunkt als Lebensraum zu nutzen (KOLBINGER 2002, STROHMEIER 2001).

Auch bei den Wildäschen sind Wanderungen (bis 4,5 km

stromauf und 5,3 km stromab) beobachtet worden. Die Bewegungen sind jedoch nicht als Abwanderungen zu interpretieren, sondern vielmehr als Pendelbewegungen innerhalb so genannter Homeranges (EBEL 2000). Dies belegen insbesondere die nachgewiesenen Wanderbewegungen der Äschen in der Ammer. Es war erkennbar, dass die Wanderbewegungen der Wildäschen in eine Richtung in der Regel später durch Wanderungen in entgegengesetzter Richtung kompensiert wurden. Diese Beobachtungen decken sich mit Aussagen von UIBLEIN et al. (2000), welche für Wildäschen eine hohe Standorttreue bestätigen.

Sowohl bei Besatzäschen als auch bei den Wildäschen spielen Wanderbewegungen offensichtlich eine wichtige Rolle. Die Wanderungen der Besatzäschen sind jedoch größer als die der wilden Äschen.

Für die Bewirtschaftung von kleinen Fischereirechten lassen sich folgende Erkenntnisse ableiten: Besatzmaßnahmen sollten auf das jeweilige Gewässersystem abgestimmt sein. Eine Bewirtschaftung mit unterschiedlichen Besatzkonzepten in kleinen benachbarten Fischereirechten ist sicherlich nicht sinnvoll, da Besatzäschen – wie die Untersuchungen eindrucksvoll belegen – über die Fischereirechtsgrenzen hinausgehende Wanderungen unternehmen. Bewirtschafter sollten die Fließgewässer als Einheit begreifen.

7.3 Empfehlungen für die zukünftige Bewirtschaftung von Äschengewässern

Aus den Ergebnissen der Untersuchung können folgende Empfehlungen für die Fischereiberechtigten abgeleitet werden:

Für Fischereiberechtigte ist es empfehlenswert, über die Fischereirechtsgrenzen hinausgehende Besatzstrategien zu

entwickeln, da Besatzäschen zum Teil in erheblichem Umfang Wanderungen über weite Strecken in benachbarte Fischereirechte unternehmen.

Das Besatzmaterial sollte möglichst aus Nachzuchten von Wildfischen aus dem Einzugsgebiet der zu besetzenden Gewässer stammen. Damit die genetische Vielfalt der Besatzäschen gewährleistet ist, muss immer eine möglichst hohe Zahl an Äschen zur Laichgewinnung herangezogen werden. Die Aufzucht der Setzlinge sollte unter extensiven Bedingungen erfolgen. Der Besatz mit an Strömung adaptierten Äschen ist zu bevorzugen.

Besatz kann immer nur ein Teilaspekt eines Konzepts zur Erhaltung einer Fischart sein. Bezogen auf die Äsche müssen folgende weitere Aspekte Beachtung finden:

Die Wiederherstellung der Quer- und Längsvernetzung der Gewässer sollte ein wesentliches Ziel der Bewirtschafter sein, damit sichergestellt ist, dass Kompensationswanderungen in vollem Umfang möglich sind. Eine wieder hergestellte Erreichbarkeit von Laichplätzen und Jungfischhabitaten in den Zuläufen kann auch die natürliche Rekrutierung verbessern.

Die Förderung einer natürlichen Ausbildung von Jungfischhabitaten durch Renaturierung kommt zum einen der Rekrutierung der Äschen im Gewässer und zum anderen den Erfolgchancen von Besatzmaßnahmen zugute.

Ein weiter anhaltender Rückgang bayerischer Äschenpopulationen wird voraussichtlich zu einer Abnahme der genetischen Variabilität der Populationen führen. Bei Gewässern mit sehr geringen Äschenpopulationen sollten die Fischereiberechtigten die Erlaubnis zur Entnahme von Äschen sorgfältig überdenken.

Um die Erfolgchancen der Bestandsförderung der Äsche zu verbessern, sollte in Gewässern, in denen der Fraßdruck fischfressender Vögel eine bedeutende Rolle spielt, die Prädation durch Vögel in geeigneter Form reduziert werden.

8. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Absicht der Fischereiberechtigten, die kritische Bestandssituation der Äsche in südbayerischen Gewässern durch Besatzmaßnahmen zu verbessern. Es wurden von 1998 bis 2001 in 9 zum Teil sehr unterschiedlichen südbayerischen Fließgewässern der Äschenregion (Ammer, Iller, Isar, Loisach, Moosach, Ramsach, Saubach, Schleiferbach und Sempt) praxisorientierte Besatzversuche mit über 90.000 zum Großteil markierten Äschen durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Strecke von rund 90 km und eine Fläche von knapp 290 ha. Der Erfolg dieser Besatzmaßnahmen wird anhand experimenteller wissenschaftlicher Erhebungen mit Hilfe der Elektro- und Reusen- bzw. Hamenfischerei beurteilt. Die insgesamt befischte Strecke betrug knapp 45 km. Neben den Besatzversuchen wurden 14 bayerische Äschenzüchter zu den Produktionsbedingungen befragt. Darüber hinaus wurde unter Versuchsbedingungen das Verhalten von Besatz- und Wildäschen analysiert und miteinander verglichen. Die Untersuchungsgewässer wurden hinsichtlich ihrer biotischen und abiotischen Parameter charakterisiert. Unter Berücksichtigung aller Ergebnisse wurden Faktoren, die den Erfolg von Äschenbesatzmaßnahmen beeinflussen können, herausgearbeitet.

Die Umfrage bei den Äschenzüchtern ergab, dass sich die Produktionsbedingungen in der Aufzucht von Äschen im letzten Jahrzehnt, insbesondere durch die stark zurückgehenden Laichfischbestände, dramatisch verschlechtert haben.

In 2 Gewässern werden die Besatzmaßnahmen als erfolgreich, in 5 Gewässern als nicht erfolgreich eingestuft. In 2 weiteren Gewässern ist der Erfolg methodisch bedingt als ungewiss einzustufen. Grundsätzlich kann also praxisüblicher Besatz mit Äschen erfolgreich sein. In vielen Fällen ist der Anteil der eingebrachten Besatzätschen am Gesamtbestand jedoch relativ gering und bleibt weit hinter den Erwartungen zurück.

Folgende Faktoren konnten als bedeutsam für den Besatzerfolg im Rahmen der vorliegenden Untersuchung identifiziert werden:

Die Abwanderung frisch besetzter Äschen kann unter gewissen Bedingungen sehr hoch sein und den Besatzerfolg stark negativ beeinflussen. Die Gewässerstruktur genügt in allen Untersuchungsgewässern den Habitatansprüchen der Äsche. Durch die Auswahl von strukturreichen Besatzstellen kann der Effekt der unmittelbaren Abwanderung nach dem Besatz deutlich abgeschwächt werden. Die Erfolgsaussich-

ten für Äschenbesatzmaßnahmen sind in strukturell hochwertigen Gewässerabschnitten höher als in schlecht strukturierten. Der Prädation von fischfressenden Vögeln (Gänsesäger und Kormoran) kommt sowohl im Hinblick auf die Bestandsgrößen der natürlichen Äschenpopulationen als auch im Hinblick auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen eine hohe Bedeutung zu. In einer Strecke mit reduziertem Fraßdruck durch Gänsesäger erholte sich der Äschenbestand, und die Besatzmaßnahmen waren erfolgreich. In den Referenzstrecken ließen sich hingegen keine Erholung und kein Besatzerfolg nachweisen. Alle Äschen, die im Rahmen der Untersuchung ausgesetzt wurden, stammten aus einer extensiven Produktion und aus den Einzugsgebieten der besetzten Gewässer. Die Eignung der Äschen für den Besatz war folglich gut. Es gibt jedoch Hinweise, dass festgestellte Abwanderungstendenzen frisch besetzter Äschen auf mangelnde Anpassung an Strömungsverhältnisse zurückgehen könnten. Der Besatzerfolg kann unter gewissen Voraussetzungen durch die Erhöhung der Besatzmenge gesteigert werden. Sind mehrere Voraussetzungen nicht erfüllt, lässt sich allerdings auch mit extrem hohen Besatzmaßnahmen kein Erfolg erzielen. Je besser der ökologische Zustand der Gewässer ist, umso höher sind die Erfolgsaussichten von Besatzmaßnahmen. Mit Ausnahme des Saubachs kam in den Untersuchungsgewässern inner- und zwischenartliche Konkurrenz als Ursache für den ausbleibenden Besatzerfolg nicht in Frage, da die Fischbestandsdichten hierfür zu gering waren.

Folgende Faktoren konnten hinsichtlich ihres möglichen Einflusses auf den Besatzerfolg nicht geklärt werden:

Ob und in welchem Umfang sich die spezifischen Abflussverhältnisse der Untersuchungsgewässer auf die Ergebnisse auswirkten, ist unklar. Festzuhalten ist jedoch, dass die 2 Gewässer (Ammer und Ramsach) mit deutlichem Besatzerfolg auch extreme Hochwasserereignisse aufwiesen. Die Versuchsbedingungen lassen allgemein gültige Aussagen zur Bedeutung des Alters oder der Größe der Besatzfische für den Besatzerfolg nicht zu. In welchem Umfang mittelfristige Ortsveränderungen den Besatzerfolg beeinflussen, blieb offen. Es wurden jedoch Ortsveränderungen der Äschen nachgewiesen, welche deutlich über die Fischereirechtsgrenzen hinausgingen. Sofern Querbauwerke einer Kompensationswanderung im Weg stehen, ist von einem verminderten Besatzerfolg auszugehen.

Den Faktoren Prädation durch Raubfische, Befischungs-

intensität durch Angelfischer sowie wasserqualitätsbedingte Mortalität bzw. Beeinträchtigung des Gesundheitszustands konnte in den untersuchten Gewässern während des Untersuchungszeitraums kein merkbarer Einfluss auf den Besatzerfolg beigemessen werden.

Aus den Untersuchungen lassen sich konstruktive Ansätze zur Verbesserung des Äschenbestands in südbayerischen Gewässern ableiten. Es zeigt sich klar, dass sich das Problem sinkender Äschenbestände mit Besatzmaßnahmen allein

nicht lösen lässt, sondern dass vielmehr ein komplexer Lösungsansatz notwendig ist, der eine Reihe von Faktoren mit berücksichtigen muss.

Aufgrund der Aufgabenstellung war eine isolierte Betrachtung der ermittelten den Besatzerfolg beeinflussenden Hauptfaktoren im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht möglich. Weiterführende Forschungsarbeiten sollten sich insbesondere mit den hier ermittelten Hauptfaktoren beschäftigen und diese isoliert voneinander betrachten.

9. Anhang

9.1 Literaturverzeichnis

- BAARS M., MATHES E., STEIN H. & STEINHÖRSTER U. (2001): Die Äsche. Die Neue Brehm Bücherei; Westarp Wissenschaften; Hohenwarsleben; 128 S.
- BAARS M., BORN O. & STEIN H. (2000): Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern. Eine Untersuchung ausgewählter Populationen und ihrer Lebensräume. Bayerns Fischerei und Gewässer; Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern e. V.; Heft 5; 116 S.
- BABEY G. J. & BERRY C. R. (1989): Post-stocking Performance of three strains of rainbow trout in a reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*; 9; S. 309–315
- BÄHR J. (2001): mdl. Mitteilung; Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg; Langenargen
- BARDONNET A. & GAUDIN P. (1991): Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Biology*; 26; S. 365–376
- BARTHELMES D. (1982): Bericht über eine internationale Tagung zu Fischbesatz und Einbürgerung neuer Fischarten in Seen- und Fließgewässern. *Zeitschrift für die Binnenfischerei der DDR*; Vol. 29; Heft 10; S. 307–312
- BAUMGARTNER P. (2001): mdl. Mitteilung; Fischzucht Baumgartner, Freising
- BAYRLE H. (1986): Fischregionen der Fließgewässer Bayerns. Karte Stand Dezember 1986; Bayerische Landesanstalt für Fischerei, Starnberg
- BEREJIKIAN B. A. (1996): Effects of hatchery and wild ancestry and rearing environments on the development of antagonistic behaviour in steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*; 53; S. 2004–2014
- BEREJIKIAN B. A. (1995): The effects of hatchery and wild ancestry experience on the relative ability of steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) to avoid a benthic predator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*; 52; S. 2476–2482
- BOHL E. (2001): Untersuchungen von Mageninhalten von Forellen in der Ammer, Bericht im Rahmen des Artenhilfsprogramms Äsche über den Untersuchungszeitraum von April bis Dezember 2000. Landesamt für Wasserwirtschaft; Abteilung gewässerökologische Forschung; 12 S.
- BOHL E. (1998): Fischbestandsaufnahme in der Ammer. Landesamt für Wasserwirtschaft; Abteilung gewässerökologische Forschung; unveröffentlicht
- BOHL E. (1997): Fischbestandsaufnahme in der Ammer. Landesamt für Wasserwirtschaft; Abteilung gewässerökologische Forschung; unveröffentlicht
- BOHL M. (1997): Ökologischer Besatzwert–Qualitätsziel für Hegemaßnahmen. *Fischer & Teichwirt*; 48/1; S. 2–8
- BORN O. (2001): Untersuchung der Entwicklung der Äschen im Nebenschluss der Iller. Ergebnisse aus der Versuchsanlage Kempton. Endbericht August 2001; Landesfischereiverband Bayern e. V.; 18 S.
- BORN O. (2001₂): mdl. Mitteilung; Landesfischereiverband Bayern e. V.
- BRAUN M. & KEIZ G. (2001): Fischereirecht in Bayern. Verlagsgruppe Jehle Rehm GmbH
- BStMfLU (1998): Flüsse und Seen in Bayern. Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1998. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (keine Seitennummerierung)
- BStMdl (1989): Flüsse und Seen in Bayern, Wasserbeschaffenheit – Gewässergüte. Schriftenreihe der Wasserwirtschaft in Bayern; Heft 23; Bayerisches Staatsministerium des Inneren; 48 S.
- CARLSTEIN M. (1996): Feeding, Growth and Survival of European Grayling in Culture and after Stocking. Doctoral thesis; Swedish University of Agricultural Sciences; Umea; 34 S.
- CRESSWELL R. C. (1981): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters – a review. *Journal of Fish Biology*; 18; S. 429–442
- CRESSWELL R. C., HARRIS G.S. & WILLIAMS R. (1984): Factors influencing the movements, recapture and survival of Hatchery-reared trout released into flowing waters and their management implications. EIFAC Technical Papers; No. 42, Supplement Vol.1; FAO; Rome; S.129–142
- CRESSWELL R. C. & WILLIAMS R. (1984): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters – Effect of a resident wild population. *Fisheries Management*; 15/1; S. 9–13
- CRESSWELL R. C. & WILLIAMS R. (1983): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters – effect of prior acclimation to flow. *Journal of Fish Biology*; 23; S. 265–276
- CRESSWELL R. C. & WILLIAMS R. (1982): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters: Effect of Time and Method of stocking. *Fisheries Management*; 13/3; S. 97–103
- DUJMIC A. (1997): Der vernachlässigte Edelfisch: die Äsche; Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. Facultas Verlag Wien; 111 S.
- EBEL G. (2000): Habitatansprüche und Verhaltensmuster der Äsche *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758). Ökologische Grundlagen für den Schutz einer gefährdeten Fischart. Impress Druckerei Halle; 64 S.

- FAY C. W. & Pardue G. B. (1986): Harvest, survival, growth, and movement of five strains of hatchery-reared rainbow trout in Virginia streams. *North American Journal of Fisheries Management*; 6; S. 569–579
- FFH-RICHTLINIE (1994): Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992
- FIEDLER K. (1991): Lehrbuch der speziellen Zoologie, Band II Wirbeltiere, Teil 2: Fische. Gustav Fischer Verlag; Jena; 498 S.
- FV KEMPTEN (2001): Besatz- und Fangaufzeichnungen des Fischereivereins Kempten e. V.; unveröffentlicht
- FV MURNAU (2001): Besatz- und Fangaufzeichnungen des Fischereivereins Murnau e. V.; unveröffentlicht
- FISCHERGILDE MÜNCHEN (2001): Besatz- und Fangaufzeichnungen des Fischereivereins Fischergilde München e. V.; unveröffentlicht
- GROSS R., KÜHN R., BAARS M., SCHRÖDER W., STEIN H. & ROTTMANN O. (2001): Genetic differentiation of European grayling populations across the Main, Danube and Elbe drainages in Bavaria. *Journal of Fish Biology*; 58; S. 264–280
- GUM B., KÜHN R., ROTTMANN O., SCHRÖDER W., BOHL E. & STEIN H. (2001): Genetische Untersuchungen bayerischer Äschenpopulationen, Kurzbericht zu Teilprojekt 1, Erfassung der genetischen Variabilität bayerischer Äschenpopulationen (*Thymallus thymallus*) durch Mikrosatelliten-Analyse. Technische Universität München; Wissenschaftszentrum Weihenstephan; Fachgebiet für Wildbiologie und Wildtiermanagement; 7 S.
- GUTHRUF J. (1999): Beitrag des Besatzes zur Erhaltung und Stützung von Äschenpopulationen in der Schweiz. Symposium: Ökologie, Verbreitung und Gefährdungssituation der Äsche; Kurzfassung der Vorträge; Landesfischereiverband Bayern e. V. und Technische Universität München
- GUTHRUF J. (1996): Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche *Thymallus thymallus* (L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. Dissertation an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich; 180 S.
- Hager J. (1998): Regenbogenforelle contra Äsche und Bachforelle. *Österreichs Fischerei*; 51.; 5/6; S. 129–131
- HANFLAND S. (2001): Untersuchungen zum Gesundheitsstatus der Bachforelle. Projekt 5/99; Landesfischereiverband Bayern e. V.; unveröffentlicht; 6 S.
- HANFLAND S. (1992): Befischungsprotokoll Fischbestandsaufnahme Schleiferbach 1992; München; unveröffentlicht
- HARSÁNYI A. (2000): Optimale Ausnutzung der Ertragskraft eines Reviers durch richtigen Besatz. *Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz*; ÖKF-Forum Linz; S. 45–67
- HEIM M. (2000): Überprüfung der Funktionsfähigkeit von Teilhäbitaten – Kartierung der Laichplätze und Substratverhältnisse in ausgewählten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern e. V.; 63 S.
- HEINRICH R. (2001): Untersuchungen zum Reproduktionserfolg der Äsche und ihren Aufzuchtbedingungen. Diplomarbeit; Fakultät für Biologie; Ludwig Maximilian Universität München; 65 S.
- HELFRICH L. A. & KENDALL W. T. (1982): Movement of Hatchery-reared Rainbow-, Brook- and Brown Trout stocked in a Virginia Mountain Stream. *The Progressive Fish-Culturist*; 44/1; S. 3–7
- HENNEL R. (1992): Untersuchungen zur Bestandssituation der Fischfauna der Mittleren Isar. Dissertation; Technische Universität München; 218 S.
- HERMANN M. (2001): Vermehrung und Laicheraufzucht der Äsche (*Thymallus thymallus*). Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft; Informationsberichte; Heft 3; 88 S.
- HERMANN M. (2002): mdl. Mitteilung; Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
- HESTHAGEN T. & JOHNSEN B. O. (1989): Survival and growth of summer- and autumn- stocked 0+ brown trout, *Salmo trutta* L., in a mountain lake. *Aquaculture and Fisheries Management*; 20; S. 329–332
- HOLZNER M. (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich; dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main/Unterfranken. Bayerns Fischerei + Gewässer; Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern e. V.; Heft 1; 224 S.
- ILLIES J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Rev. ges.*; 46; S. 205–213
- JENS G. 1980: Die Bewertung der Fischgewässer. Paul Parey; Hamburg-Berlin; 2. Auflage; 160 S.
- JORGENSEN J. & BERG S. (1991): Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L. of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. *Journal of Fish Biology*; 39; S. 151–169
- JUNGWIRTH M. (2000): Lebende Gewässer, schöner Fischbestand; Fischbesatz 2000, Nachhaltige Hege und Nutzung. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S. 23–34
- JUNGWIRTH M. (1994): Vergleichende Untersuchung des Fischaufstieges an drei Fischaufstiegshilfen im Rhitralbereich. Herausgeber Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft; Wien; 248 S.
- JUNGWIRTH M., SCHMUTZ S. & WAIDBACHER H. (1989): Fischökologische Fallstudie Inn. Fischereibiologische Untersuchung im Hinblick auf Bewirtschaftungsfragen. Universität für Bodenkultur; Institut für Wasservorsorge, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft; Wien; 93 S.

- KAUFMANN T., MUHAR S., RADERBAUER J., RATHSCHÜLER O., SCHMUTZ S., WAIDBACHER H. & ZAUNER G. (1991): Fischökologische Studie Mur. Universität für Bodenkultur, Institut für Wasserversorgung, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft; Wien; 104 S.
- KELLER T. & LINDEINER A. v. (2001): Artenhilfsprogramm Äsche: Pentadenzählungen an der Ammer im Bereich der Flusskilometer 135,2–151,4; Vergrämung an der Ammer im Bereich der Flusskilometer 145,4–150,7; Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V.; München; 20 S.
- KELLER T., VORDERMEIER T., LUKOWICZ M. V. & KLEIN M. (1996): Der Einfluss des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer. *Fischer & Teichwirt*; 47/3; S. 91–96
- KELLY-QUINN M. & BRACKEN J. J. (1989): Survival of stocked hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. *Aquaculture and Fisheries Management*; 20; S. 211–226
- KENNEDY G. J. A. (1984): Stocking with Brown trout. Report of the Symposium on Stock Enhancement in the Management of Freshwater Fisheries; EIFAC Technical Papers; 42; S. 9–11
- KFV FREISING (2001): Besatz- und Fangaufzeichnungen des Kreisfischereivereins Freising e. V.; unveröffentlicht
- KIERMAIER W. (1996): Fischökologische Bewertung des Fließgewässersystems der Moosach anhand ausgewählter Strukturparameter. Diplomarbeit; Lehrstuhl für Zoologie; Technische Universität München; 128 S.
- KLEIN M. (2001): Bericht über die Untersuchungen zur Bestandsentwicklung der Äsche in der unteren Mangfall. Bayerische Landesanstalt für Fischerei; Starnberg; 15 S.
- KLEIN M. (2000): Reusen. Fischereiliche Untersuchungsverfahren in Fließgewässern, Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V.; Heft 13; S. 34–38
- KLINGER H. (1997): Fischbesatz mit Bachforellen, Tradition oder Notwendigkeit? LÖBF/LAfAO NZO GmbH Bielefeld; Beiträge aus den Fischereidezernaten; Heft 6; 52 S.
- KLUPP R. (1991): Besatzversuch mit drei verschiedenen Bachforellenherkünften und einem bacheigenem Wildstamm. *Fischer & Teichwirt*; 42/7; S. 228–230
- KLUPP R. (1981): Salmonidenbesatz in Fließgewässern und neue Salmonidenarten. Nürnberger Fischereigespräche 1981; Fachberatung für Fischerei Mittelfranken; S. 95–150
- KOHL F. (2000): Was ist erfolgreicher Besatz. Fischbesatz 2000, Nachhaltige Hege und Nutzung. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S.3–22
- KOHL F. (1996): Kormorane und Fischerei, Naturschutz und Fischerei. Dokumentation des Österreichischen Kuratoriums für Fischerei und Gewässerschutz; Wien; 47 S.
- KOLBINGER A. (2002): Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayerischer Fließgewässer. Dissertation; Technische Universität München Department für Tierwissenschaften; 219 S.
- KÖNIGSDORFER M., STOLL C. & WERTH H. (2000): Artenhilfsprogramm Äsche, Gewässerstrukturkartierung Erläuterungsbericht. Bund Naturschutz in Bayern e. V.; 55 S.
- KUCHLER K. (2000): Genetik worum geht's. Fischbesatz 2000, Nachhaltige Hege und Nutzung. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S. 101–104
- LACHANCE S. & MAGNAN P. (1990): Performance of domestic, hybrid, and wild strains of Brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking: the impact of intra- and interspecific competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*; 47; S. 2278–2284
- LANZ U. (1999): Der Winterbestand des Kormorans in Bayern. Ergebnisse der Schlafplatzzählung 1998/99. Abschlussbericht im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen; Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V.; 19 S.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Vor-Ort-Verfahren – Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Essen; 145 S.
- LfW (1996): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Donaugebiet. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft; 266 S.
- LEUNER E., KLEIN M., BOHL E., JUNGBLUTH H., GERBER J. & GROH K. (2000): Ergebnisse der Artenkartierung in den Fließgewässern Bayerns, Fische, Krebse und Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten; 212 S.
- LEUNER E. (1992): Befischungsprotokoll Fischartenkartierung. Bayerische Landesanstalt für Fischerei, Starnberg; unveröffentlicht
- LORENZ R., SPIESSER O. H. & STEINBERG C. (1995): Neue Wege in der Ökotoxikologie: Quantitative Verhaltensmessungen an Fischen als Toxizitätspunkt. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*; 23/5; S.197–201
- MATHES E. (1993): Zur Bestandssituation der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in Bayern. Landesfischereiverband Bayern e. V.; 26 S.
- McCRACKEN G. F., Parker C. R. & Guffy S. Z. (1993): Genetic Differentiation and hybridization between stocked hatchery and native brook trout in Great Smoky Mountains National Park. *Transactions of the American Fisheries Society*; 122; S. 533–542
- MELLIN A. (1987): Zur Problematik des Fischbesatzes. *Natur und Landschaft*; 62; Heft 7/8; S. 308–310

- MEYER L. & PELZ G. R. (1998): Radiotelemetrische Untersuchungen an Äschen *Thymallus thymallus* (L.) in der Ilmenau (Niedersachsen). *Fischökologie* 11; S. 21–34
- MILLER R. B. (1958): The role of Competition in the mortality of hatchery trout. *Journal of Fish Research Canada*; 15/1; S. 27–45
- MILLER R. B. (1951): Survival of hatchery-reared Cutthroat trout in an Alberta stream. *Trans American Fisheries Society*; 81; S. 35–42
- MÜHLENBERG K. (1993): *Freilandökologie*. Uni Taschenbücher 595; Quelle & Meyer Verlag; Heidelberg & Wiesbaden; 512 S.
- MÜNCHNER FLIEGENFISCHER (2001): mdl. Mitteilung; Münchner Fliegenfischer e. V.
- NIHOUARN A., PORCHER J. P. & MAISSE G. (1990): Comparaison des performances de deux souches de truite commune, *salmo trutta* L., (domestique et hybride sauvage x domestique) introduites au stade alevin dans un Ruisseau. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture*; 319; S.173–180
- NMT (2000): North West Marine Technology Inc. Shaw Island; Washington USA; www.nmt-inc.com.
- O'GRADY M. F. (1984): The importance of genotype, size on stocking and stocking date to the survival of brown trout (*Salmo trutta* L.) released in Irish lakes. Symposium on stock enhancement in the management of freshwater fish; FAO Rome; S. 178–193
- PETER A. (2000): Stellungnahme zum Besatzverbot für die Regenbogenforelle. *Fischbesatz 2000. Nachhaltige Hege und Nutzung*. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF- Forum Linz; S. 135–140
- PETER M. (2000): Die Regenbogenforelle im Fadenkreuz der Fischereiwissenschaft. *Fischbesatz 2000 Nachhaltige Hege und Nutzung*. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF- Forum Linz; S. 141–143
- PETROWSKY C. E. & BJORN T. C. (1988): Response of wild rainbow (*salmo gairdneri*) and cutthroat trout (*S. clarki*) to stocked rainbow trout in fertile and infertile streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*; 45; S. 2087–2104
- PITMAN V. M. & GUTREUTER S. (1993): Initial post stocking survival of hatchery-reared fishes. *North American Journal of Fisheries Management*; 13; S. 151–159
- PLEYER G. (1981): Besatzmaßnahmen und ihre Auswirkungen in einem als Angelgewässer genutzten Fluss. *Besatzfragen in Aquakultur und natürlichen Gewässern; Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes*; Heft 34; S. 23–37
- REINARTZ R. (1997): Untersuchungen zur Gefährdungssituation der Fischart Nase (*Chondrostoma nasus* L.) in bayerischen Gewässern. Dissertation; Technische Universität München; 374 S.
- RICHARDS C. & CERNERA P. (1989): Dispersal and abundance of hatchery-reared and naturally spawned juvenile Chinook salmon in an Idaho stream. *North American Journal of Fisheries Management*; 9; S. 345–351
- ROTE LISTE (1993): Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere). Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen; 139 S.
- RÖTZER H. (2001): mdl. Mitteilung; Fischzucht Rötzer, Massenhausen
- ROSS M. J. & McCORMICK J.H. (1981): Effects of external Radio Transmitters on Fish. *Prog. Fish-Cult.*; 43/2; S. 67–68
- SACHTELEBEN J. (2000): Artenhilfsprogramm Äsche – langfristige Veränderungen an ausgewählten Gewässern. *Bund Naturschutz in Bayern e. V.*; 64 S.
- SCHIEMER F. & WAIDBACHER H. (1992): Strategies for conserving Danube fish communities. *River Conservation and Management*; edited by P. J. Boon, P. Calow, G. E. Petts; John Wiley Ltd.; S. 363–382
- SCHMID K. (2000): Geschichte des Fischereivereins Kempten e. V. 1825–2000, die Fischerei in der Stifts- und Reichsstadt Kempten im 18. und 19. Jahrhundert; 108 S.
- SCHMUTZ S. (2000): Neueste wissenschaftliche Erkenntnisse zum Besatz in Salmonidenrevieren. *Fischbesatz 2000, Nachhaltige Hege und Nutzung*; Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S.115–125
- SCHMUTZ S., KAUFMANN M., VOGEL B. & JUNGWIRTH M. (2000): Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft; Wasserwirtschaftskataster*; Wien; 210 S.
- SCHMUTZ S. (1996): Einfluss von Fischbesatz auf autochthone Fischbestände. *Sachverständigen-Kuratorium für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau, Landespflege, Weinbau, Binnenfischerei, Pferdehaltung*; SVK Fischerei-Tagung; Bad Godesberg; 12 S.
- SCHÖNBORN W. (1992): *Fließgewässerbiologie*. Gustav Fischer Verlag; Jena; 504 S.
- SCHUBERT M. (2001): Untersuchungen zum Schlupferfolg und zur Eihüllenbelastbarkeit von Äschenrognern ausgewählter Gewässer. *Landesfischereiverband Bayern e. V.*; 7 S.
- SCHUBERT M. (2001₂): unveröffentlichte Grafiken
- SCHWÖRBEL J. (1993): *Einführung in die Limnologie*. Gustav Fischer Verlag; Jena; 387 S.
- SEIFERT K. & KÖLBING A. (2000): *Richtig Angeln*. BLV Verlag; München; 126 S.

- SEIFERT K. (1997): Erarbeitung von Grundlagen und Vorschlägen zur Erstellung eines Gesamtkonzeptes zur Regelung von naturschutzrelevanten Einflüssen auf die Ammerschlucht. Teilbeitrag Gewässerökologie, Fischfauna, Fischerei; Regierung von Oberbayern; 38 S.
- SEMPESKI P. & GAUDIN P. (1995): Habitat selection by grayling I. Spawning habitats; *Journal of Fish Biology*; 47; S. 256–265
- SHUROV I. L., SMIRNOV Y. A. & SHUSTOV A. (1987): Features of Adaption of Hatchery Young of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, to River Conditions. *Journal of Ichthyologie*; 27/1; S. 162–166
- SIEMENS M. v. (2000): Auswirkungen von künstlich eingebrachten Totholzstrukturen auf den Fischbestand. Landesfischereiverband Bayern e. V.
- SIPPONEN M. & HAKKARI L. (1984): Brown trout (*Salmo trutta m. lacustris* (L.)) stockings as a compensation method in a polluted area in central Finland. Hydrobiological Research Centre, University of Jyväskylä, Finland. Symposium on stock enhancement in the management of freshwater fish; FAO; Rome; S.152–157
- SPINDLER M. (2001): Inn 2000, Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer. Tiroler Fischereiverband; Innsbruck
- STAUB E. (1989): Gesteigerte Jungfischeinsätze in Fließgewässer brachten nicht den erhofften Erfolg. *Der Fischwirt*; Zeitschrift für die Binnenfischerei; 11; S. 81–86
- STEIN H. (1998): mdl. Mitteilung; Technische Universität München, Departement Tierwissenschaften
- STEIN H. (1987): Die Auswirkungen von Besatzmaßnahmen auf den Fischbestand der Moosach. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung; Bericht Nr.3; 81 S.
- STEIN H. & MATHES E. (1989): Markierung von Süßwasserfischen. *Fischer & Teichwirt*; 40/7; S. 198–201
- STEIN H., ROTTMANN O., KÜHN R., GROSS R., FUCHS H., HÄNFLING B., SCHLEE P., ANASTASSIADIS C. & BORN O (2000): Genetische Differenzierung von Fischpopulationen bayerischer Gewässer. Bayerns Fischerei und Gewässer. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern e. V.; Heft 4; 16 S.
- STEINHÖRSTER U. (2001): Auswertung angelfischereilicher Fangaufzeichnungen zum Äschenfang, -bestand und -besatz in ausgewählten bayerischen Fließgewässern. Landesfischereiverband Bayern e. V.; 137 S.
- STROHMEIER P. (2001): Kartierung der biologischen Durchgängigkeit schwäbischer Fließgewässer. Landesfischereiverband Bayern e. V.; 107 S.
- SOULE M. E. (1980): Thresholds for survival: Maintaining fitness and evolutionary potential. In *Conservation biology – an evolutionary-ecological perspective*; eds. M. E. Soule & B. Wilcox; Sinauer Associates; Massachusetts; S. 151–169
- THORVFE S. & CARLSTEIN M. (1998): Post-stocking Behaviour of hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* and brown trout *Salmo trutta* L. in a semi natural stream. *Fish Management; Ecol.* 5; S. 147–159
- TOIVONEN J., AUVINEN H., IKONEN E., ALAPASSI T. & KOKKO U. (1984): Results of stocking with brown trout (*Salmo trutta m. lacustris*) in Finnish lakes and rivers. In EIFAC Technical Papers; No. 42; Supplement Vol. 1; FAO; Rome; S.143–151
- UIBLEIN F., JAGSCH A., KÖSSNER G., WEISS S., GOLLMANN P. & KAINZ E. (2000): Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern in Oberösterreich. Österreichs Fischerei; 53; Heft 4; S. 88–165
- VDF (2000): Fischereiliche Untersuchungsmethoden in Fließgewässern. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V.; Heft 13; Nürnberg; 52 S.
- VINCENT E. R. (1987): Effects of stocking catchable-size hatchery rainbow trout on two wild trout species in the Madison River and O'Dell creek, Montana. *North American Journal of Fisheries Management*; 7; S. 91–105
- WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327; 1–72
- WEIBL U. (2001): Fischbesatz – sinnvoll oder schädlich? Wege zu einer nachhaltigen fischereilichen Bewirtschaftung. NABU Baden-Württemberg e. V.; 8 S.
- WINZELER T. (1998): Marginale Bedeutung des Konkurrenzdruckes von Regenbogenforellen auf Bachforellen, Schlussfolgerungen aus der EAWAG-Studie vom 18. Juni 1997 (Auftrag Nr. 4808) betreffend Untersuchungen zur Konkurrenz zwischen Bachforelle und Regenbogenforelle. Schweizer Fischereiverband; Bern; 66 S.
- WWA FREISING (2001): mdl. Mitteilung und digitale Abflusswerte; Wasserwirtschaftsamt Freising
- WWA KEMPTEN (2001): mdl. Mitteilung und digitale Abflusswerte; Wasserwirtschaftsamt Kempten
- WWA WEILHEIM (2001): mdl. Mitteilung und digitale Abflusswerte; Wasserwirtschaftsamt Weilheim
- WIßMATH P. & WUNNER U. (1998): Passierbarkeit der Isar für Fische, Umbau der Schwellen oberhalb der Marienklause, Versuche vom November 1997 und vom Januar 1998. Fachberatung für Fischerei; Bezirk Oberbayern; 7 S.
- WIßMATH P. (1997): Gutachten zur Fischereibiologie, zur Fischerei und zum Fischartenschutz in der Ammerschlucht. Bezirk Oberbayern, Bezirksverwaltung, Fachberatung für Fischerei; 27 S.

WITKOWSKY A. & KOWALEWSKI M. (1988): Migration and structure of spawning population of European Grayling *Thymallus thymallus* (L.) in the Dunajec basin. *Archiv für Hydrobiologie*; 112/2; S. 279–297

WURM K. (1998): Untersuchung zum Rückgang der fischereilichen Erträge und Optimierung der fischereilichen Bewirtschaftung der Argen. Regierungspräsidium Tübingen; 295 S.

ZALEWSKI M., FRANKIEWIEWICZ P. & BREWINSKA B. (1985): The factors limiting growth and survival of brown trout, *Salmo trutta m. fario* L. introduced to different types of streams. *Journal of Fish Biology*; 27; Supplement A; S. 59–73

ZIEGLER B. 2001: Die Fische der bayerischen Gewässer, Teil I. Landesfischereiverband Bayern e. V., Poster

ZÖFEL P. (1992): Statistik in der Praxis. Verlag Gustav Fischer; Jena; 422 S.

9.2 Abkürzungsverzeichnis

ÄE	=	Äscheneinheiten
BN	=	Bund Naturschutz in Bayern e. V.
BStMdl	=	Bayerisches Staatsministerium des Inneren
BStMfLU	=	Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
FFH	=	Fauna-Flora-Habitat
Fkm	=	Flusskilometer
G	=	Gewicht
H	=	Häufigkeit
HQ	=	höchster gemessener Abflusswert
Kf	=	Korpulenzfaktor
L	=	Länge
LBV	=	Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V.
LFV Bayern	=	Landesfischereiverband Bayern e. V.
LHV	=	Längenhäufigkeit
MHQ	=	mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	=	mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	=	Mittelwasserabfluss
N	=	Anzahl
NABU	=	Naturschutzbund Deutschland e. V.
NMT	=	North West Marine Technology
NQ	=	niedrigster gemessener Abflusswert
P	=	Irrtumswahrscheinlichkeit
STABW	=	Standardabweichung
VDSF	=	Verband Deutscher Sportfischer e. V.
VI-Tags	=	Visible Implant Tags
WWA	=	Wasserwirtschaftsamt

9.3 Übersicht der Fischarten im Untersuchungsgebiet mit wissenschaftlichem Namen

Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>
Barbe	<i>Barbus barbus</i>
Brachse	<i>Abramis brama</i>
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus virgo</i>
Grasfisch	<i>Ctenopharyngodon idella</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i> (1997)
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Huchen	<i>Hucho hucho</i>
Karassche	<i>Carassius carassius</i>
Karpfen	<i>Cyprinus caprio</i>
Koppe	<i>Cottus gobio</i>
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
Renke	<i>Lavaretus lavaretus</i>
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Rutte	<i>Lota lota</i>
Schied	<i>Aspius aspius</i>
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>
Schleie	<i>Tinca tinca</i>
Schmerle	<i>Barbartula barbartula</i>
Schneider	<i>Albumoides bipunctatus</i>
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>
Stichling	<i>Gastrosteus aculeatus</i>
Streber	<i>Zingel streber</i> (Siebold)
Tigerfisch	<i>Kreuzung salmo t. + salvelinus f.</i>
Waller	<i>Silurus glanis</i>
Zährte	<i>Vimba vimba</i>
Zander	<i>Stizostedion lucioperca</i>
Zingel	<i>Zingel zingel</i>

