

Wissenschaft

Österreichs Fischerei

Jahrgang 50/1997

Seite 155–164

Reinhard Haunschmid und Dieter Kozak

Ökologische Untersuchungen an Bachforellen (*Salmo trutta* f. *fario*) ausgewählter Gewässer im westlichen Mühlviertel (Oberösterreich) I. Wildfischbestand

1. Einleitung

Mühlviertler Urgesteinsbäche beinhalten aufgrund ihrer geringen Nährstoffproduktion und extremen Verhältnisse, wie niedrige pH-Werte und Temperaturen, in der Regel kleinere Bachforellenbestände als z. B. Gewässer in Kalksteingebieten. Bisher wurden nur wenige Daten zur Bestandsentwicklung von Bachforellenpopulationen in Gewässern dieser Region gesammelt, Berechnungen von Produktion und Reproduktionspotential fehlen zur Gänze.

Um gewässereigene Ertragsabschätzungen durchführen sowie später Besatzempfehlungen erarbeiten zu können, werden überdies Abundanz-, Biomasse- und Wachstumsberechnungen benötigt. Vor allem der letzte Punkt stellt ein Kriterium dar, inwieweit ein Gewässer für den Besatz mit fangfähigen Fischen geeignet ist.

Das derzeit in ganz Oberösterreich bestehende Brittelmaß für Bachforellen von 25 cm wird im vorliegenden Fall mittels Berechnung der sogenannten Kritischen Größe für das Mühlviertel hinterfragt.

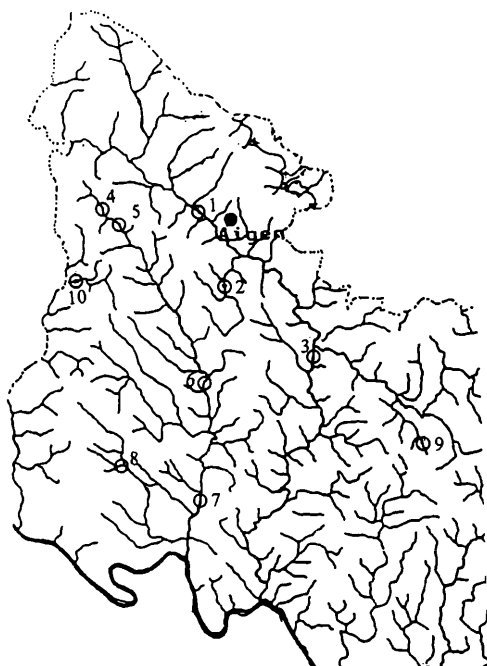
Der Fischereirevierausschuß Rohrbach gab im Jahr 1995/96 in Hinsicht auf eine Bestandserhebung, Besatzmaßnahmen und deren Effektivität eine Studie in Auftrag. Der vorliegende erste Teil enthält gewässerspezifische sowie Daten des Wildfischbestandes eines Untersuchungsjahres. Der zweite Teil, der die Besatzmaßnahmen behandelt, befindet sich in Vorbereitung.

Abb. 1: Untersuchungsgewässer

- 1...Rudolfing (Große Mühl)
- 2...Krenbach bei Neumühle
- 3...Haslach (Große Mühl)
- 4...Sagbergmühle (Kleine Mühl)
- 5...Filzmühle (Kleine Mühl)

Österreich

- 6...Sprinzelmühle (Kleine Mühl)
- 7...Kleemühle (Kleine Mühl)
- 8...Viehbach bei Steining
- 9...Hummelmühlbach bei Uttendorf
- 10...Kollerschlägerbach bei Kollerschlägermühle



2. Material und Methoden

Die ausgewählten Gewässerabschnitte (Abb. 1) repräsentieren die charakteristischen Gewässertypen in dieser Region. Sie entsprechen submontanen Gewässern aus dem Kristallin der Böhmisches Masse mit pluvio-nivalem Abflußregime.

Die Länge der Untersuchungsstrecken betrug 200 m bzw. 100 m. Maximal 200 m lange Kontrollstrecken ober- sowie unterhalb dienten zur Feststellung von Abwanderungen in unmittelbarer Nähe des Besatzortes.

Die allgemeine biozönotische Gliederung, Flußordnungszahl wurden nach Moog & Wimmer, 1990, Breiten- und Tiefenverhältnisse (Mittelwert, Varianz) nach BMLF, 1988 bestimmt (Tab. 1).

Tabelle 1: **Allgemeine Daten der Untersuchungsstrecken im westlichen Mühlviertel**

	Koordinaten	Seehöhe (m)	Länge (m)	Breite in m (Varianz)	Tiefe in m (Varianz)	Zone	Ordnungs- zahl
Rudolfing (ÖK 14)	13°57'O 48°39'N	549	200	16,7 (5,9)	0,53 (1,15)	Meta-Hyporhithral	4
Krenbach (ÖK 14)	13°58'O 48°37'N	550	200	1,3 (0,1)	0,26 (0,57)	Epirhithral	2
Haslach (ÖK 14)	14°02'O 48°35'N	500	100	22,4 (3,1)	0,74 (1,72)	Meta-Hyporhithral	4
Sagbergmühle (ÖK 14)	13°52'O 48°40'N	580	100	2,2 (0,2)	0,23 (1,30)	Epirhithral	2
Filzmühle (ÖK 14)	13°53'O 48°39'N	560	100	2,8 (0,2)	0,36 (2,5)	Epirhithral	2
Sprinzelmühle (ÖK 14)	13°56'O 48°33'N	520	200	8,8 (11,3)	0,55 (1,90)	Metarhithral	3
Kleemühle (ÖK 31)	13°56'O 48°29'N	420	100	9,0 (1,4)	0,56 (0,64)	Metarhithral	3
Viehbach (ÖK 31)	13°52'O 48°30'N	560	200	1,7 (0,2)	0,25 (0,79)	Epirhithral	2
Hummelmühlb. (ÖK 15)	14°06'O 48°32'N	600	200	1,5 (0,1)	0,18 (0,65)	Epirhithral	2
Kollerschlägerb. (ÖK 14)	13°50'O 48°37'N	660	200	2,2 (0,6)	0,32 (1,02)	Epirhithral	2

2.1 E-Befischungen

Im Jahr 1995 kam ein tragbares Rückenaggregat (Gleichstrom 300/500 V; 0,8 kW), im Jahr 1996 eines mit 450/750 V und 1,5 kW zur Anwendung. Bei Strecken über 8 m Breite wurde zusätzlich ein Standgerät eingesetzt.

Die gefangenen Fische wurden nach den einzelnen Durchgängen getrennt gehältert, für die Datenaufnahme (Gesamtlänge, Gesamtgewicht) mit Hypnodil betäubt und anschließend markiert.

Die erste Befischung (= Frühjahrstermin 1995) fand vor dem jährlichen Besatz im Mai 1995 statt, wobei die an diesem Termin gefangenen Tiere als autochthon eingestuft wurden.

Die zweite Befischung (= Sommertermin) erfolgte etwa 1–2 Monate nach dem Besatz. Die dritte Abfischung (= Herbsttermin) wurde im Oktober und November durchgeführt. Die Strecken an der Großen Mühl bei Rudolfing und Haslach konnten allerdings aus witterungsbedingten Gründen im Herbst nicht befischt werden.

Die vierte Abfischung (= Frühjahrstermin) fand wiederum an allen Strecken im Mai/Juni statt.

2.2 Markierung

Etwa 2400 autochthone Fische wurden im Frühling und Herbst 1995 mit Alcianblau am Bauchflossenansatz (Fische > 10 cm) oder durch Wegschneiden der Fettflosse (Fische < 10 cm) individuenunspezifisch markiert. Damit war einerseits die Bestimmung der Mortalität (= Verlust aus der Untersuchungsstrecke) sowie der Auf- und Abwanderung, die sich als gering erwies, in die Kontrollstrecken möglich.

Um die Fische möglichst wenig zu beeinträchtigen, wurde für die Tätowierung mit Panjet die Feder S1A/F1 der Firma Wright Health Group – nach Angaben des Herstellers für Fische > 10 cm geeignet – verwendet.

2.3 Berechnungen

Die Standardabweichung wurde teilweise berechnet und als SD angegeben.

2.3.1 Fangwahrscheinlichkeit, Abundanz und Biomasse

Die 95%igen Konfidenzintervalle der Schätzungen und die Fangwahrscheinlichkeit wurden nach Seber & LeCren (1967) berechnet.

Die Abundanz- und Biomasseschätzungen erfolgten nach Zippin, 1956 bei 2 Durchgängen mit der Formel

$$N \text{ bzw. } B = \frac{c_1^2}{(c_1 - c_2)} \quad \begin{array}{ll} c_1 & \text{Anzahl bzw. Biomasse des ersten Durchgangs} \\ c_2 & \text{Anzahl bzw. Biomasse des zweiten Durchgangs} \end{array}$$

Die Darstellung der Ergebnisse umfassen sowohl den Gesamtbestand wie auch drei Längengruppen (> 10 cm, > 20 cm, > 25 cm).

2.3.2 Längen- und Gewichtswachstum

Im Oktober wurden unterhalb von acht Kontrollstrecken mehrere Fische entnommen, die zur Altersbestimmung und Längenrückberechnung herangezogen wurden. Der Gesamtradius jedes Otolithen wurde mit der Fischlänge in Beziehung gebracht und so die Regressionsgerade erstellt (Bailey, 1959, in Bagenal, 1978). Es wurde darauf geachtet, daß der Korrelationskoeffizient immer über 0,95 lag. Die Radii aller Jahresringe wurden anschließend gemessen. Die durchschnittliche Radiengröße jeder Altersklasse ließ auf die jeweilige Länge der Fische rückschließen und sich für die weiteren Berechnungen verwenden.

Die Von-Bertalanffy-Formel für die Länge im Alter t ($= l_t$) lautet (Gulland, 1983):

$$l_t = L_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}]$$

L_∞ = »unendliche« Länge

K = Wachstumskoeffizient

t_0 = Zeitpunkt, an dem der Fisch die Größe 0 hatte

Das Gewichtswachstum entspricht in der Regel einer sigmoiden Kurve. Diese kann mit

einer Formel (siehe oben; anstelle 1 wird w gesetzt) und dem Regressionskoeffizienten der Längen-Gewichtsrelation beschrieben werden (Hilborn & Walters, 1992):

$$l_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}]^b$$

b = Wachstumsparameter der Längen-Gewichtsrelation

2.3.3 Produktion

Die Produktion ist definiert als Biomassezuwachs eines Bestandes innerhalb eines Zeitintervalls, mit Einbeziehung jener Individuen, die nicht bis ans Ende des Intervalls überleben (Chapman, 1978).

Die Produktionsberechnungen erfolgten anhand der Methode nach Ricker, 1945 und Allen, 1950, in Bagenal (1978) nur für die Vegetationsperiode 1995, da der Bestand durch Grundeisbildung im Winter 1995/96 stark reduziert wurde. Im Vergleich zu einjährigen Produktionsberechnungen aus der Literatur müssen die vorliegenden Werte als geringer angesehen werden.

Die Gonadenproduktion wurde nicht separat berechnet, macht aber z. B. im Horokiwi River nur 10% der Gesamtproduktion der Adulttiere aus (LeCren, 1962).

Die zur Berechnung notwendigen Altersklassen wurden mittels Längen-Frequenzdiagrammen und Wachstumskurven bestimmt (siehe auch Mortensen, 1977).

2.3.4 Reproduktionspotential

In einer Population sind die wichtigsten Elemente, die die Reproduktion betreffen, die weiblichen Tiere. Es wurden im Oktober unterhalb der Kontrollstrecken einige Tiere entnommen und auf das Geschlecht untersucht. Bei den Weibchen wurde die Fekundität anhand der Eizahl ermittelt und – bei Annahme einer 1 : 1 Geschlechterverteilung – die Eiproduktion pro m^2 geschätzt.

Um die Stichprobenanzahl zur Berechnung der längenabhängigen Eizahl zu erhöhen, wurden die Daten aller Gewässerabschnitte zusammengefaßt. Als geeignetste Funktion zur Beschreibung erwies sich die Exponentialfunktion: Eizahl = $a \cdot e^{\text{Länge} \cdot b}$, wobei $a = 11,77$; $b = 0,141$ ist ($r^2 = 0,98$; $F = 172$; $p < 0,001$).

Darüber hinaus wurde für jeden untersuchten Gewässerabschnitt die Länge der jüngsten laichreifen Weibchen festgestellt.

2.3.5 Kritische Größe

Unter der Kritischen Größe versteht man jene Länge der Fische, bei der sich Sterblichkeitsrate (z) und Wachstumsrate (g) gegenseitig aufheben. Daraus resultiert für einen Fischbestand eine Länge, die als Orientierung für die Bestimmung des optimalen Fangmaßes und Ertrages verwendet werden kann.

Die entsprechenden Formeln lauten (nach Ricker, 1975):

$$w_t = w_0 e^{gt}$$

w_t = Gewicht zum Zeitpunkt t

w_0 = anfängliches Gewicht

$$N_t = N_0 e^{-zt}$$

N_t = Anzahl zum Zeitpunkt t

N_0 = anfängliche Anzahl

Um nun die Kritische Größe bestimmen zu können, wurden an den Untersuchungsstrecken – mit Ausnahme der Großen Mühl bei Rudolfing, Haslach und der Kleinen Mühl bei Kleemühle – mittels Altersbestimmung und Längen-Frequenzdiagramm für die Befischungstermine im Jahre 1995 Sterblichkeit und Biomassewachstum ermittelt. Die Einteilung der oberen und unteren Grenzen der Längen pro Altersklasse erfolgte

anhand des Längen-Frequenzdiagramms. Weiters wurden zur Eruiierung der Abundanzen und Biomassen der einzelnen Altersklassen die Längenwachstumsberechnungen herangezogen.

3. Resultate und Diskussion

3.1 Chemisch-physikalische Daten

Aus den zehn Beprobungsstrecken wurden im Untersuchungszeitraum pH-Werte zwischen 6,0 und 7,8 und Leitfähigkeiten zwischen 100 und 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Damit lagen sie wesentlich höher als an Bächen nördlich des Untersuchungsgebietes (Butz & Rydlo, 1996). Die Gesamthärte betrug zwischen 2 und 3 $^\circ\text{dH}$.

Fortlaufende Messungen (zwischen Oktober 1994 und Juni 1996) von Abfluß, pH-Wert, Leitfähigkeit und Gesamthärte wurden von der OÖ. Landesregierung an 3 Stellen der Großen Mühl – Vorderanger (Flußkilometer 52,1), Aigen (Flußkilometer 40,2) und Teufelmühle (Flußkilometer 21,8) – durchgeführt (Amt der OÖ. Landesregierung, 1996).

Die Wassertemperaturen lagen nur für den Beprobungsort Teufelmühle vor und wurden monatlich als Mittelwert mit Standardabweichung aus den täglichen Messungen ausgewertet und dargestellt (Abb. 2). Die Wintertemperaturen 1994/95 erreichten nur im Jänner die 0°C Grenze, während 1995/96 von Dezember bis März um die 0°C vorherrschten. Zudem kam es im Jahr 1996 an einigen Stellen zu Grundeisbildung. Die Maximaltemperaturen im Hochsommer blieben unter 18°C , die Sauerstoffsättigung lag nur selten unter 100%.

Die durchschnittlichen MQ-Werte lagen an der Meßstelle Vorderanger bei 2,7 m^3/s (SD = 2,3), in der Nähe von Aigen bei 5,5 (SD = 4,1) und an der Teufelmühle bei 8,2 (SD = 6,3). Die Abflußspitze 1995 fand abhängig von der Beprobungsstelle im Jänner bzw. März statt. 1996 blieb solch ein eklatantes Maximum aus, zudem verschob sich der größte monatliche Abfluß in die Monate März, April und Mai.

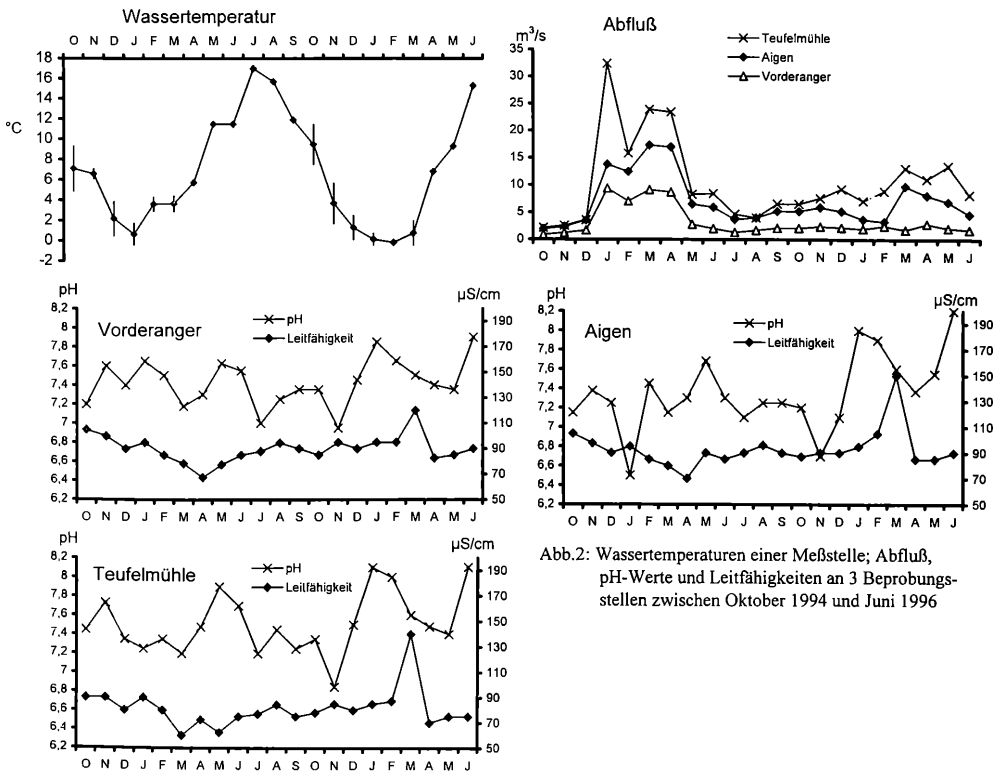


Abb.2: Wassertemperaturen einer Meßstelle; Abfluß, pH-Werte und Leitfähigkeiten an 3 Beprobungsstellen zwischen Oktober 1994 und Juni 1996

Die durchschnittlichen pH-Werte der Beprobungsstellen differierten kaum – 7,4 bis 7,5 mit Standardabweichungen zwischen 0,35 und 0,43. Die größten Schwankungen traten an der obersten Meßstelle – Vorderanger – auf. Bezüglich des Säurezustandes konnten die Gewässer als »nicht sauer« eingestuft werden (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, 1992 in: Butz & Rydlo, 1996).

Die Leitfähigkeiten bewegten sich um 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ein abrupter Anstieg auf 130–150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ war an allen Meßstellen im März 1996 zu vermerken.

Die Messungen der Gesamthärte ergaben äußerst geringe Werte zwischen 1,1°dH (SD = 0,5) bei Vorderanger, 0,8° dH (SD = 0,4) bei Aigen und 0,9° dH (SD = 0,4) an der Teufelmühle.

Tabelle 2: Artenliste des Untersuchungsgebietes, Vorkommen, Gefährdungsstatus, Schonzeit und Brittelmaß (nach Spindler, 1995; OÖ Landesfischereiverband, 1993)

Wissenschaftl. Name	deutsche Bezeichnung	Vorkommen	Gefährdung	Schonzeit in OÖ	Brittelmaß in OÖ
Salmonidae	Lachsartige				
<i>Salmo trutta</i> f. <i>fario</i>	Bachforelle	heimisch	gefährdet	16. 9.–15. 3.	25 cm
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenf.	exotisch*		1. 12.–15. 3.	25 cm
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bachsaibling	exotisch*		16. 9.–15. 3.	25 cm
Thymallidae	Äschen				
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	heimisch	nicht gefährdet	1. 3.–30. 4.	30 cm
Cottidae	Koppen				
<i>Cottus gobio</i>	Koppe	heimisch	nicht gefährdet	1. 2.–30. 4.	
Cobitidae	Schmerlen				
<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	heimisch	nicht gefährdet	1. 3.–31. 5.	
Gadidae	Dorsche				
<i>Lota lota</i>	Aalrutte	heimisch	gefährdet	1. 12.–31. 1.	35 cm
Cyprinidae	Karpfenartige				
<i>Leuciscus cephalus</i>	Aitel	heimisch	nicht gefährdet	keine	
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotaug	heimisch	nicht gefährdet	1. 4.–31. 5.**	15 cm**
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	heimisch	nicht gefährdet	1. 4.–31. 5.	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	heimisch	gefährdet	ganzjährig	
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	heimisch	nicht gefährdet	1. 5.–31. 5.	
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	heimisch	nicht gefährdet	1. 5.–15. 6.	30 cm
Percidae	Barsche				
<i>Perca fluviatilis</i>	Flußbarsch	heimisch	nicht gefährdet	keine	
Petromyzontidae	Neunaugen				
<i>Lampetra planeri</i>	Bachneunauge	heimisch	ungewiß	ganzjährig	

* = werden nach § 12 der OÖ. Fischereiverordnung als heimisch geführt (OÖ. Landesfischereiverband, 1993).

** = seit 1. 9. 1996.

3.2 Fischarten

Von den 15 Fischarten (Tab. 2) waren manche sehr selten vertreten. Hingegen bildeten Bachforelle, Äsche und Koppe im Untersuchungsgebiet die dominanten Arten. Während

Barbe, Schneider, Elritze, Flußbarsch und Aalrutte nur in der Großen Mühl gefangen wurden, konnten Bachschmerle, Gründling, Aitel, Rotaugen und die beiden nordamerikanischen Arten Regenbogenforelle und Bachsaibling auch in der Kleinen Mühl nachgewiesen werden. Das Bachneunauge kam in einigen Zubringern der Großen Mühl vor sowie auch in dieser selbst. Abundanzangaben zu den erwähnten Arten finden sich in Haunschmid & Kozak, 1996.

3.3 Fangwahrscheinlichkeit, Abundanz und Biomasse

Die Fangwahrscheinlichkeiten unterschieden sich meist sowohl zwischen den Saisonen als auch zwischen den einzelnen Untersuchungsstrecken (Tab. 3). Die Große Mühl bei Haslach konnte im Jahre 1995 und bei Rudolfsing im Frühling 1996 mit der Methode nach Zippin (1956) nicht zufriedenstellend befischt werden. Diese geschätzten Abundanz- und Biomassen waren für weitere Diskussionen daher nicht zu gebrauchen.

Die saisonalen Schwankungen der Fangwahrscheinlichkeiten ergaben sich aus der Altersklassenverteilung der Bachforellen, dem Abfluß zum jeweiligen Beprobungstermin sowie der damit wechselnden Morphologie des Gewässers. Dies betreffend traten in der Konstanz der Fangwahrscheinlichkeit bei den kleineren Bächen große Unterschiede auf. Größere Fische wurden in der Regel mit etwas höheren Fangwahrscheinlichkeiten erwischt als kleinere. Gewässer wie die Kleine Mühl bei Filzmühle oder Sagbergmühle mit schwer befischbaren Seichtwasserbereichen, die hohe Abundanz an 0+ Fischen beinhalteten, konnten teilweise nur mit geringen Fangerfolgen beprobt werden.

Tabelle 3: Abundanzschätzung (N) mit 95 %-Konfidenzintervallen, Fangwahrscheinlichkeit (p) und Biomasseschätzung (B)

Gewässer	Länge	Frühling			Sommer			Herbst			Frühling		
		N	p	B	N	p	B	N	p	B	N	p	B
Rudolfsing	200 m	183±16	0,69	16,5	257± 21	0,68	22,9	keine Probenahme			195±81	0,41*	15,7
Krenbach	200 m	81± 2	0,90	2,4	61± 6	0,76	2,8	67± 9	0,70	2,8	24± 0	1,00	0,8
Haslach	100 m	104±175	0,24*	11,6	254±168	0,31*	41,3	keine Probenahme			34± 4	0,77	4,0
Sagbergmühle	100 m	50± 7	0,72	1,5	96± 30	0,51	1,7	83± 3	0,88	2,1	66± 2	0,92	2,0
Filzmühle	100 m	60± 4	0,82	6,1	91± 13	0,67	7,4	92±28	0,53	4,3	40± 2	0,89	3,7
Sprinzelmühle	200 m	124± 13	0,70	9,9	200± 3	0,92	12,6	87±12	0,68	6,5	55± 5	0,80	4,2
Kleemühle	100 m	84± 2	0,89	10,4	125± 19	0,63	12,0	76± 7	0,75	7,4	81± 8	0,75	9,0
Viehbach	200 m	296± 12	0,78	12,8	347±14	0,77	14,2	364±12	0,79	13,1	189±10	0,77	7,7
Hummelmühlb.	200 m	63± 6	0,78	2,2	63± 11	0,67	2,2	76± 4	0,84	2,6	50± 3	0,83	2,2
Kollerschlägerb.	200 m	230± 6	0,85	8,8	230± 15	0,73	9,3	232±12	0,76	11,3	97± 4	0,86	7,0

* wenig aussagekräftig; p sollte >0,5 sein, um die Verzerrung möglichst klein zu halten (Seber & LeCren, 1967).

Die Gesamtabundanz zwischen den Untersuchungsstrecken schwankten von unter 200 bis über 10.000 Individuen pro Hektar (Abb. 3). Saisonale Differenzen traten im Jahr 1995 mit Ausnahme des Kollerschlägerbaches und Viehbaches auf.

Bei den kleineren Untersuchungsgewässern wurde im Sommer bzw. Herbst die höchste Abundanz erzielt, was durch die bessere Fangfähigkeit der 0+ Fische hervorgerufen wurde. Hingegen zeigten die beprobten größeren Gewässer im Herbst die geringsten Werte des Jahres 1995.

Im Frühling 1996 kam es an einigen Bächen zu starker Reduktion der Fischdichte, die auf die langandauernde Kälte in den Monaten Dezember bis März zurückzuführen war. Ein geringer pH-Wert als Begründung für diese Abnahme kann wegen der vorliegenden

Meßdaten wie auch des Vorhandenseins säureempfindlicher Organismen (*Gammarus* sp.) ausgeschlossen werden. Im Gegensatz dazu existieren aber aufgrund zu geringer pH-Werte in der Nähe des Untersuchungsgebietes Bäche mit geringem oder fehlendem Bachforellenbestand (Butz & Rydlo, 1996).

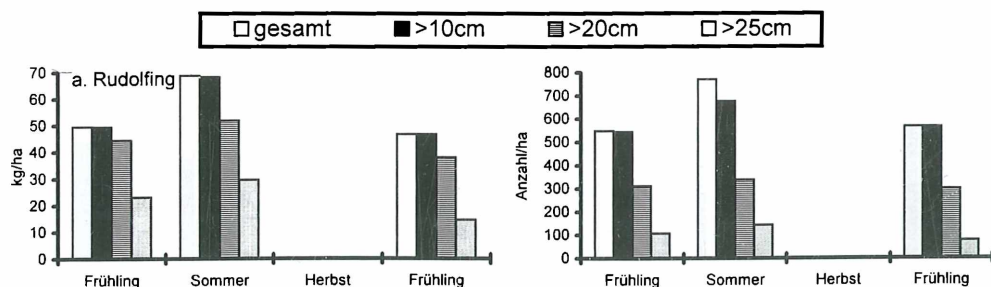
Die Untersuchungsstrecken zeigten im Vergleich verschiedene Anteile der Längensklassen am Gesamtbestand. Die 0+ Fische waren in Bächen unter 3 m Breite, bezogen auf einen Hektar, in der Regel wesentlich stärker vertreten als in breiteren. Umgekehrt waren Fische >25 cm in den kleinen Bächen mit Ausnahme der Kleinen Mühl bei Filzmühle, die aber durch starken Besatz mit fangfähigen Tieren im Oberlieger beeinträchtigt war, nur schwach vertreten. Das Fehlen geeigneter Habitatstrukturen wie ausgedehnte Gumpen und der Anspruch der größeren Forellen auf ein 40–50 m² großes home range (Hesthagen, 1990) verhindern den permanenten Aufenthalt in diesen Gewässern. Dieses Phänomen bedingt wiederum eine höhere Überlebensrate der Jungfische (Kennedy & Strange, 1980). Somit spielen die kleineren Gewässer als »Kinderstube« eine wesentliche Rolle, was später auch für breitere Gewässer von Bedeutung ist.

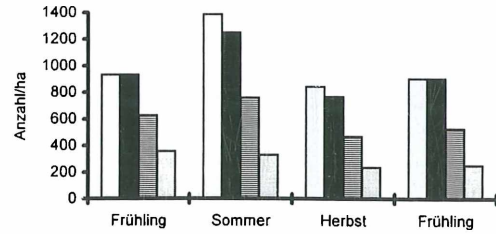
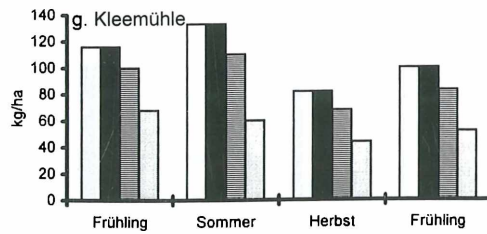
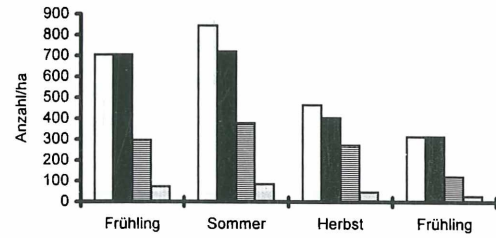
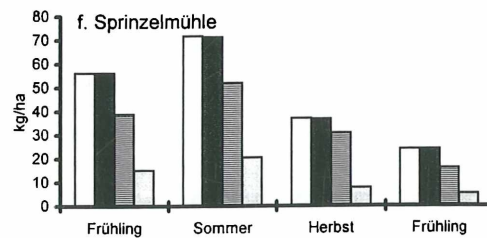
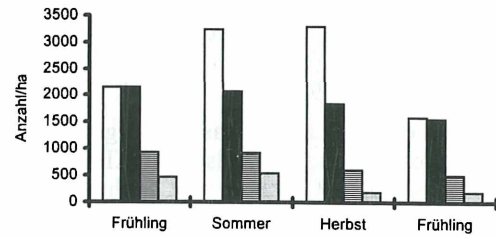
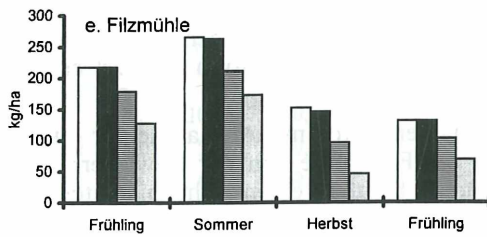
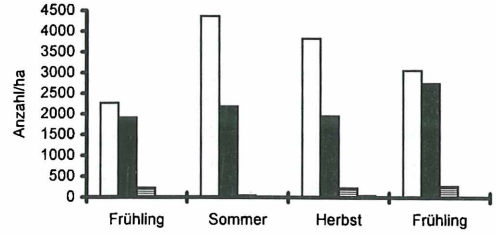
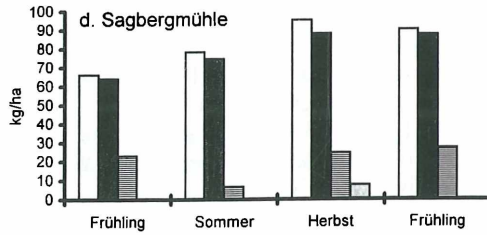
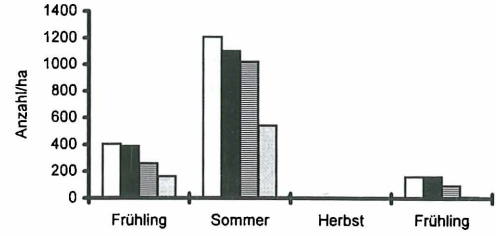
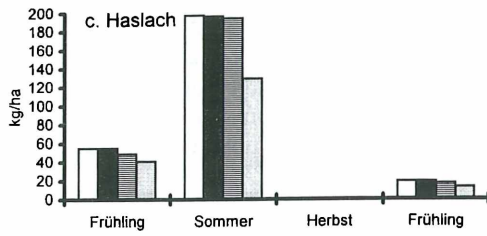
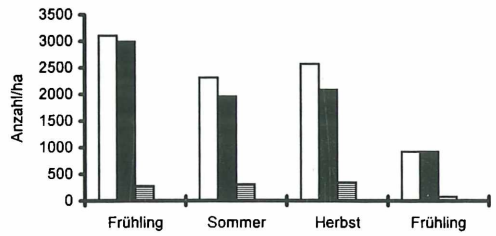
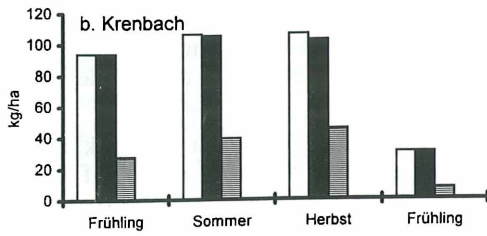
Die Gesamtbiomassen lagen im Untersuchungsgebiet zwischen 50 und 400 kg/ha. Der letztere Wert, gemessen am Viehbach, ist durch eine Abwassereinleitung und die damit begünstigte Nährstoffproduktion hervorgerufen und daher außergewöhnlich hoch. Butz & Rydlo (1996) stellten bei nördlicher gelegenen Bächen meist um die 50 kg/ha fest. Saisonale Schwankungen waren vorhanden. Im Herbst wiesen nur 3 kleine Bäche den höchsten Wert auf, die Biomassen in anderen Untersuchungsstrecken könnten durch Besatzmaßnahmen mit fangfähigen Fischen negativ beeinflusst worden sein (siehe auch Vincent, 1987). In anderen europäischen Gewässern, die von Besatz unbeeinflusst waren, traten die höchsten Biomassen im Herbst auf (Egglishaw, 1970; Kruuk, 1995).

Ein inverser Zusammenhang zwischen Gewässerbreite und Gesamtbiomasse war erkennbar, konnte aber nicht statistisch abgesichert werden. Dies lag nicht zuletzt an der kleinen Stichprobenzahl. In Wyoming und in Schottland ergab sich bei einer umfangreicheren Anzahl an untersuchten Gewässern eine exponentielle Korrelation (Hubert et al., 1996; Kruuk, 1995).

Auch die nach Längensklassen aufgeteilten Biomassen waren mit Ausnahme der durch Besatzmaßnahmen verfälschten Kleinen Mühl bei Filzmühle von der Gewässerbreite abhängig, d. h. Gewässer mit mehr als 8 m Breite besaßen einen höheren Anteil an Fischen >20 cm und >25 cm als Gewässer unter 8 m.

Obwohl die einsömmrigen Bachforellen in den kleineren Gewässern hohe Abundanzen aufwiesen, fielen sie mit ihrem geringen Gewicht in der Biomassedarstellung nicht auf. Hingegen zeigten Fische zwischen 10 und 20 cm Gesamtlänge den höchsten Biomasseanteil.





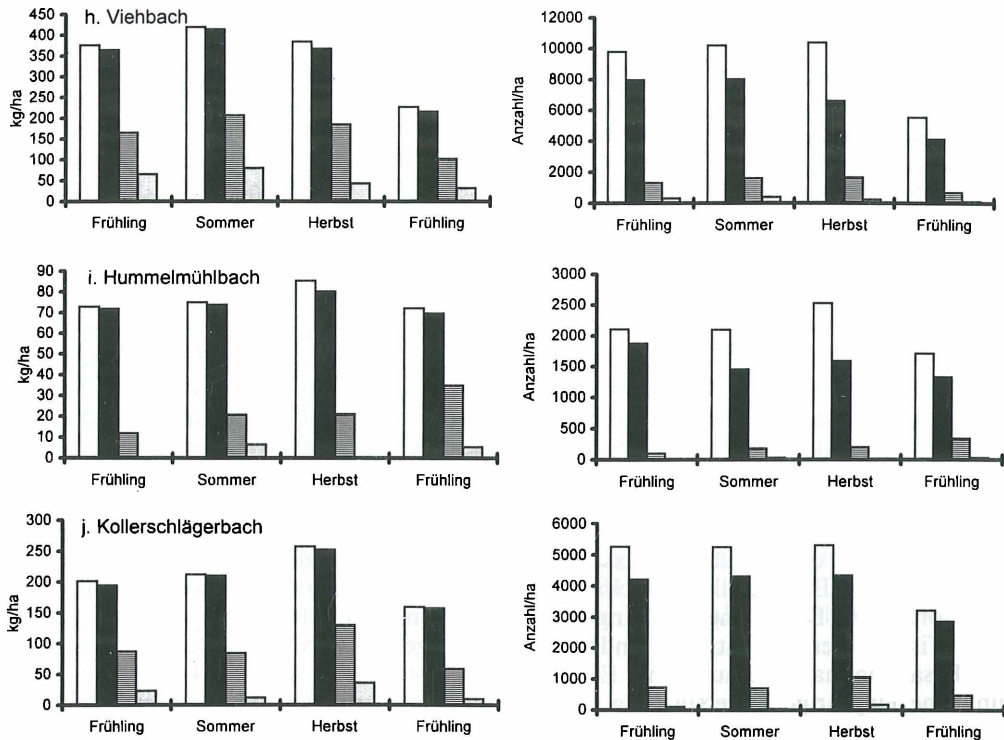


Abb.3a-j: Biomassen und Abundanzen der Bachforellen gesamt und nach Längenklassen getrennt an zehn Untersuchungsstrecken

3.4 Längen-Gewichtswachstum

Die physiologisch erreichbaren Endlängen schwankten zwischen 22 und 33 cm (Tab. 4). Bei Bächen unter 3 m Breite lagen diese zwischen 22 und 29 cm, bei größeren zwischen 30 und 33 cm. Im Vergleich dazu waren die tatsächlich gemessenen Längen teilweise deutlich über dem errechneten Wert. Dies könnte auf Besatzfische zurückzuführen sein, die vom Oberlieger eingewandert waren. Ähnliches galt auch für die Gewichte der Fische.

Tabelle 4: **Physiologisch erreichbare Längen (L_{∞}), Wachstumsgeschwindigkeiten (K) mit deren Standardfehlern ($\pm$) und physiologisch erreichbare Gewichte (W_{∞}) sowie tatsächlich bei den 4 Befischungsterminen gemessene maximale Längen (max. L) und Gewichte (max. W) an 8 Untersuchungsstrecken**

	Rudolfing	Krenbach	Filzmühle	Sprinzelmühle	Kleemühle	Viehbach	Hummelmühlbach	Kollerschlägerbach
L_{∞}	33,3 $\pm$ 2,7	22,3 $\pm$ 2,0	28,6 $\pm$ 2,7	29,5 $\pm$ 2,2	32,2 $\pm$ 2,2	28,4 $\pm$ 2,2	26,6 $\pm$ 2,3	27,1 $\pm$ 5,0
max. L	31,1–33,5	20,5–22,9	32,7–39,9	27–32,0	31–34,6	28,5–33,2	24,8–26	29,7–34,2
K	0,36 $\pm$ 0,08	0,90 $\pm$ 0,24	0,40 $\pm$ 0,09	0,32 $\pm$ 0,07	0,37 $\pm$ 0,05	0,34 $\pm$ 0,05	0,48 $\pm$ 0,08	0,38 $\pm$ 0,13
W_{∞}	371	113	225	232	310	242	191	206
max. W	289–349	96–139	343–692	230–334	313–390	216–341	134–195	248–426

Anhand eines auffällig »lückigen« Längen-Frequenzdiagramms im oberen Längenbereich konnten Unregelmäßigkeiten und vereinzelt auftretende »Ausreißer« festgestellt werden. Untersuchungsstrecken mit »Ausreißern« waren Kleine Mühl bei Filzmühle und Viehbach als Besatzstrecken sowie der Kollerschlägerbach, der in den Osterbach mündet, von dem größere Bachforellen in die Teststrecke einwandern konnten.

Beim besatzfreien Hummelmühlbach erreichte nur ein Tier das Brittelmaß, während im besetzten Krenbach die Fische unter 25 cm blieben. Im Viehbach und in der Kleinen Mühl bei Filzmühle wurden trotz geringer Gewässerbreite hohe Endlängen berechnet. Beim Viehbach wurde ein Abwassereintrag festgestellt, der die Wachstumssituation verbessert haben dürfte und somit tatsächlich größere Endlängen zuließ.

Das kleinste Gewässer – der Krenbach – wies den höchsten Wachstumskoeffizienten und zugleich die höchste Mortalität auf (Haunschmid & Kozak, 1996). Peter (1987) konnte ebenfalls zeigen, daß in Schweizer Bächen ein schnelles Wachstum mit hohen Mortalitätsraten verbunden war, vor allem ab dem vierten Lebensjahr. Die fehlenden größeren Fische im Krenbach lassen auf ähnliche Verhältnisse schließen, zumal das maximal erreichbare Alter auf 3,9 Jahre geschätzt wurde. Die während der E-Befischung beobachteten großen Mengen an Nährtieren schließen einen diesbezüglichen Ressourcenengpaß für größere Fische aus. Als Ursache für dieses Fehlen wird die mangelnde Größe des Gewässers gesehen.

Zusammen mit den in Längensklassen eingeteilten Abundanzdaten ließ sich feststellen, daß fangfähige Bachforellen in kleineren Bächen nur eingeschränkt geeignete Bedingungen vorfinden. Diese längenabhängige Kapazität muß auch bei Besatz mit fangbaren Zuchtfischen Berücksichtigung finden. Erwartungsgemäß werden in solchen Gewässern die Besatzmaßnahmen nur wenig Erfolg haben. Trotzdem ist zu bedenken, daß es sich um eine einjährige Untersuchung handelt und die in diesem Jahr vorherrschenden Bedingungen nicht gerade die Norm darstellen müssen. Weitere Studien wären nötig, um diese Aussagen zu unterstützen.

3.5 Produktion

Im Durchschnitt lag die Bachforellenproduktion während der Vegetationsperiode bei 6,7 mg/m² (SD = 4,2). Die Berechnung der jährlichen Produktion wurde nicht durchgeführt, da durch die starke Abundanzabnahme im Winter 1995/96 eine Verfälschung der tatsächlichen Produktion eingetreten wäre. Der berechnete Wert stellt somit eine Unterschätzung einer jährlichen Produktion unter Normalbedingungen dar.

Tabelle 5: Bachforellenproduktion im g/m² von Mai bis Oktober bzw. November an ausgewählten Gewässerabschnitten

	Krenbach	Sagberg- mühle	Filzmühle	Sprinzelmühle	Viehbach	Hummelmühlbach	Kollerschlägerbach
g/m ²	7,1	4,7	5,0	2,3	13,7	3,2	11

Jene Bäche mit höchsten Abundanzen und Biomassen – Viehbach und Kollerschlägerbach – zeigten auch die deutlich größten Werte der Produktion (Tab. 5).

Die Kleine Mühl bei Sprinzelmühle wies die geringste Salmonidenproduktion auf, da hier einerseits die Altersklassen 0+ und 1+ nur schwach vertreten waren, die in der Regel den höchsten Biomassezuwachs haben (siehe Egglishaw, 1970), und andererseits andere Fischarten wie Koppe, Schmerle, Gründling und Äsche stark an der Gesamtproduktion beteiligt waren.

Teilweise kann die annuale Produktion von kleineren Fischarten wie Koppe (*Cottus gobio*) in der Forellenregion mehr als das 3fache der Salmonidenproduktion erreichen,

was bei der Interpretation berücksichtigt werden muß (LeCren, 1969). Der Hummel-mühlbach hingegen, wo die Bachforelle die einzig vorkommende Fischart war, schien aufgrund des niedrigen Produktionswertes suboptimale Habitatbedingungen für diese Fischart zu besitzen.

LeCren (1969) untersuchte mehrere britische Bäche, die über sauren Untergrund fließen. Dabei errechnete er Produktionswerte um 12 g/m^2 , was fast dem Doppelten des hier ermittelten Durchschnittswertes entspricht, bei Abundanzen zwischen 1,1 und 2,7 Individuen/ m^2 . Nur der Kollerschlägerbach und der Viehbach zeigten annähernd gleiche Produktionen bei etwa 0,5 bis 1 Individuen/ m^2 . Aber auch hier muß auf den Effekt der Abwassereinleitung hingewiesen werden, die zur Steigerung der Produktion beitragen kann (LeCren, 1978). LeCren (1969) geht davon aus, daß die Salmonidenproduktion in einem natürlichen kleinen Bach 12 g/m^2 und Jahr kaum überschreitet. Ergeben sich niedrigere Werte, so dürfte dies durch dichte-abhängige Faktoren oder geringes Futterangebot bedingt sein (LeCren, 1978), sofern nicht die oben erwähnten Faktoren die Ursache sind.

In der Schweiz wies Peter (1987) eine vergleichbare jährliche Produktion von durchschnittlich $13,4 \text{ g/m}^2$ nach. Im Gegensatz dazu ermittelte Elliott (1993) an englischen Bächen unter 1 m Breite über einen Zeitraum von 25 Jahren eine durchschnittliche jährliche Salmonidenproduktion von $23,4 \text{ g/m}^2$. Ein dichte-abhängiger Zusammenhang zwischen anfänglicher Eizahl und Produktion wurde gefunden, wobei ab einer gewissen Eizahl die Produktion wieder abnimmt (Elliott, 1994).

Eine außergewöhnlich hohe Produktion von 50 g/m^2 fand Allen (1951) im Horokiwi River in Neuseeland.

3.6 Reproduktion

Die weiblichen Tiere laichten mit durchschnittlich 17,8 cm (SD = 0,8) das erste Mal ab (Tab. 6). Der Wachstumskoeffizient beeinflusste auch am Gewässersystem der Mühl den zeitlichen Eintritt in die Geschlechtsreife (siehe auch LeCren, 1965). So waren am Krenbach die Weibchen mit 2 Jahren, am Viehbach erst etwa mit 3 Jahren geschlechtsreif. Ein Zusammenhang zwischen Gewässergröße und Eintritt der Geschlechtsreife war nicht ersichtlich.

Tabelle 6: Minimale Länge der laichreifen Bachforellenweibchen in cm sowie geschätzte Reproduktionskraft an ausgewählten Untersuchungsstrecken

	Krenbach	Sagberg- mühle	Filzmühle	Sprinzel- mühle	Kleemühle	Viehbach	Hummel- mühlbach	Kollerschläger- bach
Länge	17	17	19	19	17,5	16,5	16,5	19
Eier/ m^2	10,1	8,5	16,7	6,6	12,6	40,8	8,3	21,8

Die mittlere potentielle Eiproduktion lag bei $15,7 \text{ Eiern/m}^2$ und schwankte je nach Gewässer enorm – SD = 11,3.

Nach Peter (1987) würde das Reproduktionspotential an der Kleinen Mühl bei Sprinzel-mühle als gering, am Kollerschlägerbach und Filzmühle als hoch und am Viehbach als sehr hoch eingestuft werden.

Bei der Meerforelle konnte Elliott (1994) feststellen, daß ab etwa zwischen 33 und 67 Eiern/m^2 keine Steigerung des Bestandes mehr möglich war, da hier dichte-abhängige Faktoren extrem stark wirken.

Roth & Geiger (1962) und Peter (1987) wiesen nach, daß in der Regel 95 % der Bachforel-leneier befruchtet werden, und davon 94 % das Brütlingsstadium erreichen (LeCren,

1962), sofern kein Extremereignis wie Hochwasser stattfindet. Im Brütlingsstadium allerdings nehmen die Verluste stark zu (LeCren, 1962). LeCren (1973) konnte bei Freilandversuchen zeigen, daß trotz einer anfänglich hohen Dichte von bis zu 270 Individuen/m² nach 50 Tagen nicht mehr als 9–12 Brütlinge überlebt hatten.

Überträgt man die Befruchtungs- und Überlebensrate der Eier auf die Untersuchungsstrecken an der Mühl, so ergäbe sich unter optimalen Bedingungen eine durchschnittliche Brütlingsanzahl von 14/m² (SD = 10,1), was der optimalen Brütlingsdichte nach LeCren (1973) nahe kommt. Damit kann die autochthone Reproduktion – mit Ausnahme von der Kleinen Mühl bei Sprinzelmühle (zu niedrig) und Viehbach (zu hoch) – als gut angesehen werden. An der Kleinen Mühl bei Sprinzelmühle kann allerdings die marginale Eizahl auch damit erklärt werden, daß Jungfische aus Zubringerbächen bezogen werden und nur eine geringe Naturverlaichung im Hauptgewässer zur Bestanderhaltung selbst stattfinden muß.

3.7 Kritische Größe

Die Kritische Größe lag im Durchschnitt bei 20,4 cm (SD = 3,2), bei Weglassen des Hummelmühlbaches, der als Ausreißer angesehen werden kann, bei 21,3 cm (SD = 2,4). In Tabelle 7 ist die kritische Größe einiger Untersuchungsstrecken angeführt. Das für das Jahr 1995 berechnete optimale Mindestfangmaß war damit wesentlich unter dem gesetzlich verankerten. In der Schweiz liegt das Brittelmaß der Bachforelle bei 22 cm (Peter, 1987), was auch im Mühlviertel als mögliche Fanglänge in Betracht zu ziehen ist. Damit würde der Ertrag gesteigert und die Besatzpflicht in dieser Region je nach Befischungsintensität neu zu überdenken sein.

Im Vergleich zum Eintritt der Geschlechtsreife der weiblichen Tiere dürfte ein Teil des Bestandes bei einem Fangmaß von 22 cm in der Lage sein, ein zweites Mal abzulaichen. Dies gewährleistet auch die Produktion größerer Eier und somit höhere Überlebenschancen der Jungtiere (Elliott, 1994).

Um jedoch genauere Daten zur maximal zulässigen Entnahmemenge und -größe zu erhalten, sind weitere Untersuchungen, vor allem im Bereich der Juvenilstadien, und deren dichteabhängige Mortalität, durchzuführen (siehe auch Solomon, 1985).

Tabelle 7: Kritische Größe des Bachforellenbestandes in cm an ausgewählten Untersuchungsstrecken

	Krenbach	Sagbergmühle	Filzmühle	Sprinzelmühle	Viehbach	Hummelmühlbach	Kollerschlägerbach
Länge	19	18,6	25	21,5	22,9	15	21

Zusammenfassung

In Hinblick auf ein zu erarbeitendes Besatzmanagement im westlichen Mühlviertel (OÖ.) wurden Grundlagendaten des residenten Bachforellenbestandes im Jahr 1995/96 erhoben. Die Abundanz- und Biomasseschätzungen variierten saisonal je nach Gewässer. Gewässer unter 3 m Breite wiesen im Anteilsvergleich zu größeren mehr Jungfische auf. Zugleich ergaben sich für Bachforellen kleinerer Gewässer geringere physiologisch erreichbare Endlängen und -gewichte. Die durchschnittliche Bachforellenproduktion von Frühling bis Herbst lag bei 6,7 g/m², das durchschnittliche Reproduktionspotential bei 15,7 Eiern/m². Die weiblichen Tiere laichten je nach Gewässer mit 16,5 bis 19 cm Gesamtlänge das erste Mal ab. Die Berechnungen einer mittleren optimalen Ertragslänge ergaben den Wert 21,3 cm.

Summary

Investigations on the ecology of brown trout (*Salmo trutta* f. *fario*) in selected running waters in Northwestern Austria. I. Wild stock.

To acquire a stocking recommendation in waters of the West Mühlviertel (Upper Austria), a basic study on resident brown trout was conducted from spring 1995 to spring 1996. The estimation of abundance and biomass showed seasonal differences according to the sampled reach. Reaches of < 3 m width had a higher proportion of juvenile brown trout and the fish gained a smaller final size and weight. The mean production of *Salmo trutta* f. *fario* between May and October respectively November reached 6,7 g/m², the mean fecundity referring to the sampling area 15,7 eggs/m². Females spawned for the first time at a total length of 16,5 to 19 cm. The calculated critical size (after Ricker) was at a total length of 21,3 cm.

Danksagung

Dem Fischereirevier Rohrbach sei für die Projektvergabe, die Finanzierung des Hauptteils der Untersuchung und vor allem auch für das große Entgegenkommen und Interesse gedankt. Herrn Walter Koller möchten wir an dieser Stelle für die Organisation, aber auch für seine tatkräftige Mithilfe bei den Abfischungen herzlichen Dank aussprechen. Auch an alle hier nicht namentlich erwähnten Mithelfer bei den Befischungen und der Erhebung der Ausfangdaten sei unser Dank gerichtet.

Mag. Jutta Jahrl danken wir für die intensive Durchsicht des Manuskriptes.

Weiterer Dank gilt dem Landesfischereiverband und seinem Obmann Hofrat Dr. Wögerbauer sowie der Land- und Forstwirtschaftsabteilung und der Naturschutzabteilung des Landes Oberösterreich für die Mitfinanzierung des Projektes.

LITERATUR:

- Allen, K. R. (1951): The Horokiwi stream: a study of a trout population. Fish. Bull. N. Z. 10: 1-238.
- Amt der OÖ. Landesregierung (1996), UA. Gewässerschutz, Aufgabengruppe Imissionen – Güteaufsicht, Stockhofstraße 40, 4021 Linz.
- Bagenal, T. (1978): Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP Handbook No. 3, Blackwell, Scientific Publ.
- BMLF (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft) (1988). Gütebild der österreichischen Fließgewässer. Hrsg. v. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster.
- Butz, I. & M. Rydlo (1996): Fischbiologische Untersuchungen in einigen versauerungsgefährdeten Bächen des nördlichen Mühlviertels (OÖ). Österreichs Fischerei 1: 11-26.
- Chapman, D. W. (1978): Production. In: Fish Production in Fresh Waters (ed. Bagenal). IBP Handbook Nr. 3.
- Egglishaw, H. J. (1970): Production of salmon and trout in a stream in Scotland. J. Fish. Biol. 2: 117-136.
- Elliott, J. M. (1993): A 25 year study of production of juvenile sea-trout, *Salmo trutta*, in an English Lake District stream. Can. Sp. Publ. Fisheries and Aquatic Sci. 118: 109-122.
- Elliott, J. M. (1994): Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press inc., New York.
- Gulland, J. A. (1983): Fish stock assessment. Vol. 1, FAO/Wiley series.
- Haunschmid, R. & D. Kozak (1966): Effektivität von Besatzmaßnahmen mit fangfähigen Bachforellen in verschiedenen Flußtypen des Mühlviertels. Z. f. Fischkunde, in Druck.
- Hesthagen, T. (1990): Home range of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in a Norwegian stream. Freshwater Biology 24: 63-67.
- Hubert, W. A., T. D. Marwitz, K. G. Gerow, N. A. Binns & R. W. Wiley (1996): Estimation of potential biomass of trout in Wyoming streams to assist management decisions. North Am. J. Fish. Manag. 16: 821-829.
- Hilborn, R. & C. J. Walters (1992): Quantitative fisheries stock assessment – choice and dynamics. Chapman and Hall, N. Y., London.
- Kennedy, G. J. A. & C. D. Strange (1980): Population changes after two years of salmon (*Salmo salar* L.) stocking in upland trout (*Salmo trutta* L.) streams. J. Fish Biol. 17: 577-586.
- Kruuk, H. (1995): Wild otters – predations and populations. Oxford University Press, Oxford.
- LeCren, E. D. (1962): How many fish survive? The River Board Association, 57-64.
- LeCren, E. D. (1965): Some factors regulating the size of populations of freshwater fish. Mitt. int. theor. angew. Limnol. 13, 88-105.
- LeCren, E. D. (1969): Estimate of fish populations and production in small streams in England. In: Symposium on Salmon and Trout in Streams, (T. Northcote ed.) 269-280.
- LeCren, E. D. (1973): The population dynamics of young trout (*Salmo trutta*) in relation to density and territorial behaviour. Rapports et proces Verbeaux 164: 241-246.
- LeCren, E. D. (1978): Application of scientific principles to stock management and exploitation. 35-48. In Recreational Freshwater Fisheries. (Edited by J. S. Alabaster.)

- Moog, O. & R. Wimmer (1990): Grundlagen zur typologischen Charakteristik Österreichischer Fließgewässer. Wasser und Abwasser 34, 55–211.
- Mortensen, E. (1977): Population, survival, growth and production of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. Oikos 28: 9–15.
- OÖ. Landesfischereiverband (1993). Fischerei und Gesetz, 3. Auflage, Linz.
- Peter, A. (1987): Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) im System der Wigger, mit besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik. Dissertation ETH Zürich.
- Ricker, W. E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the fisheries research 191. Department of the environment fisheries and marine service.
- Seber, G. A. F. & E. D. LeCren (1967): Estimating population parameters from the catches large relative to the population. J. Anim. Ecol. 36: 631–643.
- Solomon, D. J. (1985): Salmon stock and recruitment, and stock enhancement. J. Fish. Biol. 1985, 27 (Supplement A): 45–57.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie-Gefährdung-Bioindikation-Fischerei-Gesetzgebung. Band 53, Bundesministerium für Umwelt.
- Vincent, R. E. (1987): Effects of stocking catchable-size hatchery rainbow trout on two wild trout species in the Madison River and O'Dell Creek, Montana. North Am. J. Fish. Mang. 7: 91–105.
- Zippin, C. (1956): An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics 12: 163–198.

Adresse der Autoren:

Mag. Reinhard Haunschmid, Zemannstraße 26a, A-4240 Freistadt
Dipl.-Ing. Dieter Kozak, A-4291 Lasberg 124.

Fischereiwirtschaft und Fischereibiologie

Projekt zur genetischen Sicherung und Wiederverbreitung bedrohter heimischer Wirtschaftsfischarten der alpinen Region Österreichs

Nach eingehenden fischökologischen Untersuchungen in mehreren österreichischen Gewässern, u. a. auch in Seen des Salzkammergutes sowie aus zahlreichen Gesprächen mit Sport- und Berufsfischern, Verbandsobmännern und Behördenvertretern, resultiert nun ein Projekt von größter Dringlichkeit, das ein völliges Aussterben einiger wichtiger originaler Fischarten im alpinen Bereich – vor allem im Salzkammergut – noch gerade rechtzeitig verhindern soll.

Dieses nachstehend vorgestellte Projekt ist von großem öffentlichem Interesse und ein wichtiger Beitrag für die Zukunft der österreichischen Fischerei.

In den Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs werden Seeforelle, Bachforelle, Äsche, Seesaibling und Aalrutte sowie der Edelkrebs als »gefährdet« angeführt. Vor allem die ersten 3 Arten/Formen sind heute bereits akut genetisch gefährdet. Die Hauptursache dafür liegt, neben der Verbauung unserer Naturgewässer, in der fischereilichen Fehlbewirtschaftung während der letzten Jahrzehnte, im besonderen im unkontrollierten Fischbesatz mit standortfremden Arten und

Rassen sowie falschen Schonbestimmungen. Dadurch wurden die Vermehrungsmöglichkeiten der autochthonen Bestände schwerstens beeinträchtigt. Bei Fortführung dieser heute noch üblichen Bewirtschaftungspraxis ist in absehbarer Zeit mit einer vollständigen Ausrottung dieser ökologisch und wirtschaftlich wichtigen Arten und Formen zu rechnen. Um dies zu verhindern, ist die genetische Sicherung noch vorhandener Restbestände unverzüglich zu realisieren.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 1997

Band/Volume: [50](#)

Autor(en)/Author(s): Haunschmid Reinhard, Kozak Dieter

Artikel/Article: [Ökologische Untersuchungen an Bachforellen \(*Salmo trutta* f. *fario*\) ausgewählter Gewässer im westlichen Mühlviertel \(Oberösterreich\) I. Wildfischbestand 151-164](#)