

BIOLOGISCHE STATION NEUSIEDLER SEE

BIOLOGISCHES FORSCHUNGSINSTITUT FÜR BURGENLAND

BFB - Bericht

G. Wolfram & A. Wolfram-Wais

Fischökologische Studie Stooberbach

unter Mitarbeit von: Arno Hain
Corinna Botzi
Mitarbeitern des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. XIII/3, Gewässeraufsicht
Mitarbeitern des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 5, Naturschutz, Biologische
Station Neusiedler See
Mitarbeitern des AWV Mittleres Burgenland

Auftraggeber: AWV Mittleres Burgenland (Arbeiten 1996)
Amt der Bgld. Landesregierung (Arbeiten 1997–98)

Auftragnehmer: Arge Ökologie

Illmitz 2002

ISSN

Titelbild: Verteilung des Gründlings in den Fließgewässern des Stooberbach-Systems

Eigentümer, Herausgeber, Verleger:

Biologisches Forschungsinstitut Burgenland, A-7142 Illmitz

Schriftleitung: HR Univ.-Prof. Dr. A. Herzig

Layout: G. Wolfram

Druck: Doncsecs, Pinkafeld

Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor.

Für den Inhalt ist der Autor verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	4
2 Untersuchungsgebiet	4
3 Methodik	5
3.1 Befischungen	5
3.2 Berechnung von Kenngrößen	7
4 Ergebnisse	8
4.1 Ökomorphologische Situation der Befischungsstrecken	8
4.2 Gewässergüte	9
4.3 Fischereiliche Bewirtschaftung	10
4.4 Übersicht über die Befischungsergebnisse	10
4.4 Befischungsergebnisse der einzelnen Standorte	14
4.5 Autökologie und Populationsstruktur der häufigsten Fischarten	21
4.6 Charakterisierung der Fischfauna hinsichtlich Habitatbindungen, Reproduktionsgilden und Gefährdung	38
5 Diskussion	41
5.1 Vorbemerkung	41
5.2 Potentieller Lebensraum – potentielle Fischfauna	41
5.3 Der anthropogene Einfluß auf die Milieufaktoren	42
5.4 Abschließende Beurteilung	43
6 Literatur	43

Fischökologische Studie Stooberbach

G. Wolfram & A. Wolfram-Wais

Donabaum & Wolfram OEG, Zentagasse 47/3, A-1050 Wien
email: donabaum.wolfram@netway.at

Kurzfassung: Der Schwarzen- bzw. Stooberbach sowie zwei seiner Zubringer, der Tessenbach und der Raidingbach, wurden zwischen März 1996 und Oktober 1998 an insgesamt 13 Standorten mittels Elektrofischungen fischökologisch untersucht. Derzeit besiedeln 12 Fischarten die Untersuchungsgewässer. Der Fischbestand im Stooberbach variierte zwischen rund 100 (Kobersdorf) und über 500 kg ha⁻¹ (Unterpullendorf), in den Zubringern wurden Bestände zwischen rund 150 (Raidingbach/Unterfrauenhaid) und 410 kg ha⁻¹ (Selitzabach/Lackenbach) nachgewiesen. Die hinsichtlich der Biomasse vorherrschende Fischart im Oberlauf war die Bachforelle, die im Längsverlauf vom Aitel abgelöst wurde. Hohe Individuendichten erreichten weiters der Gründling, die Bachschmerle und an einem Standort der Steinbeißer. Die letztgenannten Fischarten dominierten im Raidingbach stromab von Raiding, wo mit über 27000 Ind. ha⁻¹ die höchste Fischdichte erreicht wurde. Der in Österreich gefährdete Schneider erlangte an zwei Standorten im Mittel- bis Unterlauf des Stooberbaches Bestandszahlen von 1000 bzw. 3000 Ind. ha⁻¹. Im Vergleich der derzeitigen Fischfauna mit dem potentiellen Arteninventar vor anthropogenen Eingriffen sind vor allem im Unterlauf Änderungen festzustellen. Weiters sind Abweichungen hinsichtlich des Bestands und der Dominanzverhältnisse gegeben. Als Ursachen für fischökologische Defizite kommen vor allem anthropogene Eingriffe in die Hydrologie und Strukturvielfalt des Gewässers sowie die saprobielle Belastung aus dem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet in Frage. Eine Verbesserung des Status Quo wäre durch Erhöhung der Habitatvielfalt und Verbreiterung der Ufervegetationsstreifen möglich.

Abstract: Between March 1996 and October 1998 an ecological study on the fish fauna of Stooberbach and two of its tributaries was carried out. Electrofishing was conducted at 13 sites. A subtotal of 12 species was found, biomass varied between 100 (Kobersdorf) and more than 500 kg ha⁻¹ (Unterpullendorf) in Stooberbach and between 150 (Raidingbach/Unterfrauenhaid) and 410 kg ha⁻¹ (Selitzabach/Lackenbach) in the tributaries, respectively. In the upper course the brown trout dominated in terms of biomass, whereas chub was most abundant in the lower course. High densities were found for gudgeon, stone loach and spined loach. The spirin was abundant at only two sites in the middle to lower course of Stooberbach. To evaluate the species assemblages and density as presented in our investigation, we tried to define the theoretical fish fauna that inhabited the Stooberbach catchment previous to human impact. In comparing the actual with the potential fish fauna, reductions in species richness and deviations in terms of biomass, dominance and population structure were found at several sites. The reasons for these deviations are mainly reductions in habitat diversity, hydrological changes and an enhanced saprobial impact due to sewage inlets and an intensive agriculture in the surrounding. Improvements of the status quo are suggested by enhancing the structural diversity and expansion the vegetation belt along the brooks.

1 Einleitung

In den vergangenen Jahren wurde für das Schwarzenbach-Stooverbach-System im mittleren Burgenland ein Abwasser-Entlastungskonzept erarbeitet (Fleckseder, 1998). Neben dem Land Burgenland und dem Abwasserverband Mittleres Burgenland waren daran Universitäten und Private beteiligt.

Der limnologische Aspekt des Entlastungskonzepts wurde im Auftrag des AWV Mittleres Burgenland von der Arge Ökologie bearbeitet. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf die Sedimentverteilung, die Benthoszönose und die fischökologische Situation und hatten die Erfassung potentieller Auswirkungen von Regenüberläufen auf das Gewässer zum Ziel (Wolfram *et al.*, 1996; Wolfram & Wais, 1996).

Ausgehend von den vorliegenden Daten über den Stooverbach wurden in der Folge weitere Untersuchungen vom Land Burgenland beauftragt, um auch den bis dahin nur ungenügend berücksichtigten Unterlauf des Gewässers sowie die Nebenbäche einzubinden. Als Ergebnis liegen nunmehr ein ökomorphologischer (Siegl & Panek, 1998), ein ergänzender benthologischer (Kowarc *et al.*, 1997) und mit der vorliegenden Arbeit auch ein fischökologischer Bericht der Arge Ökologie vor.

Diese Studie faßt die Befunde der fischökologischen Aufnahmen zusammen und beschreibt das Arteninventar der Fische im Längsverlauf des Stooverbaches und der wichtigsten Zubringer (Raidingbach, Tessenbach) sowie die Bestandssituation und Populationsstruktur der Ichthyozönose. Dem soll ein Modell der Fischfauna vor anthropogenen Eingriffen und Veränderungen gegenübergestellt werden, um allfällige Abweichungen von diesem theoretischen Soll-Zustand herauszuarbeiten. In der Formulierung von Maßnahmen, mit denen eine Annäherung an den ursprünglichen Zustand der Fischfauna erreicht werden soll, versteht sich die vorliegende Studie auch als sektoraler Beitrag zu einem limnologischen Leitbild der Gewässer des Stooverbach-Systems.

2 Untersuchungsgebiet

Der Stooverbach ist ein Gewässer 4. Ordnung (Wimmer & Moog, 1994), das bei Weppersdorf aus der Vereinigung von Schwarzenbach (4. Ordnung) und Siegrabenbach (3. Ordnung) hervorgeht. Der erste dieser beiden Quellbäche entspringt am Südabfall des Rosaliengebirges, der zweite nimmt seinen Ursprung im Ödenburger Gebirge. Ab Weppersdorf durchströmt der Stooverbach das Oberpullendorfer Becken über eine Strecke von 20 km und mündet bei Strebersdorf in die Rabnitz (Abb. 1). Während der Abschnitt stromauf von Kobersdorf dem Hyporhithral zuzurechnen ist, nimmt der Fluß etwa ab Stoob zunehmend epipotamalen Charakter an. Die wichtigsten Zubringer sind linksufrig der Gaberling- und der Raidingbach (im Oberlauf Selitzabach genannt)

und rechtsufrig der Kohlgrabenbach, der Mühl- oder Sauerbrunnbach sowie der Tessenbach. Die in der vorliegenden Arbeit behandelten Nebenbäche, der Raiding- und der Tessenbach, sind Gewässer 2. Ordnung.

Das *Einzugsgebiet* des Stooverbaches weist eine Größe von 281 km² auf; etwas mehr als die Hälfte (149 km²) davon entfällt auf den Abschnitt stromauf von Oberpullendorf. Schwarzenbach und Siegrabenbach entwässern zusammen ein Gebiet von 105.4 km², wobei ersterer zu einem deutlich höheren Teil zur Wasserführung des Stooverbaches beiträgt.

Geologisch betrachtet stellt das Oberpullendorfer Becken (= Landseer Bucht) ein ostalpines Molassebecken dar. Gegen das Eisenstädter Becken wird es durch den Höhenzug Brennbach bei Sopron – Hochriegel – Brenntriegel – Siegrabener Sattel begrenzt. Im Westen schließt das kristalline Grundgebirge der Buckligen Welt an, im Süden bildet der Günser Sporn die Grenze zum Steirischen Becken (Tollmann, 1985). Der östliche Teil des Beckens gehört dem pannonischen Großraum an. Dieser zeigt zur Landesgrenze hin eine kräftige Abwärtsbewegung, sodaß das Pannon an Mächtigkeit rasch zunimmt. Diese „Kippung“ der Landseer Bucht ist die Ursache für den deutlichen Südost-Verlauf der Terrassen.

Physiogeographisch läßt sich das vom Stooverbach durchflossene Hügelland der Landseer Bucht im oberen Abschnitt als Mulden- und ab Markt St. Martin als Flachmuldental charakterisieren. Es ist weitgehend von landwirtschaftlichen Flächen bedeckt, die nur lokal von ungenutzten oder extensiv genutzten Wiesen durchsetzt sind. Mehrere Ortschaften grenzen unmittelbar an das Gewässer.

Das *Abflußregime* des Stooverbaches und seiner Zubringer ist nach Mader (1992) als pluvial zu bezeichnen, was sich aus der Lage des Untersuchungsgebietes im Übergangsbereich zwischen den Ostalpen und dem pannonischen Raum ergibt. Der Verlauf des durchschnittlichen monatlichen Mittelwassers des Stooverbaches über die Jahre 1966–1995 zeigt ein Maximum im Frühjahr, während der Herbst durch Niederwasser gekennzeichnet ist. Auf Höhe von Oberpullendorf beträgt das MQ 0.58 m³ s⁻¹, die Abflußspende $Mq = 3.88 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$.

Das *Gefälle* des Stooverbaches liegt bei ca. 0.8–0.9 % im Bereich Kobersdorf, fällt auf ca. 0.5 % bei Markt St. Martin ab und liegt im restlichen Gewässerverlauf bis zur Einmündung in die Rabnitz bei rund 0.3 %. Das Gefälle des Tessenbaches unmittelbar stromauf von Markt St. Martin liegt bei 1.8 %. Auch das Gefälle des Selitzabachs, der unweit der Grenze zu Ungarn entspringt, ist höher als jenes im Stooverbach und beträgt bei Lackenbach immerhin noch 1.1 %. Ab Lackenbach und Unterfrauenhaid, mit Eintritt des Raidingbaches in das Oberpullendorfer Becken, verflacht das Gelände (0.9 %), und der Bach nimmt das Gepräge eines langsam strömenden Tieflandgewässers an. Das Gefälle pendelt sich bei 0.4 % stromab von Raiding und letztlich 0.2 % bei Strebersdorf ein.

Der *Längsverlauf* des Stooberbaches war ursprünglich vermutlich stark mäandrierend. Im Zuge der Regulierungsmaßnahmen wurde jedoch der Großteil der Mäander abgeschnitten und der Flußverlauf vergleichmäßigt. Seiten- oder Altarme gibt es im gesamten Verlauf des Stooberbaches nicht mehr. Die Auswirkungen der Verbauung zeigen sich besonders deutlich in der gestreckt-bogigen Laufentwicklung zwischen Neutal und Stoob. Stromab von Stoob wie auch von Kobersdorf ist die Linienführung des Flusses etwas variabler. Die höchste Variabilität zeigt das Gewässer bei Kobersdorf und Markt St. Martin, doch selbst hier ist der Fluß in seiner ursprünglichen Gestalt verändert und weist eine reduzierte Dynamik auf. Im Unterlauf sind mehr oder weniger naturbelassene Abschnitte auf kürzere Strecken stromab von Unterpullendorf und stromauf von Kleinmutschen beschränkt. Der Raidingbach zeigt über weite Strecken ein ähnliches Bild wie der Hauptfluß, d.h. einen weitgehend monotonen und geradlinigen Flußverlauf. Naturnahe Abschnitte sind auf den Oberlauf bei Lackenbach beschränkt (Abb. 25–28).

Ein natürliches *Umland* fehlt an den meisten Untersuchungsstellen. Zumeist reichen die landwirtschaftlichen Flächen unmittelbar an die Böschungskante. Im günstigsten Fall sind die nächsten Ackerflächen durch eine extensiv genutzte Wiese oder Brache vom Ufer getrennt. Auwaldreste kennzeichnen Einzelabschnitte am Stooberbach bei Unterpullendorf und Kleinmutschen sowie am Raidingbach bei Lackenbach.

Eine ausführliche Darstellung der *ökomorphologischen Situation* am Stooberbach findet sich in Siegl & Panek (1998).

3 Methodik

3.1 Freiland

Befischungen

Im Zeitraum von März 1996 bis Oktober 1998 wurden insgesamt 13 Standorte des Stooberbach-Systems befischt (Tabelle 1, Abb. 1). Schwerpunkt der Untersuchung war der Stooberbach mit zwei Standorten im Oberlauf (Schwarzenbach) und sechs weiteren im Längsverlauf des Baches bis wenige Kilometer vor seiner Einmündung in die Rabnitz. Ferner fanden fünf Befischungen an zwei Nebenbächen statt: am Tessenbach (1 Standort) und am Raidingbach, der im Oberlauf Selitzabach genannt wird (4 Standorte, davon 1 am Selitzabach).

Von diesen insgesamt 13 Befischungsstrecken konnten sechs Standorte am Stooberbach an zwei Terminen befischt werden, an allen anderen Untersuchungspunkten erfolgte nur eine einmalige Bestandsaufnahme.

Die Befischungen erfolgten mithilfe eines am Ufer positionierten Elektro-Standaggregats (Leistung 8.5 kW), von dem zwei Kabelrollen zur Polstange (Anode) bzw. zum Totmannschalter leiteten. Jede Befischungsstrecke wurde vom Standort des Aggregats aus stromauf in zwei Durchgängen befischt (an 1 Standort nur 1 run, siehe unten). Die Länge der Befischungsstrecken variierte je nach flußmorphologischen Gegebenheiten zwischen 75 und 140 m, wobei durchwegs die gesamte Gewässerbreite erfaßt wurde.

Die gefangenen Fische wurden bestimmt, gezählt, vermessen und eine repräsentative Anzahl zur Berechnung der Längen-Gewichts-Relation gewogen. Die zwischenzeitliche Halterung der gefangenen Fische erfolgte unter Versorgung mit Sauerstoff, um den in Streßsituationen erhöhten Sauerstoffbedarf zu gewährleisten. Nach Abschluß der Befischung wurden alle Tiere wieder ins Gewässer entlassen.

Eine wertvolle Ergänzung zur vorliegenden Untersuchung stellen Informationen des Fischereipächters Ing. Ertl sowie eine Aufnahme der Biologischen Station im Raidingbach stromab von Unterfrauenhaid vom 5.11.1992 dar.

Ökomorphologische Charakterisierung der Befischungsstrecken

Um die lokalen Gegebenheiten im unmittelbaren Bereich der Befischungsstrecke genauer zu erfassen, wurde an allen Standorten die ökomorphologische Charakteristik des Gewässers und seines Umlandes aufgezeichnet. Zudem erfolgte entlang der Befischungsstrecken in Abständen der 1–2fachen Gewässerbreite eine Aufnahme der Wasserspiegellbreite sowie der Maximaltiefe des Baches. Die im vorliegenden Bericht angegebenen ökomorphologischen Einstufungen nach Werth (1987) sind aus Siegl & Panek (1998) übernommen.

Zur Groborientierung der chemisch-physikalischen Verhältnisse an den untersuchten Gewässern wurden an mehreren Standorten die Parameter Sauerstoff, Temperatur, pH und Leitfähigkeit erhoben (WTW Serie 396).

Tabelle 1: Übersicht über die Befischungsstandorte im Einzugsgebiet des Stooberbachs. *) ... in Wolfram & Wais (1996) als ARA bezeichnet.

Gewässer	Standort	Code	Datum der Befischung(en)
Schwarzenbach (Stooberbach)	stromauf von Kobersdorf	KO	17.3.1996, 1.10.1996
Schwarzenbach (Stooberbach)	stromab von Kobersdorf	KU	17.3.1996, 1.10.1996
Stooberbach	bei Markt St. Martin	M	17.3.1996, 1.10.1996
Stooberbach	stromauf von StooB	SO	18.3.1996, 2.10.1996
Stooberbach	stromab von StooB	SU	18.3.1996, 2.10.1996
Stooberbach	stromab von Mitterpullendorf	MP *)	18.3.1996, 2.10.1996
Stooberbach	stromab von Unterpullendorf	UP	23.10.1997
Stooberbach	stromauf von Kleinmutschen	KM	23.10.1997
Tessenbach	stromauf von Markt St. Martin	TM	21.10.1998
Selitzabach (Raidingbach)	stromauf von Lackenbach	RL	22.10.1997
Raidingbach	stromauf von Unterfrauenhaid	RU	21.10.1998
Raidingbach	stromab von Raiding	RR	22.10.1997
Raidingbach	stromauf von Strebersdorf	RS	22.10.1997

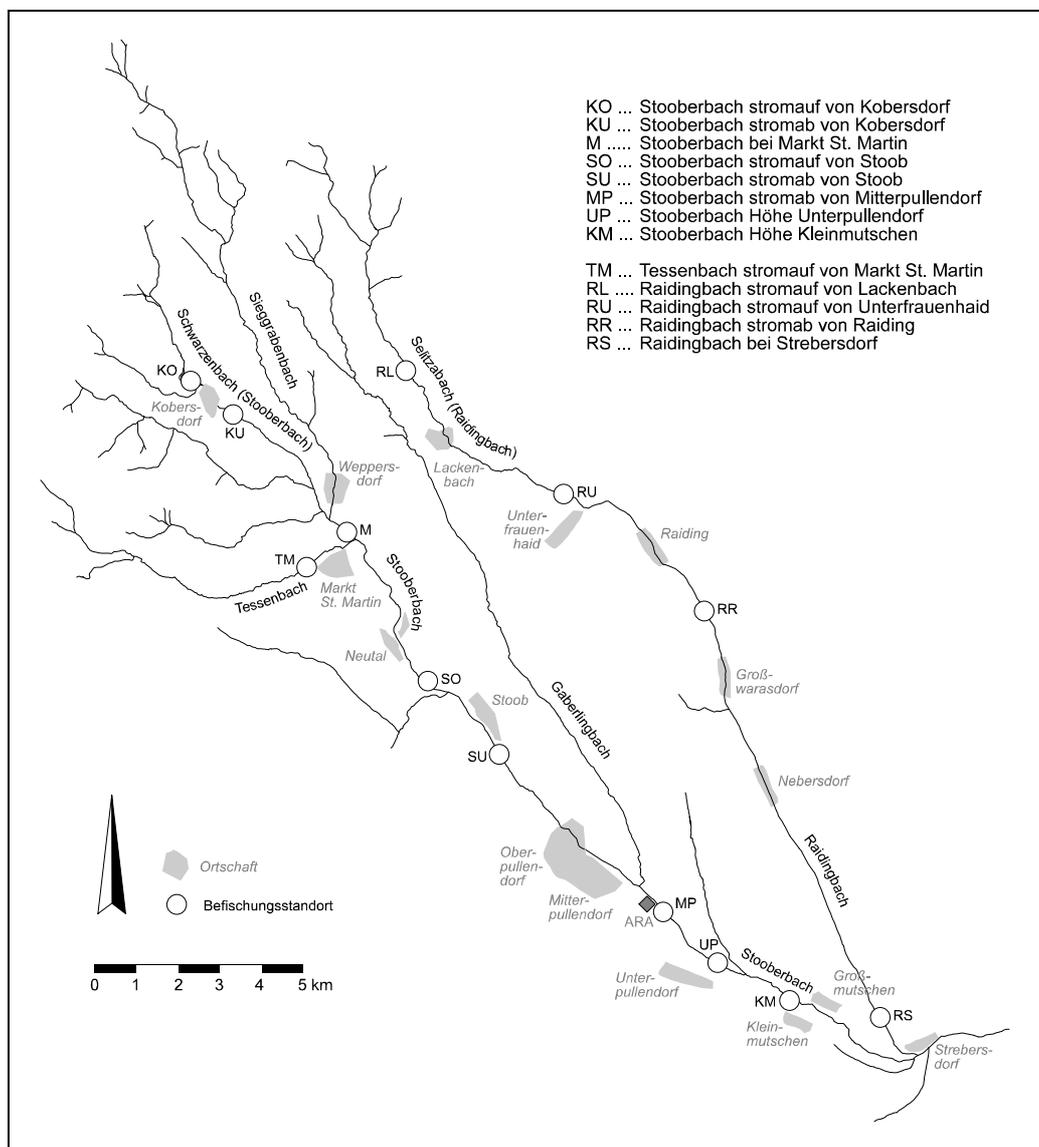


Abb. 1: Einzugsgebiet des Stooberbachs mit den Befischungsstandorten. Siehe auch Abb. 25–28.

3.2 Berechnung von Kenngrößen

Bestandsabschätzung

Die Berechnung des Bestandes erfolgte nach der Methode von Zippin:

$$N_{\text{ges}} = \frac{N_1^2}{(N_1 - N_2)} \quad (1)$$

N_{ges}	Gesamtbestand
N_1	1. Fang
N_2	2. Fang

Der errechnete Wert wurde auf 1 km bzw. 1 ha standardisiert. Es ist zu berücksichtigen, daß mit einer Elektrofischung zwar durchaus auch kleine und juvenile Fische erfaßt werden können, diese jedoch tendentiell unterrepräsentiert sind. Obige Formel ist weiters bei geringen Fischdichten oft nicht anwendbar (z.B. mit $N_2 > N_1$). In diesem Fall wurde die gesamte Zahl der gefangenen Fische im Sinne einer unteren Grenze der Besiedlungsdichte angegeben.

Lediglich an einem Standort, am Raidingbach stromab von Raiding, wurde die Befischung aufgrund der enormen Dichten an Kleinfischen auf einen Durchgang beschränkt und die „catchability“ (Fängigkeit) mit 60 % geschätzt.

Für die Berechnung der Biomasse pro ha oder km wurden zunächst die Wägungen der Tiere an den einzelnen Standorten herangezogen. Wo keine Wägungen vorlagen, kamen zumeist Längen-Gewicht-Regressionen aus dem Stooberbach vom März 1996 zum Einsatz (Aitel, Schneider, Schmerle). Die Biomassen der Bachforelle und des Gründlings wurden zum einen aus der LW-Regression vom Stooberbach vom März 1996, zum anderen vom Standort Unterfrauenhaid vom Oktober 1998 berechnet.

Vom Steinbeißer lag keine LW-Regression vor, sodaß auf die Formel für die Schmerle zurückgegriffen werden mußte. Die Gewichte der Rotaugen von Unterpullendorf wurden nach der Regression vom Standort Strebersdorf berechnet. Für Blaubandbärbling, Giebel und Rotfeder wurden LW-Relationen aus dem Neusiedler See (Herzig *et al.*, 1994; unpubl.) verwendet. Der Bestand der Barbe schließlich wurde anhand einer Regression aus der Lafnitz berechnet (unpubl.) (Tabelle 2).

Diversität & Evenness

Zur Berechnung der Diversität der Fischbesiedlung wurde der Index von Shannon & Wiener (Pielou, 1969) herangezogen. Er zählt zum Typ 1 der Diversitätsindices, d.h. er reagiert sensibel auf das Auftreten von seltenen Arten, was im Fall der Bewertung von artenarmen Fischzönosen durchaus sinnvoll erscheint.

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \cdot \ln p_i) \quad (2)$$

H' Index nach Shannon & Wiener

S Artenzahl

p_i Anteil der i -ten Art an der Gesamtindividuenzahl

Die Evenness wurde nach folgender Formel berechnet (Pielou, 1969):

$$V' = \frac{H'}{\ln S} \quad (3)$$

V' Evenness

H' Diversitätsindex nach Shannon & Wiener

S Artenzahl

Tabelle 2: Verwendete Längen-Gewichts-Regressionen im Einzugsgebiet des Stooberbachs. Bei den häufigen Arten beruht die Regression direkt auf Messungen aus dem (den) Untersuchungsgewässer(n). Bei selteneren Arten kamen – sofern nicht alle Exemplare gewogen werden konnten – LW-Regressionen aus anderen Gewässern zur Verwendung. Lineare Regression ... $\ln W = b \cdot \ln L + \ln a$. W ... Gewicht [g], L ... Totallänge [mm], N ... Stichprobenumfang, r^2 ... Bestimmtheitsmaß, RMS ... Mittleres Quadrat der Residuen. Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

Art	Fluß/Standort	Datum	$\ln a$	b	N	r^2	RMS	range L
Bachforelle	Stooberbach/KO–MP	17./18.3.1996	-11.296	2.942	160	0.993	0.009	75–339
Bachforelle	Raidingbach/RU	21.10.1998	-11.086	2.914	34	0.991	0.005	97–295
Barbe	Lafnitz		-11.716	3.002	17	0.974	0.036	165–445
Schneider	Stooberbach/SU	18.3.1996	-13.715	3.426	35	0.986	0.012	62–139
Giebel	Neusiedler See		-12.018	3.202	136	0.997	–	60–420
Gründling	Stooberbach/KO–MP	17./18.3.1996	-12.556	3.207	27	0.994	0.004	61–150
Gründling	Raidingbach/RU	21.10.1998	-10.934	2.900	55	0.942	0.009	72–140
Gründling	Raidingbach/RS	22.10.1997	-14.201	3.559	95	0.902	0.069	59–142
Aitel	Stooberbach/KO–MP	17./18.3.1996	-12.931	3.261	189	0.993	0.004	67–410
Blaubandbärbling	Neusiedler See		-11.762	3.005	148	0.952	0.018	32–81
Rotaugen	Raidingbach/RS	22.10.1997	-11.913	3.131	7	0.878	0.008	188–226
Rotfeder	Neusiedler See		-12.255	3.179	232	0.990	–	45–300
Bachschmerle	Stooberbach/KO–MP	17./18.3.1996	-11.967	3.040	29	0.933	0.017	83–150

Kondition

An jenen Standorten, an denen die gefangenen Fische auch gewogen wurden, konnte für häufige Fischarten auch die Kondition nach Fulton berechnet werden. Für die Kalkulation wurde sowohl der ursprünglich von Fulton (1902) vorgeschlagene Konditionsfaktor

$$K = \frac{W}{L^3} \quad (4)$$

K..... Konditionsfaktor
W..... Gesamtgewicht [g]
L..... Totallänge [cm]

herangezogen als auch – unter Berücksichtigung des allometrischen Wachstums der meisten Fischarten – die von Le Cren (1951, cit. in Doyon *et al.*, 1988) modifizierte Formel:

$$K' = \frac{W}{L^b} \quad (5)$$

K'..... modifizierter Konditionsfaktor
W..... Gesamtgewicht [g]
L..... Totallänge [cm]
b..... Exponent der Längen-Gewichts-Regression

Ein Vergleich der Kondition der Bachforelle von verschiedenen Standorten fand mittels non-parametrischem Mittelwertvergleich (H-Test nach Kruskal und Wallis, 5 %-Signifikanzniveau) statt. Die Lokalisation der Unterschiede erfolgte mit dem χ^2 -Test auf 10 %-Signifikanzniveau (Sachs, 1992).

4 Ergebnisse

4.1 Ökomorphologische Situation der Befischungsstrecken

Die Strukturvielfalt der untersuchten Bäche und der Einfluß flußbaulicher Maßnahmen variieren im Längsverlauf sehr stark. Der Oberlauf des Stooberbaches bis Markt St. Martin ist über weite Strecken nur gering ökomorphologisch beeinträchtigt (Einstufung nach Werth: I–II bzw. II, Siegl & Panek, 1998). Auf Höhe von Neutal und bis zur Ortschaft Stooob ist der Bachlauf hingegen stark beeinträchtigt und wurde von Siegl & Panek (1998) mit III–IV eingestuft. Stromab von Stooob wechselt das Bild mehrmals, die Beurteilungen nach Werth an den Befischungsstrecken sind:

Stooberbach stromab von Stooob	II
Stooberbach stromab von Mitterpullendorf	III
Stooberbach stromab von Unterpullendorf	II
Stooberbach stromauf von Kleinmutschchen	I–II

Diese streckenweise schlechten Beurteilungen resultieren vor allem aus der eingegengten Linienführung des Stooberbaches, der ungenügend ausgeprägten flußbegleitenden Vegetation sowie einem eingeschränkten Kontakt zwischen Gewässer und Umland. Aus fischökologischer Sicht ist das reduzierte Angebot an Unterständen im Uferbereich und die verringerte Strömungsdynamik von Bedeutung (*cf.* Abb. 25–26).

Auffällig sind Veränderungen in der Sedimentstruktur im Längsverlauf des Gewässers. So wird die Sedimentzusammensetzung von Grobkies zwischen 2 und 20 cm und Grobsand bis Feinkies zwischen 1 und 10 mm dominiert. Die Mediane der granulometrischen Analysen liegen bei 2–3 cm im Oberlauf des Stooberbach (bis Markt St. Martin) und wenigen Millimetern auf Höhe von Stooob. Die in Richtung der Feinfraktionen verschobene Korngrößenverteilung ist auf Querbauwerke und kleinere Aufstauungen zurückzuführen, die den Bereich um Stooob charakterisieren (Wolfram *et al.*, 1996).

Querbauwerke, die das Flußkontinuum unterbrechen und Wanderungen von Fischen verhindern, existieren im Stooberbach praktisch nicht. Zwischen Petersdorf und Kobersdorf (im Bereich der Ausleitungsstrecke bei der Schindelmühle) konnten Siegl & Panek (1998) eine Querschwelle feststellen, die für Fische nicht passierbar ist. Nach Angaben des Fischereivierpächters Ing. Ertl befindet sich im Sauerbrunnbach, der in den Schwarzenbach mündet und im Rahmen der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt wurde, eine Gefällestufe von 1.5 m.

Während der Stooberbach hinsichtlich seiner strukturellen Ausprägung von Wolfram *et al.* (1996) und Siegl & Panek (1998) ausführlich beschrieben wurde, liegen vergleichbare Daten aus den Nebenbächen nicht vor. Lediglich die Befischungsstrecken selbst wurden nach Werth (1987) beschrieben und wie folgt ökomorphologisch beurteilt:

Tessenbach stromauf von Markt St. Martin (TM)	I–II
Selitzabach stromauf von Lackenbach (RL)	I–II
Raidingbach stromauf von Unterfrauenhaid (RU)	II
Raidingbach stromab von Raiding (RR)	III
Raidingbach stromauf von Strebersdorf (RS)	II–III

Die Gewässerbreiten der Nebenbäche an den untersuchten Standorten lagen durchwegs um 2 m, die Maximaltiefen bei 30–50 cm. Besonders geringe Breitenvarianzen kennzeichneten den Raidingbach bei Lackenbach (Varianz : mittlere Breite = 0.04) und stromab von Raiding (0.03), während die entsprechenden Werte im Tessenbach und im Raidingbach bei Strebersdorf bei 0.13 und im Raidingbach stromauf von Unterfrauenhaid bei 0.26 lagen. Hinsichtlich der Maximaltiefenvarianz (bezogen auf die mittlere Maximaltiefe) wies der Selitzabach (Raidingbach stromauf von Lackenbach) mit 10.4 den höchsten Wert auf, während im Raidingbach stromab von Raiding praktisch keine Tiefenvariabilität im Längsverlauf zu erkennen war (Varianz : mittlere Maximaltiefe = 0.5). Die anderen Standorte am Raidingbach lagen zwischen 3.7 und 7.6 (*cf.* Abb. 27–28).

4.2 Gewässergüte

Die Gewässergüte des Stooberbaches wurde von Wolfram *et al.* (1996) und Kowarc *et al.* (1997) ausführlich untersucht. Schwerpunkt der Studie war die phyto- und zoobenthische Lebensgemeinschaft des Gewässers. An einigen Untersuchungsstellen konnten zusätzlich sedimentologische und chemische Parameter (der fließenden Welle) erhoben werden.

Unter Verwendung des Einstufungskatalogs von Moog (1996) wurde der Schwarzen- bzw. Stooberbach zwischen Kobersdorf und Stoob an zwei Untersuchungsterminen (10.4.1995 und 8.9.1995) mit β -mesosaprob, *i.e.* Güteklasse II, eingestuft. Lediglich im September 1995 erreichte der Standort stromauf von Kobersdorf Güteklasse I–II.

Dem gegenüber ergaben die Berechnungen für den Standort stromab der ARA bei Mitterpullendorf Güteklasse III und für den Stooberbach auf Höhe von Strebersdorf Güteklasse II–III (Kowarc *et al.*, 1997). Wurden die Untersuchungen auch zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt, so ist doch ein Trend der Gewässergüte von gering bis stark belastet im Längsverlauf des Untersuchungsgewässers unübersehbar.

Aus dem Raidingbach liegen leider keine benthologischen Erhebungen vor. Es lassen sich lediglich aufgrund von Beobachtungen, die im Zuge der Befischung gemacht wurden, einige allgemeine Schlüsse ziehen. So konnten zunächst für den Selitzabach (Raidingbach stromauf von Lackenbach, RL) keine Anzeichen einer erhöhten Belastung mit leicht abbaubaren organischen Substanzen festgestellt werden. Saprobologisch dürften die beiden Standorte ähnlich einzustufen sein wie der Oberlauf des Stooberbachs. Der Raidingbach stromauf von Unterfrauenhaid wies zwar in geringem Ausmaß Grobverunreinigungen (Ziegel, Kunststoffreste) und eine leichte Trübung des Wassers auf, eine grobe Vor-Ort-Aufsammlung benthischer Evertibraten ließ jedoch keine nennenswerte Verschlechterung der Gewässergüte gegenüber dem stromauf gelegenen Standort vermuten.

Deutlich anders präsentierte sich der Raidingbach stromab von Raiding. Nur wenige 100 m unterhalb der Kläranlage von Raiding gelegen, zeichnete sich der Bach durch eine erhöhte Trübung, durch verstärkte Feinsedimentablagerungen und vor allem durch einen dichten Bewuchs an fädigen Algen aus. Diese Anzeichen lassen eine hohe saprobiologische und trophische Belastung der Untersuchungsstelle erkennen.

Die am weitesten stromab gelegene Befischungsstrecke bei Strebersdorf unterschied sich ökomorphologisch markant von jener stromauf bei Raiding (siehe oben), sodaß ein Vergleich lediglich auf Basis eines groben Ortsbefundes nur eingeschränkt möglich ist. Der saprobiologische Aspekt mag vor allem durch die geringe Strömung infolge einer lokalen Aufstauung überdeckt gewesen sein. Grundsätzlich muß jedoch nach wie vor von einer erhöhten organischen Belastung ausgegangen werden. Insbe-

sondere die hohe Trübung und eine (auf Basis des Ortsbefundes) von Egelndominierte Benthoszönose deuten auf eine in Richtung Klasse III verschobene Gewässergüte.

Die generelle Verschlechterung der Gewässergüte im Längsverlauf des Raidingbachs von Lackenbach bis Strebersdorf läßt sich auch gut an den chemisch-physikalischen Meßwerten erkennen. So nimmt die Leitfähigkeit, unspezifischer Summenparameter der Ionenkonzentration im Gewässer und Zeiger für anthropogene Belastung, von $306 \mu\text{S cm}^{-1}$ bei Lackenbach über $482 \mu\text{S cm}^{-1}$ stromab von Raiding bis $692 \mu\text{S cm}^{-1}$ bei Strebersdorf deutlich zu. Ein vergleichbarer Effekt ließ sich an mehreren Terminen auch für den Stooberbach nachweisen (Wolfram *et al.*, 1996). Die höchste Leitfähigkeit im Stooberbach lag jedoch mit knapp über $400 \mu\text{S cm}^{-1}$ deutlich unter den Werten im Raidingbach, was auf eine merkbar höhere Belastung des Zubringers schließen läßt.

Die chemischen Verhältnisse in der fließenden Welle des Tessenbachs wurden lediglich am 21.11.1995 von der Gewässeraufsicht in Wulkaprodersdorf untersucht (Wolfram *et al.*, 1996). Aus dieser einmaligen Aufnahme lassen sich jedoch keine allgemeinen Schlüsse über die saprobiologischen Verhältnisse im Tessenbach ziehen, zumal auch die Probenahmestelle stromab der Ortschaft Markt St. Martin lag, während die Befischungsstrecke (TM) der vorliegenden Studie stromauf der Ortschaft situiert ist. Der Ortsbefund am Tag der Befischung läßt Verhältnisse ähnlich jenen bei Unterfrauenhaid vermuten (geringe saprobiologische Belastung).

Als Ursachen für die Belastung der untersuchten Gewässer vor allem im Unterlauf sind drei Einflüsse zu nennen:

- 1) punktuelle Einträge aus Kläranlagenabläufen
- 2) punktuelle Einträge aus Regenüberläufen oder Drainagegräben
- 3) diffuse Einträge (äolische Fracht oder Erosion aus umgebenden landwirtschaftlichen Gebieten)

ad 1) Der Einfluß der Kläranlage bei Mitterpullendorf auf die Gewässergüte des Stooberbachs scheint aufgrund der saprobiologischen Einstufungen evident. Die Erhebungen stammen jedoch aus verschiedenen Untersuchungsjahren und unterschiedlichen Jahreszeiten (April/September 1996 vs. Mai 1997), weshalb ein stichhaltiger Vergleich nicht möglich ist. Auch zielte das Untersuchungsdesign nicht auf die Überprüfung allfälliger Auswirkungen der Kläranlageneinleitungen auf den Stooberbach ab. Eine zeitgleiche Beprobung des Stooberbachs unmittelbar stromauf und stromab des Einlaufs (sowie an einem weiteren Punkt nach einer gewissen Fließstrecke) – wenn möglich an zumindest zwei Terminen – wäre notwendig, um diese Frage zu klären. Dennoch können die bisherigen Ergebnisse als Hinweis auf eine Beeinflussung gewertet werden.

Deutlicher ist der Befund aus dem Raidingbach. Wenngleich auch hier gezielte Untersuchungen fehlen, so deutet doch der Ortsbefund auf massive organische Einträge hin.

Eine detaillierte Erfassung der saprobiologischen Situation ist zu empfehlen.

ad 2) Die Auswirkungen von Regenüberläufen auf die Zönosen des Stooberbaches war die zentrale Fragestellung der limnologischen Studie von Wolfram *et al.* (1996), die damit eine Teilstudie eines übergeordneten Projekts über diese Problematik darstellte (Fleckseder, 1998). Im Rahmen der ausführlichen Aufnahmen konnten zweifelsfrei Auswirkungen von Regenüberläufen bei Kobersdorf und Stooberbach dokumentiert werden. Sie stellten jedoch durchwegs lokale Veränderungen dar und wurden von den Autoren daher nicht als wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit im Sinne des WRG 1959 idgF gewertet.

ad 3) Das Ausmaß diffuser Einträge in ein Gewässer ist nur sehr schwer abzuschätzen. Im Falle der Fließgewässer des Oberpullendorfer Beckens ist zunächst eine hohe landwirtschaftliche Nutzung des Einflußgebietes zu konstatieren, was einen entsprechend hohen organischen Eintrag vermuten läßt. Die streckenweise ungenügende Ausprägung oder ein völliges Fehlen eines Vegetationspufferstreifens (z.B. Stooberbach zwischen Neutal und Stooberbach, Raidingbach stromab von Raiding) deuten ebenfalls in diese Richtung. Während im Stooberbach deutliche Indizien auf einen erosiven oder äolischen Eintrag aus dem Einzugsgebiet fehlen, scheint der markante Anstieg der Leitfähigkeit im Raidingbach zwischen Raiding und Strebersdorf auf den landwirtschaftlichen Eintrag hinzuweisen. Letztlich ist es vermutlich die summative Wirkung von diskreten und diffusen Einträgen, die den Fluß als Lebensraum prägt und damit pflanzliche wie tierische Organismen im Gewässer beeinflusst.

4.3 Fischereiliche Bewirtschaftung

Die Fließgewässer des Stooberbach-Systems sind dem Fischereigebiet IV zugeordnet, die rechtliche Zuständigkeit liegt bei der BH Oberpullendorf. Das Fischereirecht für das Revier „Schwarzenbach – Stooberbach – Raidingbach“ gehört Fr. Melinda Esterhazy, derzeitige Pächter sind Ing. Walter Ertl (Eisentadt) und Heint Koth (Oberpullendorf). Das Revier umfaßt den Schwarzen- bzw. Stooberbach sowie sämtliche Zurinnen. Derzeit fischen nach Angaben des Pächters etwa 10–20 Personen am Stooberbach, der Ausfang beträgt maximal 50 Forellen pro Jahr.

Die derzeitige Bewirtschaftung wird extensiv betrieben. Sie beschränkt sich auf den Stooberbach, die Zubringer werden nicht zur Befischung, sondern vielmehr als „Kinderstuben“ für Bachforellen genutzt. Ein Besatz erfolgt in unregelmäßigen Abständen mit Setzlingen aus dem Tessenbach, wodurch die genetische Einheit des Gewässersystems gewahrt bleibt. Dieser Ansatz ist aus ökologischer Sicht ebenso zu begrüßen wie der Verzicht auf Besatz mit nicht heimischen Regenbogenforellen. Der letzte Besatz mit Regenbogenforellen erfolgte vor 20 Jahren.

In unregelmäßigen Abständen werden „Weißfische“, vor allem Aitel aus dem Unterlauf des Stooberbaches ausgefischt. Es ist allerdings zweifelhaft, ob dadurch der Bachforellenbestand nachhaltig verbessert werden kann.

4.4 Übersicht über die Befischungsergebnisse

Artenspektrum

Im Einzugsgebiet des Stooberbaches konnten insgesamt zwölf Fischarten aus vier verschiedenen Familien nachgewiesen werden:

Lachsfische, Salmonidae

Bachforelle, *Salmo trutta f. fario* LINNAEUS

Regenbogenforelle, *Oncorhynchus mykiss* (WALBAUM)

Karpfenfische, Cyprinidae

Schneider, *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH)

Barbe, *Barbus barbus* (LINNAEUS)

Giebel, *Carassius auratus gibelio* (BLOCH)

Gründling, *Gobio gobio* (LINNAEUS)

Aitel, *Leuciscus cephalus* (LINNAEUS)

Blaubandbärbling, *Pseudorasbora parva* (TEM.&SCHL.)

Rotauge, *Rutilus rutilus* (LINNAEUS)

Rotfeder, *Scardinius erythrophthalmus* (LINNAEUS)

Bachschmerlen, Balitoridae

Bachschmerle, *Barbatula barbatula* (LINNAEUS)

Schmerlen, Cobitidae

Steinbeißer, *Cobitis taenia* LINNAEUS

Bachforelle, Bachschmerle, Gründling und Aitel kamen regelmäßig im Untersuchungsgebiet vor (Tabelle 3). Von den anderen nachgewiesenen Arten waren Steinbeißer, Schneider und Rotauge in guten Beständen an jeweils ein bis zwei Standorten anzutreffen. Die restlichen Arten traten nur vereinzelt an wenigen Untersuchungsstellen auf. So gelang beispielsweise der Nachweis der Barbe nur an einem einzigen Untersuchungsstandort im Unterlauf des Stooberbaches. Giebel und Rotfeder waren lediglich in den Fängen vom Oktober 1996 vertreten. Auch Regenbogenforelle und Blaubandbärbling konnten nur in sehr geringen Dichten gefangen werden.

Fischbestand Schwarzenbach und Stooberbach

Im Schwarzenbach und Stooberbach konnten Gesamtfischbestände von 1121–12270 Ind. ha⁻¹ bzw. 76–500 kg ha⁻¹ nachgewiesen werden, wobei die mit Abstand höchsten Bestände an den beiden am weitesten stromab gelegenen Standorten bei Unterpullendorf und Kleinmutschchen ermittelt wurden. Stromauf dieser beiden Befischungsstrecken lagen die höchsten Bestandszahlen deutlich niedriger bei 4325 Ind. ha⁻¹ bzw. 269 kg ha⁻¹ (Abb. 2, Tab. 3).

Die häufigsten Fischarten im Schwarzenbach/Stooberbach waren Bachforelle, Schmerle, Gründling und Aitel. Bis auf die Schmerle zeigten diese Arten klare Verteilungsmuster im Längsverlauf des Flusses. So waren die Bestände der Bachforelle an den beiden obersten Standorten

bei Kobersdorf am höchsten (1384–2366 Ind. ha⁻¹ bzw. 67–142 kg ha⁻¹) und nahmen dann zur Mündung hin ab. Der Aitel trat im Flußverlauf erstmals bei Markt St. Martin auf. Seine Bestände erhöhten sich stromabwärts und erreichten Maximalwerte von 3163 Ind. ha⁻¹ bei Mitterpullendorf bzw. 410 kg ha⁻¹ bei Unterpullendorf. Für den Gründling konnte eine Bestandszunahme im Längsverlauf des Flusses nur bei den Oktoberbefischungen nachgewiesen werden, wo der höchste Bestand mit 3385 Ind. ha⁻¹ bzw. 42 kg ha⁻¹ bei Kleinmutschen ermittelt wurde.

Entsprechend dieser Verteilung änderte sich auch die Artenzusammensetzung im Längsverlauf des Flusses. Während im Oberlauf Bachforelle und Schmerle dominierten, herrschten etwa ab Stoob Gründling und Aitel vor. In Unterpullendorf stellte die Schmerle mit einem Dichtemaximum von 7058 Ind. ha⁻¹ die häufigste Fischart dar. Außerdem trat der Schneider an den Standorten unterhalb von Stoob und bei Kleinmutschen mit Dichten von 1618 bzw. 2937 Ind. ha⁻¹ in Erscheinung.

Für die Biomasse des Gesamtfischbestands waren nur Bachforelle und Aitel von Bedeutung, die Kleinfischarten Gründling, Bachschmerle und Schneider spielten nur eine untergeordnete Rolle. Die Bachforelle dominierte an den obersten beiden Standorten bei Kobersdorf. Bereits in

Markt St. Martin und oberhalb von Stoob wurde jedoch der Gesamtbestand etwa zur Hälfte vom Aitel gebildet. An den weiter stromab liegenden Standorten stellte der Aitel die dominierende Art dar und war auch für die deutliche Zunahme der Biomasse des Gesamtfischbestandes an den untersten Fischstrecken verantwortlich.

Fischbestand Nebenbäche

Die beiden untersuchten Nebenbäche des Stooberbachs wiesen zumeist sehr hohe Fischbestände auf. So betrug der Gesamtfischbestand beispielsweise im Tessenbach 4916 Ind. ha⁻¹ bzw. 248 kg ha⁻¹ und im Selitzabach stromauf von Lackenbach 13378 Ind. ha⁻¹ bzw. 413 kg ha⁻¹ (Abb. 2, Tab. 3).

An den drei Standorten im Raidingbach lag der Fischbestand, der vor allem von Bachforelle, Schmerle, Aitel und Gründling gebildet wurde, bei 7015–27609 Ind. ha⁻¹ bzw. 147–356 kg ha⁻¹. Die höchsten Individuendichten des gesamten Einzugsgebiets konnten im Raidingbach stromab von Raiding mit 27609 Ind. ha⁻¹ nachgewiesen werden, wo vor allem die Kleinfischarten Bachschmerle, Gründling und Steinbeißer massenhaft vorkamen. Besonders hervorzuheben ist der gute Steinbeißerbestand, da diese österreichweit gefährdete Art im Einzugsgebiet des Stooberbachs nur als Einzelfund an zwei weiteren Standorten nachgewiesen werden konnte.

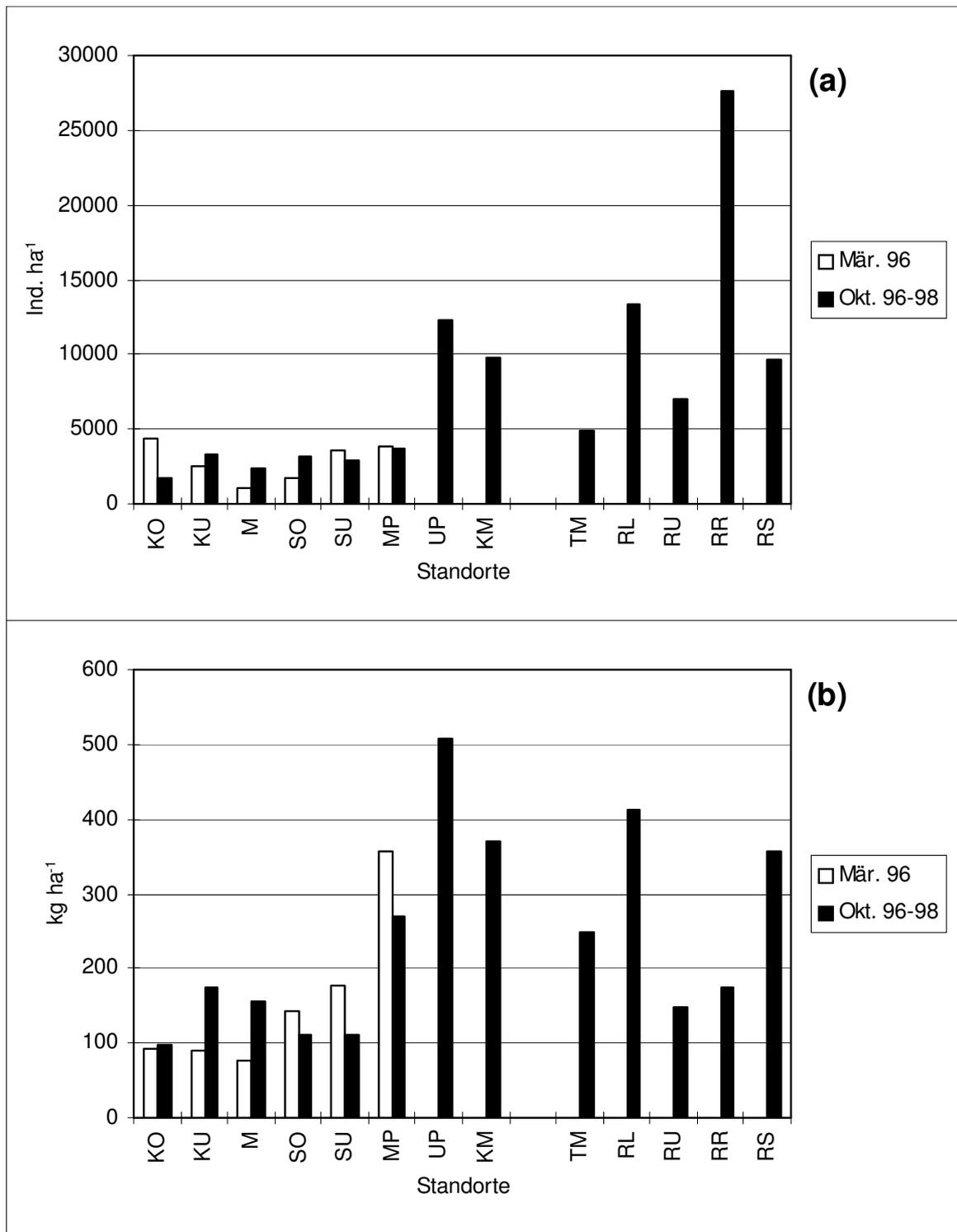


Abb. 2: Der Fischbestand im Stoberbach und seinen Nebengewässern. a) Individuendichte [Ind. ha⁻¹], b) Biomasse pro Hektar [kg ha⁻¹]. Abkürzungen der Standorte und genaue Befischungstermine siehe Tabelle 1.

Tabelle 3: Überblick über Vorkommen, Artenzahl, Diversität, Evenness und Gesamtbestandsdichten der nachgewiesenen Fischarten an den 13 untersuchten Standorten im Einzugsgebiet des Stooberbachs. Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1. Vorkommen: +++ ... massenhaft, ++ ... häufig, + ... selten, (+) ... Einzelfang. ¹⁾ ... Nachweis durch eine frühere Befischung (s.u.).

	Schwarzenbach – Stooberbach								Nebenbäche				
	KO	KU	M	SO	SU	MP	UP	KM	TM	RL	RU	RR	RS
Bachforelle	++	++	++	++	++	++	(+)	+	+++	+++	++		+
Regenbogenforelle		+	+										(+)
Bachschmerle	++	++	++	++	+	++	++	++		+	++	+++	++
Steinbeißer							(+)					+++	+
Gründling	+	+	++	++	++	++	++	++	+		++	+++	+++
Aitel			++	++	++	+++	+++	++				+	++
Giebel	(+)		(+)		(+)	(+)							
Schneider					++	+	+	++			(+)	+	
Blaubandbärbling					(+)	(+)					(+) ¹⁾	+	
Rotaugen					+		+						++
Rotfeder	(+)												
Barbe							+						
Artenzahl	5	4	6	4	8	7	8	5	2	2	4	6	7
März 96													
N pro km	1669	746	500	819	2145	1923							
N pro ha	4325	2537	1121	1673	3628	3827							
kg pro km	35.7	26.4	33.7	69.1	105.0	179.1							
kg pro ha	92.6	89.8	75.9	142.9	177.4	358.0							
Diversität H'	0.80	0.72	1.12	0.88	1.10	0.66							
Evenness V'	0.73	0.65	0.69	0.63	0.56	0.41							
Artenzahl	3	3	5	4	7	5							
Oktober 96/97/98													
N pro km	673	976	1057	1561	1733	1862	5706	5918	934	2448	1817	5577	2157
N pro ha	1753	3294	2382	3233	2916	3703	12270	9766	4916	13378	7015	27609	9586
kg pro km	38.2	51.7	69.1	53.5	66.1	135.3	236.2	224.4	47.2	75.7	38.1	35.3	80.1
kg pro ha	98.8	174.3	155.7	110.6	111.4	269.3	507.9	370.3	248.3	413.4	146.9	174.9	356.2
Diversität H'	0.67	1.06	1.24	1.18	1.41	1.13	1.14	1.32	0.11	0.28	1.08	1.23	1.20
Evenness V'	0.42	0.76	0.69	0.85	0.79	0.63	0.55	0.82	0.16	0.41	0.78	0.69	0.62
Artenzahl	5	4	6	4	6	6	8	5	2	2	4	6	7

4.5 Befischungsergebnisse der einzelnen Standorte

Schwarzenbach stromauf von Kobersdorf

Der Fischbestand im Schwarzenbach stromauf von Kobersdorf lag im März wie auch im Oktober 1996 bei knapp 100 kg ha⁻¹, wobei die Bachforelle die vorherrschende Fischart darstellte (Tabelle 3–4). Die Anzahl der Individuen pro Hektar hingegen war an den beiden Terminen recht unterschiedlich. Die mehr als doppelt so hohen Individuendichten im März gehen im wesentlichen

auf den guten Bestand an Jungforellen zurück. Aber auch die Schmerle war in deutlich höheren Dichten vertreten als im Herbst. Neben Bachforelle und Schmerle kamen an diesem Standort noch Gründling, Rotfeder und Giebel in geringen Dichten vor. Die beiden letzteren Arten waren jeweils nur als Einzelfunde im Oktober in den Fängen vertreten und wurden möglicherweise bei den vorangegangenen Septemberhochwässern aus stromauf gelegenen Teichen in den Bach eingespült.

Tabelle 4: Ergebnisse der Befischung des Schwarzenbachs stromauf von Kobersdorf am 17.3.1996.

befischte Strecke: 120 m

mittlere Breite: 3.9 m, mittlere Maximaltiefe: 27 cm

Anzahl der gefangenen Fische: 126

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Summe
Ind. km ⁻¹	913	704	52	1669
Ind. ha ⁻¹	2366	1824	135	4325
kg km ⁻¹	25.8	9.2	0.7	35.7
kg ha ⁻¹	66.8	24.0	1.8	92.6
%-Anteil Individuen	54.7	42.2	3.1	
%-Anteil Biomasse	72.2	25.9	1.9	

Tabelle 5: Ergebnisse der Befischung des Schwarzenbachs stromauf von Kobersdorf am 1.10.1996.

Anzahl der gefangenen Fische: 74

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Rotfeder	Giebel	Summe
Ind. km ⁻¹	534	113	8	8	10	673
Ind. ha ⁻¹	1384	291	26	26	26	1753
kg km ⁻¹	36.3	1.7	0.1	0.1	0.1	38.2
kg ha ⁻¹	94.0	4.1	0.4	0.2	0.2	98.8
%-Anteil Individuen	79.0	16.6	1.5	1.5	1.5	
%-Anteil Biomasse	95.1	4.1	0.4	0.2	0.2	

Schwarzenbach stromab von Kobersdorf

Im Schwarzenbach stromab von Kobersdorf war wiederum die Bachforelle die vorherrschende Fischart. Die Bachschmerle kam häufig vor, der Gründling war regelmäßig in den Fängen vertreten. Neben diesen drei Arten konnte an diesem Standort auch die Regenbogenforelle vereinzelt nachgewiesen werden. Der Fischbestand lag

zwischen 90 und 174 kg ha⁻¹ bzw. bei rund 2500–3300 Ind. ha⁻¹. Im Herbst war sowohl die Biomasse als auch die Individuenzahl pro Hektar höher als im Frühjahr. Die höhere Individuendichte im Herbst ging auf die deutlich gesteigerten Dichten von Schmerle und Gründling zurück. Für die höheren Biomassebestände war die Bachforelle verantwortlich, deren Bestandsschwankungen dasselbe Bild zeigten wie am Standort stromauf von Kobersdorf.

Tabelle 6: Ergebnisse der Befischung des Schwarzenbachs stromab von Kobersdorf am 17.3.1996.

befischte Strecke: 90 m

mittlere Breite: 2.9 m, mittlere Maximaltiefe: 28 cm

Anzahl der gefangenen Fische: 62

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Summe
Ind. km ⁻¹	566	100	80	746
Ind. ha ⁻¹	1925	340	272	2537
kg km ⁻¹	24.3	0.7	1.4	26.4
kg ha ⁻¹	82.8	2.2	4.9	89.8
%-Anteil Individuen	75.9	13.4	10.7	
%-Anteil Biomasse	92.1	2.5	5.4	

Tabelle 7: Ergebnisse der Befischung des Schwarzenbachs stromab von Kobersdorf am 1.10.1996.

Anzahl der gefangenen Fische: 77

	Bachforelle	Regenbogenforelle	Schmerle	Gründling	Summe
Ind. km ⁻¹	478	21	351	126	976
Ind. ha ⁻¹	1625	68	1193	408	3294
kg km ⁻¹	41.8	3.3	4.3	2.4	51.7
kg ha ⁻¹	142.0	10.6	13.9	7.7	174.3
%-Anteil Individuen	49.3	2.1	36.2	12.4	
%-Anteil Biomasse	81.5	6.1	8.0	4.4	

Stoobarbach bei Markt St. Martin

In Markt St. Martin trat zu den charakteristischen Fischarten des Oberlaufs (Bachforelle, Schmerle und Gründling) der Aitel hinzu. Wie unterhalb von Kobersdorf konnte auch hier die Regenbogenforelle nachgewiesen werden. Im Herbst war ein juveniler Giebel in den Fängen vertreten. Insgesamt lag der Fischbestand mit 76–156

kg ha⁻¹ bzw. rund 1100–2400 Ind. ha⁻¹ im selben Größenbereich wie an den beiden Standorten im Oberlauf. Sowohl die Biomasse als auch die Individuendichte des Gesamtfischbestands wie auch der einzelnen Arten waren im Herbst höher als im Frühjahr. Das Jungfischaufkommen der Bachforelle lag bei St. Martin etwas unter jenem der stromauf gelegenen Standorte, vom Aitel konnten keine Jungfische nachgewiesen werden.

Tabelle 8: Ergebnisse der Befischung des Stoobarbachs bei Markt St. Martin am 17.3.1996.

befischte Strecke: 115 m

mittlere Breite: 4.4 m, mittlere Maximaltiefe: 38 cm

Anzahl der gefangenen Fische: 52

	Bachforelle	Regenbogenforelle	Schmerle	Gründling	Aitel	Summe
Ind. km ⁻¹	302	9	39	43	107	500
Ind. ha ⁻¹	680	23	88	90	240	1121
kg km ⁻¹	11.7	0.9	0.3	1.1	19.7	33.7
kg ha ⁻¹	26.4	2.2	0.7	2.3	44.3	75.9
%-Anteil Individuen	60.7	2.1	7.9	8.0	21.4	
%-Anteil Biomasse	34.9	2.9	0.9	3.0	58.4	

Tabelle 9: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs bei Markt St. Martin am 1.10.1996.
Anzahl der gefangenen Fische: 80

	Bachforelle	Regenbogenforelle	Schmerle	Gründling	Aitel	Giebel	Summe
Ind. km ⁻¹	561	10	152	238	86	10	1057
Ind. ha ⁻¹	1264	23	343	536	193	23	2382
kg km ⁻¹	37.4	1.4	1.6	4.2	23.2	1.3	69.1
kg ha ⁻¹	84.2	3.2	3.6	9.4	52.2	3.0	155.7
%-Anteil Individuen	53.1	1.0	14.4	22.5	8.1	1.0	
%-Anteil Biomasse	54.1	2.1	2.3	6.1	33.6	1.9	

Stooberbach stromauf von Stoob

Am Standort stromauf von Stoob wurde die Bachforelle als vorherrschende Fischart abgelöst. Hinsichtlich der Biomasse dominierte hier bereits der Aitel, bezüglich der Individuendichte waren Aitel (März 96) bzw. Gründling (Oktober 96) vorherrschend. Auch die Bachschmerle war mit einem guten Bestand vertreten. Der Gesamtfischbestand lag zwischen 111 und 143 kg ha⁻¹, die Individuendichte war im Herbst fast doppelt so hoch wie im

Frühjahr, was vor allem auf die stärker vertretenen Kleinfischarten zurückzuführen war. Die Bachforelle war ebenfalls im Herbst in höherer Individuendichte anwesend, die Biomasse der Population lag jedoch unter den Werten, welche die Art im Frühjahr erreicht hatte. Nur der Aitel war im Herbst in deutlich geringeren Dichten wie auch in geringerer Biomasse vertreten. Bachforelle und Aitel wiesen an diesem Standort nur ein geringes Jungfischauftreten auf.

Tabelle 10: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs stromauf von Stoob am 18.3.1996.
befischte Strecke: 140 m
mittlere Breite: 4.8 m, mittlere Maximaltiefe: 56 cm
Anzahl der gefangenen Fische: 76

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Aitel	Summe
Ind. km ⁻¹	223	28	43	525	819
Ind. ha ⁻¹	462	41	83	1087	1673
kg km ⁻¹	22.6	0.2	0.7	45.6	69.1
kg ha ⁻¹	46.9	0.3	1.3	94.3	142.9
%-Anteil Individuen	27.6	2.5	5.0	65.0	
%-Anteil Biomasse	32.8	0.2	0.9	66.0	

Tabelle 11: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs stromauf von Stoob am 2.10.1996.
Anzahl der gefangenen Fische: 130

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Aitel	Summe
Ind. km ⁻¹	244	304	845	168	1561
Ind. ha ⁻¹	504	630	1750	349	3233
kg km ⁻¹	19.9	3.1	9.5	21.0	53.5
kg ha ⁻¹	41.2	6.3	19.6	43.5	110.6
%-Anteil Individuen	15.6	19.5	54.1	10.8	
%-Anteil Biomasse	37.2	5.7	17.7	39.3	

Stooberbach stromab von Stoob

An diesem Standort sowie im Stooberbach bei Unterpullendorf konnten mehr Arten nachgewiesen werden als an allen anderen Standorten (8 von 12 im gesamten Einzugsgebiet). Allerdings traten Rotaugen und Blaubandbärbling nur bei der Befischung im Frühjahr auf und der Giebel nur im Herbst. Alle drei Arten waren nur in sehr geringen Dichten vertreten, und es erscheint sehr fraglich, ob sie an diesem Standort eigenständige Populationen

bilden. Die Gesamtbestände lagen zwischen 111 und 177 kg ha⁻¹ bzw. rund 2900–3600 Ind. ha⁻¹. Der Aitel dominierte die Biomasse des Gesamtfischbestands, während hinsichtlich der Individuendichte auch Schneider und Gründling stark vertreten waren. Vor allem der gute Bestand des Schneiders ist hervorzuheben (bis zu 1618 Ind. ha⁻¹). Im gesamten Untersuchungsgebiet fanden sich nur noch am Stooberbach bei Kleinmutschen vergleichbare Dichten dieser österreichweit gefährdeten Kleinfischart.

Tabelle 12: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs stromab von Stoob am 18.3.1996.
 befischte Strecke: 130 m
 mittlere Breite: 5.9 m, mittlere Maximaltiefe: 47 cm
 Anzahl der gefangenen Fische: 215

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Schneider	Aitel	Rotauge	Blaubandbärbling	Summe
Ind. km ⁻¹	98	8	98	961	956	16	8	2145
Ind. ha ⁻¹	166	17	166	1618	1610	34	17	3628
kg km ⁻¹	5.3	< 0.1	1.2	8.0	89.1	1.4	0.02	105.0
kg ha ⁻¹	8.9	0.1	2.0	13.4	150.0	3.0	0.04	177.4
%-Anteil Individuen	4.6	0.5	4.6	44.6	44.4	0.9	0.5	
%-Anteil Biomasse	5.0	< 0.1	1.2	7.5	84.5	1.7	< 0.1	

Tabelle 13: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs stromab von Stoob am 2.10.1996.
 Anzahl der gefangenen Fische: 166

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Schneider	Aitel	Giebel	Summe
Ind. km ⁻¹	133	67	653	425	445	10	1733
Ind. ha ⁻¹	224	112	1099	715	749	17	2916
kg km ⁻¹	8.2	0.3	6.7	4.4	46.5	0.1	66.1
kg ha ⁻¹	13.8	0.6	11.2	7.3	78.4	0.1	111.4
%-Anteil Individuen	7.7	3.8	37.7	24.5	25.7	0.6	
%-Anteil Biomasse	12.4	0.5	10.1	6.6	70.3	0.1	

Stooberbach stromab von Mitterpullendorf

An diesem durch Regulierung stärker beeinträchtigten Standort dominierte ganz deutlich der Aitel mit rund 270–360 kg ha⁻¹ den Fischbestand. Im Herbst konnte noch der

Gründling in ähnlich hohen Dichten wie der Aitel nachgewiesen werden. Bachforelle, Schmerle und Schneider waren nur in geringen Dichten vertreten, Giebel und Blaubandbärbling wurden jeweils nur als Einzelfang nachgewiesen (Standortphoto siehe Abb. 25).

Tabelle 14: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs stromab von Mitterpullendorf am 18.3.1996.
 befischte Strecke: 90 m
 mittlere Breite: 5.0 m, mittlere Maximaltiefe: 56 cm (vom Standort SO übernommen)
 Anzahl der gefangenen Fische: 164

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Schneider	Aitel	Summe
Ind. km ⁻¹	142	11	88	100	1582	1923
Ind. ha ⁻¹	284	20	160	200	3163	3827
kg km ⁻¹	29.3	0.1	0.6	0.1	149.0	179.1
kg ha ⁻¹	58.6	0.2	1.1	0.3	297.9	358.0
%-Anteil Individuen	7.4	0.5	4.2	5.2	82.6	
%-Anteil Biomasse	16.4	0.1	0.3	0.1	83.2	

Tabelle 15: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs stromab von Mitterpullendorf am 2.10.1996.
Anzahl der gefangenen Fische: 172

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Aitel	Giebel	Blauband- bärbling	Summe
Ind. km ⁻¹	104	148	769	822	10	9	1862
Ind. ha ⁻¹	200	280	1539	1644	20	20	3703
kg km ⁻¹	16.5	0.9	10.1	107.7	0.03	0.03	135.3
kg ha ⁻¹	31.7	1.9	20.2	215.4	0.1	0.1	269.3
%-Anteil Individuen	5.4	7.6	41.6	44.4	0.5	0.5	
%-Anteil Biomasse	11.8	0.7	7.5	80.0	0.0	0.0	

Stoobach stromab von Unterpullendorf

Unterhalb von Unterpullendorf konnten für den Stoobach mit 12270 Ind. ha⁻¹ und über 500 kg ha⁻¹ die höchsten Fischbestände nachgewiesen werden. Die Vergleichbarkeit dieser Zahlen mit jenen der stromauf gelegenen Standorte ist allerdings dadurch eingeschränkt, daß die Befischungstermine ein Jahr auseinander lagen. Die höchsten Individuendichten erreichte an diesem Standort die Schmerle mit über 7000 Ind. ha⁻¹, was mit Abstand die

höchste Individuendichte dieser Art im Verlauf des Schwarzenbachs und Stoobachs darstellt. Neben der Schmerle kamen Aitel und Gründling in beträchtlichen Dichten vor. Hervorzuheben sind noch das Auftreten des Schneiders, allerdings in geringerer Dichte als stromauf, und der Nachweis von Barbe und Steinbeißer. Die Barbe konnte im ganzen Untersuchungsgebiet nur hier nachgewiesen werden, der Steinbeißer kam noch an zwei Standorten im Raidingbach vor (s.u.).

Tabelle 16: Ergebnisse der Befischung des Stoobachs stromab von Unterpullendorf am 23.10.1997.
befischte Strecke: 90 m
mittlere Breite: 4.7 m, mittlere Maximaltiefe: 63 cm
Anzahl der gefangenen Fische: 284

	Bachforelle	Schmerle	Steinbeißer	Gründling	Schneider	Aitel	Rotauge	Barbe	Summe
Ind. km ⁻¹	11	3282	11	1081	133	1120	67	22	5706
Ind. ha ⁻¹	24	7058	24	2325	287	2409	143	48	12270
kg km ⁻¹	2.8	16.4	< 0.1	16.1	0.1	190.6	10.2	12.5	236.2
kg ha ⁻¹	6.0	35.4	< 0.1	34.5	0.1	410.0	21.9	27.0	507.9
%-Anteil Individuen	0.2	57.5	0.2	19.0	2.3	19.6	1.2	0.4	
%-Anteil Biomasse	1.2	7.0	< 0.1	6.8	< 0.1	80.7	4.3	5.3	

Stoobach stromauf von Kleinmutschen

Wie der stromauf gelegene Standort bei Unterpullendorf wies auch die Untersuchungsstrecke bei Kleinmutschen einen hohen Fischbestand auf (9766 Ind. ha⁻¹ bzw. 370 kg ha⁻¹). Es dominierte hinsichtlich der Biomasse der Aitel die Fischzönose. Die höchsten Indi-

viduendichten erreichten Gründling, Schneider und Aitel. Für den Schneider konnte mit 2937 Ind. ha⁻¹ die höchste Individuendichte im ganzen Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Neben der Schmerle, die hier ebenfalls einen guten Bestand aufwies, trat die Bachforelle nur vereinzelt auf (Standortphoto siehe Abb. 26).

Tabelle 17: Ergebnisse der Befischung des Stooberbachs stromauf von Kleinmutschen am 23.10.1997.
 befischte Strecke: 90 m
 mittlere Breite: 6.1 m, mittlere Maximaltiefe: 46 cm.
 Anzahl der gefangenen Fische: 411

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Schneider	Aitel	Summe
Ind. km ⁻¹	33	522	2051	1780	1532	5918
Ind. ha ⁻¹	55	862	3385	2937	2527	9766
kg km ⁻¹	5.6	3.2	23.9	15.5	174.5	224.4
kg ha ⁻¹	9.2	5.2	39.4	25.7	287.9	370.3
%-Anteil Individuen	0.6	8.8	34.7	30.1	25.9	
%-Anteil Biomasse	2.5	1.4	10.7	7.0	78.4	

Die Nebenbäche: Tessenbach, Raidingbach, Selitzabach

Der *Tessenbach* wies einen außerordentlich guten Bachforellenbestand auf (4805 Ind. ha⁻¹ bzw. 244.9 kg ha⁻¹), der deutlich über den Beständen im Schwarzenbach bzw. Stooberbach liegt. Neben der Bachforelle trat vereinzelt noch der Gründling auf. Nach Angaben des Fischereipächters Ing. Ertl wird dieser Zubringer als „Kinderstube“ für Besatzmaßnahmen genutzt, indem einsömmrige Bachforellen ausgefischt und im Stooberbach besetzt werden.

Der höchste Bachforellenbestand im gesamten Untersuchungsgebiet wurde im *Selitzabach* oberhalb von Lackenbach mit 12276 Ind. ha⁻¹ bzw. 408 kg ha⁻¹ ermittelt. Neben der Bachforelle kam noch die Schmerle in ebenfalls recht hohen Dichten (1102 Ind. ha⁻¹) vor.

Weiter stromab, im *Raidingbach bei Unterfrauenhaid*, setzte sich der Fischbestand (7015 Ind. ha⁻¹ bzw. 147 kg ha⁻¹) aus Bachforelle, Gründling und Schmerle zusammen. Der Schneider konnte nur mit einem Einzel-exemplar nachgewiesen werden.

Der *Raidingbach* stromab von Frauenhaid wurde bereits im Rahmen einer früheren Befischung (5.11.1992) von der Biologischen Station untersucht. Auf einer Strecke von 65 m (Gewässerbreite 1.2 m) wurden in einer einmaligen Aufnahme mittels Rückenaggregat 2 Bachforellen, 19 Gründlinge und 46 Bachschmerlen nachgewiesen, das ergibt unter Annahme einer 70%iger Fangeffizienz einen Gesamtfischbestand von über 12000 Ind ha⁻¹. Darüber

hinaus ist durch die Aufnahme der Biologischen Station der Blaubandbärbling für diese Untersuchungsstecke dokumentiert. Angaben zur Bestandsdichte liegen nicht vor.

Die mit Abstand höchste Gesamtindividuumdichte im ganzen Untersuchungsgebiet wies der *Raidingbach stromab von Raiding* auf. Für die hohen Fischdichten (27609 Ind. ha⁻¹) waren vor allem drei Kleinfischarten verantwortlich: Schmerle, Gründling und Steinbeißer, die nirgends im Untersuchungsgebiet in ähnlich hohen Dichten vorkamen wie hier. Während Schmerle und Gründling im Einzugsgebiet des Stooberbachs weit verbreitet sind, konnte der Steinbeißer nur noch an zwei weiteren Standorten in sehr geringen Individuumdichten nachgewiesen werden (Standortphoto siehe Abb. 27).

Da der Fischbestand von Kleinfischen dominiert wurde, ist die Biomasse des Bestands mit 157 kg ha⁻¹ im Vergleich zur Individuumdichte eher gering. 31 % der Biomasse des Bestands werden vom Aitel gebildet, der im Vergleich zu den vorherrschenden Kleinfischarten nur in geringen Dichten vorkommt. Ebenfalls nur vereinzelt traten Blaubandbärbling und Schneider auf.

Bei *Strebersdorf* waren Gründling, Schmerle und Aitel die häufigsten Arten, wobei hinsichtlich der Biomasse der Aitel dominierte. Zusätzlich konnten in kleinen Beständen Rotaugen und Steinbeißer sowie vereinzelt Bach- und Regenbogenforelle nachgewiesen werden (Standortphoto siehe Abb. 28).

Tabelle 18: Ergebnisse der Befischung des Tessenbachs stromauf von Markt St. Martin am 21.10.1998.
 befischte Strecke: 143 m
 mittlere Breite: 1.9 m, mittlere Maximaltiefe: 27 cm
 Anzahl der gefangenen Fische: 130

	Bachforelle	Gründling	Summe
Ind. km ⁻¹	913	21	934
Ind. ha ⁻¹	4805	110	4916
kg km ⁻¹	46.5	0.6	47.2
kg ha ⁻¹	244.9	3.4	248.3
%-Anteil Individuen	97.8	2.2	
%-Anteil Biomasse	98.6	1.4	

Tabelle 19: Ergebnisse der Befischung des Selitzabachs (Raidingbachs) stromauf von Lackenbach am 22.10.1997.
 befischte Strecke: 75 m
 mittlere Breite: 1.8 m, mittlere Maximaltiefe: 32 cm
 Anzahl der gefangenen Fische: 178

	Bachforelle	Schmerle	Summe
Ind. km ⁻¹	2246	202	2448
Ind. ha ⁻¹	12276	1102	13378
kg km ⁻¹	73.9	1.8	75.7
kg ha ⁻¹	403.8	9.6	413.4
%-Anteil Individuen	91.8	8.2	
%-Anteil Biomasse	97.7	2.3	

Tabelle 20: Ergebnisse der Befischung des Raidingbachs stromauf von Unterfrauenhaid am 21.10.1998.
 befischte Strecke: 100 m
 mittlere Breite: 2.6 m, mittlere Maximaltiefe: 39 cm
 Anzahl der gefangenen Fische: 163

	Bachforelle	Schmerle	Gründling	Schneider	Summe
Ind. km ⁻¹	345	735	726	10	1817
Ind. ha ⁻¹	1333	2839	2804	39	7015
kg km ⁻¹	22.9	2.3	12.7	0.1	38.1
kg ha ⁻¹	88.6	8.9	49.0	0.4	146.9
%-Anteil Individuen	19.0	40.5	40.0	0.6	
%-Anteil Biomasse	60.3	6.1	33.3	0.3	

Tabelle 21: Ergebnisse der Befischung des Raidingbachs stromab von Raiding am 22.10.1997.
 befischte Strecke: 95 m
 mittlere Breite: 2.0 m, mittlere Maximaltiefe: 28 cm
 Anzahl der gefangenen Fische: 353 (nur ein Befischungsdurchgang!)

	Schmerle	Steinbeißer	Gründling	Schneider	Aitel	Blaubandbärbling	Summe
Ind. km ⁻¹	2456	965	1882	66	96	112	5577
Ind. ha ⁻¹	12159	4777	9315	326	476	556	27609
kg km ⁻¹	9.2	7.2	8.6	0.3	9.7	0.3	35.3
kg ha ⁻¹	45.6	35.6	42.5	1.5	48.0	1.6	174.9
%-Anteil Individuen	44.0	17.3	33.7	1.2	1.7	2.0	
%-Anteil Biomasse	26.1	20.4	24.3	0.9	27.4	0.9	

Tabelle 22: Ergebnisse der Befischung des Raidingbachs stromauf von Strebersdorf am 22.10.1997.
 befischte Strecke: 85 m
 mittlere Breite: 2.2 m, mittlere Maximaltiefe: 49 cm
 Anzahl der gefangenen Fische: 167

	Bachforelle	Regenbogenforelle	Schmerle	Steinbeißer	Gründling	Aitel	Rotauge	Summe
Ind. km ⁻¹	24	12	329	47	1276	373	96	2157
Ind. ha ⁻¹	105	52	1464	209	5672	1657	427	9586
kg km ⁻¹	10.5	4.1	1.4	0.2	11.8	42.1	10.0	80.1
kg ha ⁻¹	46.8	18.3	6.3	0.7	52.6	187.1	44.4	356.2
%-Anteil Individuen	1.1	0.5	15.3	2.2	59.2	17.3	4.5	
%-Anteil Biomasse	13.1	5.1	1.8	0.2	14.8	52.5	12.5	

4.6 Autökologie und Populationsstruktur der häufigsten Fischarten

4.6.1 Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*)

Lebensraumsprüche

Bachforellen besiedeln Fließgewässer vom Hochgebirge bis ins Flachland sowie Seen mit kühlem, sauerstoffreichem Wasser. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in den Bächen und kleinen Flüssen der Forellen- und Äschenregion, wobei die Bachforelle in den quellenahen, obersten Gewässerabschnitten oft als einzige Fischart vorkommt.

Ein guter, selbst reproduzierender Bachforellenbestand kann nur unter bestimmten Umweltbedingungen gedeihen: Es müssen geeignete Laichplätze sowie Fraß- und Ruheplätze für alle Lebensstadien verfügbar sein. Sehr häufig sind Ruhe- und Fraßplatz räumlich voneinander getrennt. Bereits vom Brütling an zeigt die Bachforelle ein ausgeprägtes Revierverhalten. Mit zunehmender Fischgröße nimmt die Reviergröße zu, bei 2-jährigen Forellen (ungefähr 21 cm lang) beträgt sie zirka 4 m² (Blohm *et al.*, 1994).

Bachforellen halten sich gerne direkt über Grund auf, wobei mit zunehmender Fischgröße die bevorzugte Wassertiefe zunimmt. So besiedeln kleine Forellen vor allem Bereiche mit Tiefen um 10–30 cm, Forellen > 25 cm sind häufig in tieferen Bereichen zu finden.

Die Laichreife setzt beim Männchen zumeist nach 2 Jahren bei Längen zwischen 14 und 21 cm und beim Weibchen nach 3 Jahren bei Längen zwischen 18 und 30 cm ein (Blohm *et al.*, 1994). Von Dezember bis Jänner steigen die laichreifen Bachforellen stromaufwärts bis in den Oberlauf oder in kleinere Seitenbäche auf, wobei Strecken von mehreren Kilometern überwunden werden. Wenn geeignete Laichsubstrate, Nahrungsplätze und Unterstände nebeneinander vorhanden sind, unterbleiben die Wanderungen. An die Laichplätze werden besondere Anforderungen gestellt. Geeignet sind flache, stärker überströmte, kiesige Stellen, wobei Wassertiefen zwischen 10 und 40 cm, eine Strömungsgeschwindigkeit von ca. 0.4 m s⁻¹ und eine Korngröße von 10–80 mm günstig sind.

Die Larven schlüpfen zeitig im Frühjahr und verbleiben die nächsten 4–6 Wochen (Blohm *et al.*, 1994) in den Zwischenräumen des Kiesel, bis der Dottersack aufge-

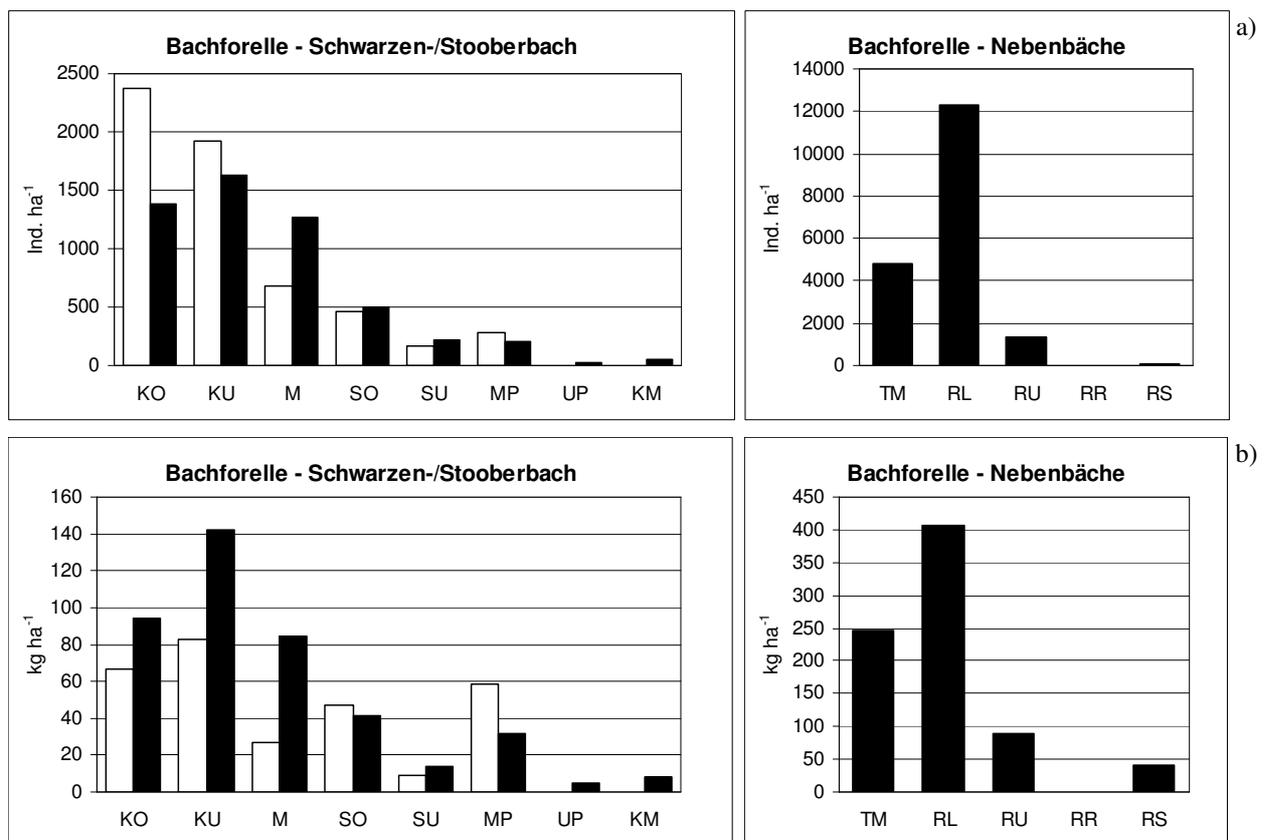


Abb. 3: Bestandsdichten der Bachforelle im Längsverlauf des Stooberbaches und seiner Zubringer. a) Individuendichte [Ind. ha⁻¹], b) Biomasse pro Hektar [kg ha⁻¹]. Weiße Balken ... März 1996, schwarze Balken ... Oktober 1996–98. Beachte die unterschiedliche Skalierung der linken und rechten Graphiken. Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1.

braucht ist. Dann verlassen sie das Substrat und nehmen die Nahrungssuche auf. Die kleinen Brütlinge werden leicht von der Strömung verdriftet und sind auf strömungsberuhigte Standorte angewiesen.

Im ersten Lebensjahr können Bachforellen 10–12 cm lang werden (Blohm *et al.*, 1994). Generell ist das Wachstum in Flachlandbächen besser als in Mittel- und Hochgebirgsbächen (Blohm *et al.*, 1994). Bachforellen erreichen maximale Längen von 50 cm (Lelek, 1987). Die Besiedlungsdichten guter Bestände betragen im Hügelland in kleinen Bächen *ca.* 3000 Ind. ha⁻¹ und in Flüssen unter 1000 Ind. ha⁻¹ (Blohm *et al.*, 1994).

Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Die Bachforelle konnte im Untersuchungsgebiet an fast allen Standorten nachgewiesen werden. Im Stooberbach waren die höchsten Bestände an den obersten beiden Standorten bei Kobersdorf anzutreffen (1384–2366

Ind. ha⁻¹ bzw. 67–142 kg ha⁻¹). Stromab nahm der Bestand sowohl hinsichtlich der Individuendichte als auch der Biomasse deutlich ab (Abb. 3–4).

Wesentlich höhere Bestände als im Stooberbach wurden in den beiden untersuchten Zubringern ermittelt. Im Tessenbach, der bei Markt St. Martin in den Stoober Bach mündet, war die Bachforelle mit 4805 Ind. ha⁻¹ bzw. 246 kg ha⁻¹ vertreten. Überdurchschnittlich hoch war der Bestand auch im Selitzabach bei Lackenbach (12276 Ind. ha⁻¹ bzw. 408 kg ha⁻¹). Die Bestandsdichten im Längsverlauf des Raidingbaches nahmen von Lackenbach bis Raiding deutlich ab und lagen zuletzt in der selben Größenordnung wie an den Standorten im Stooberbach unterhalb von Kobersdorf (Abb. 3). Bei Strebersdorf konnten nur zwei große Exemplare (jeweils 36 cm) gefangen werden, was für den vergleichsweise hohen Bestand von fast 50 kg ha⁻¹ verantwortlich ist. Im wesentlichen gleicht das Bild jedoch der Situation im Stoober-

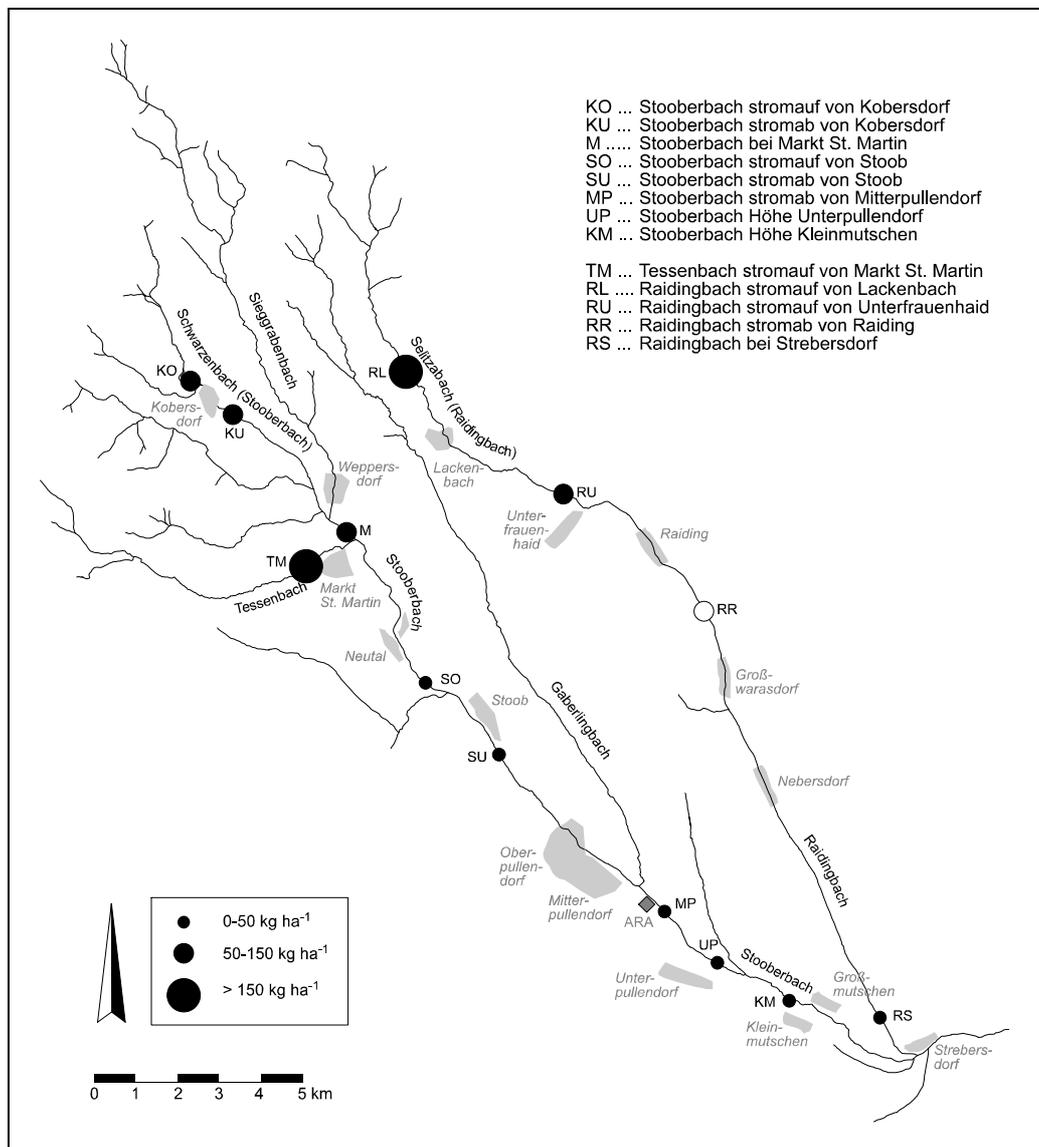


Abb. 4: Verbreitung der Bachforelle im Einzugsgebiet des Stooberbachs.

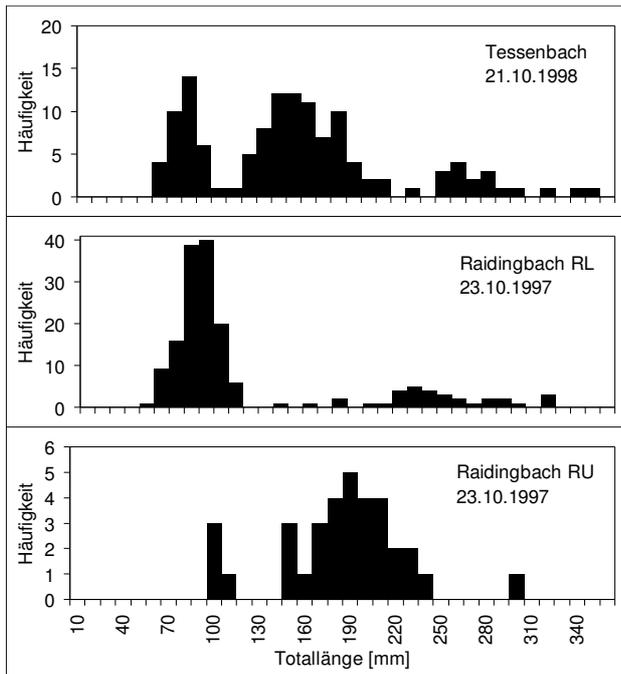


Abb. 5: Längen-Frequenz-Diagramme der Bachforelle im Tessenbach (TM) und Raidingbach bei Lackenbach (RL) und Unterfrauenhaid (RU).

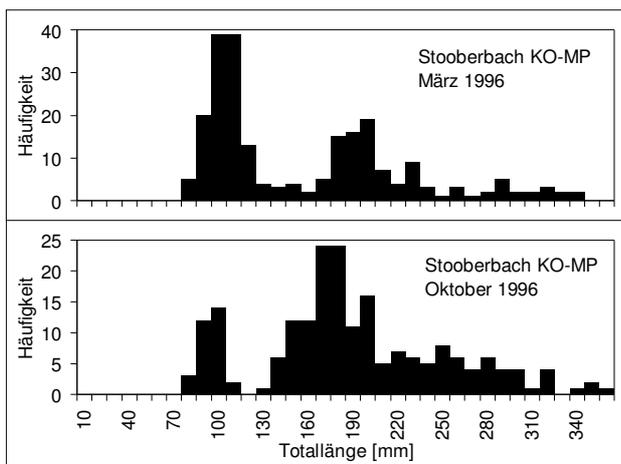


Abb. 6: Längen-Frequenz-Diagramme der Bachforelle im Schwarzenbach/Stoobach im März und Oktober 1996 (Standorte KO-MP gepoolt).

bach mit hohen Beständen im Oberlauf und deutlich geringeren im Unterlauf des Gewässers.

Wie die Längen-Frequenz-Verteilungen der Bachforellenbestände an den verschiedenen Untersuchungsstandorten zeigen (Abb. 5–7), zeichnen sich der Oberlauf des Stoobaches (Standort KO) und des Raidingbaches (Standort RL) sowie der Tessenbach durch ein gutes Jungfischaufkommen der Bachforelle aus. Während jedoch im Tessenbach und im Stoobach bei Kobersdorf auch größere Altersstadien vertreten waren, war die Größenverteilung der Bachforelle im Selitzabach (RL) weniger

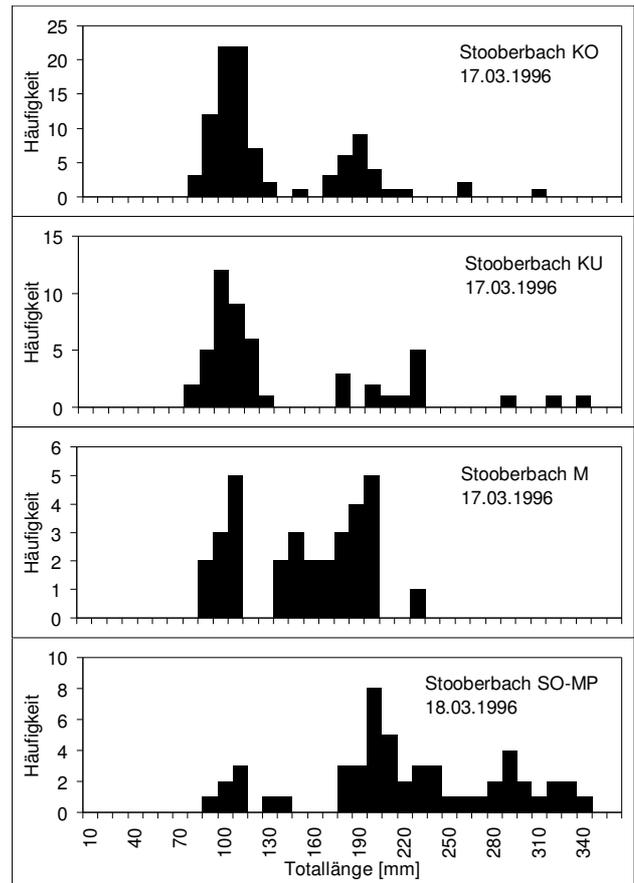


Abb. 7: Längen-Frequenz-Diagramme der Bachforelle im Längsverlauf des Schwarzen- bzw. Stoobaches im März 1996. Beachte die unterschiedliche Skalierung.

ausgewogen. Auch für die übrigen Standorte konnte zu- meist nur eine lückige Längenfrequenzverteilung nachge- wiesen werden. Insbesondere nahmen im Längsverlauf des Stoobaches nicht nur die Bestandsdichten, sondern auch der Anteil an Jungfischen deutlich ab, und die Bestände wurden – beispielsweise bei Mitterpullendorf oder im Raidingbach bei Strebersdorf – nur mehr von wenigen großen Exemplaren aufgebaut. Wenngleich keine Untersuchungen während der Laichzeit durchge- führt wurden, lassen die Größenverteilungen eine erfolg- reiche und nennenswerte Reproduktion der Bachforelle im Stoobach-System lediglich im Schwarzen- und Stoobach stromab bis Markt St. Martin, im Tessen- bach stromauf von Markt St. Martin und im Raidingbach bei Lackenbach erwarten.

Neben der natürlichen Reproduktion der Bachforelle werden in unregelmäßigen Abständen einsömmrige Bach- forellen aus dem Tessenbach im Stoobach besetzt. Dadurch soll – nach Angaben des Pächters – der gene- tische Pool innerhalb des Stoobach-Systems erhalten bleiben. Nachdem der Besatz nicht regelmäßig erfolgt und die genauen Besatzstandorte den Verfassern nicht bekannt sind, kann der Einfluß dieser Maßnahmen auf die Populationsstruktur nicht abgeschätzt werden.

Tabelle 23: Statistik zur Populationsstruktur der Bachforelle im Stooberbach. K ... Fulton-Index, K' ... modifizierter Fulton-Index, N ... Stichprobenumfang, S.D. ... Standardabweichung, L.C. ... Untere Konfidenzgrenze, U.C. ... Obere Konfidenzgrenze. Termine und Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

	Schwarzenbach und Stooberbach												Nebenbäche		
	März 96						Oktober 96						Oktober 97 & 98		
	KO	KU	M	SO	SU	MP	KO	KU	M	SO	SU	MP	TM	RL	RU
Länge [mm]															
Mittelwert	127	137	151	208	174	287	177	192	176	193	175	247	147	112	181
N	96	50	32	30	11	11	59	42	50	22	16	12	127	164	34
S.D.	49	71	26	73	47	46	58	67	60	59	55	63	66	67	41
min. Länge	74	75	81	88	101	230	84	78	80	87	80	110	56	45	97
max. Länge	307	336	227	339	277	324	342	357	320	298	245	320	345	319	295
Gewicht [g]															
Mittelwert	28	43	39	101	53	206	68	87	67	82	61	158	51	33	66
Kondition K															
Mittelwert	0.94	0.92	0.97	0.93	0.86	0.85	–	–	–	–	–	–	–	–	0.98
N	34	49	32	30	8	7	–	–	–	–	–	–	–	–	34
L.C.	0.92	0.90	0.94	0.89	0.80	0.74	–	–	–	–	–	–	–	–	0.96
U.C.	0.96	0.95	0.99	0.96	0.92	0.95	–	–	–	–	–	–	–	–	1.01
Kondition K'															
Mittelwert	1.11	1.07	1.13	1.11	1.02	1.03	–	–	–	–	–	–	–	–	1.26
L.C.	1.09	1.04	1.10	1.07	0.96	0.91	–	–	–	–	–	–	–	–	1.23
U.C.	1.14	1.10	1.16	1.14	1.07	1.16	–	–	–	–	–	–	–	–	1.29

Abb. 6 verdeutlicht die Unterschiede der Längen-Frequenz-Verteilungen der Bachforelle im Stooberbach im März und im Oktober 1996. Deutlich ist die zahlenmäßige Dominanz der 1+ Forellen (ca. 8–13 cm) im Frühjahr zu erkennen, welche zu einer entsprechend hohen Repräsentanz der Größenklassen um 17–18 cm im Herbst führt. Die nachfolgende 0+ Generation mit Total-längen im Herbst von 8–11 cm war offensichtlich weniger stark entwickelt als jene des Vorjahrs. Die unterschiedliche mittlere Totallänge der Bachforellen an den beiden Terminen (Tabelle 23) ist die Ursache dafür, daß trotz der geringeren Individuenzahlen der Biomassebestand im Oktober höher lag als bei der Frühjahrsbefischung (Tabelle 3).

Der statistische Vergleich der Kondition der Bachforelle an den 1996 befischten Standorten im Stooberbach (Tabelle 23) erbrachte nur zwischen den Strecken bei Markt St. Martin und stromab von Stooob einen signifikanten Unterschied ($p < 0.05$, Lokalisation mit $p < 0.1$). Im Mittel betrug die modifizierte Kondition am Standort Markt St. Martin 1.13 und stromab von Stooob nur 1.02. Auch auf Höhe der Verbandskläranlage (MP) wiesen die Bachforellen eine sehr geringe Kondition (0.85) auf. Aufgrund des kleinen Stichprobenumfanges konnte jedoch kein Nachweis eines signifikanten Unterschieds zu den stromauf gelegenen Standorten erbracht werden.

4.6.2 Schneider (*Alburnoides bipunctatus*)

Lebensraumsprüche

Der Schneider besiedelt sauerstoffreiche Bäche sowie kleinere und größere Flüsse der Äschen- und Barbenregion, jedoch nur bis etwa 500 m Seehöhe (Kreisli, 1991). Er ist ein Schwarmfisch, der sich vorwiegend in etwas tieferen Bereichen in Grundnähe aufhält und kiesiges bis steiniges Substrat sowie stärkere Strömung mit Geschwindigkeiten von 0.5–0.7 m s⁻¹ bevorzugt. Die Jungfische suchen allerdings auch Stillwasserbereiche auf (Blohm *et al.*, 1994). Jungwirth (1981, 1984) konnte im Zuge von Befischungen der Ferschnitz, der Melk und der Mank immer nur in naturbelassenen Abschnitten Schneiderbestände nachweisen, in regulierten Strecken fehlte diese Art. Dem gegenüber dominiert die „Schußlaube“, wie die Kleinfischart auch genannt wird, in der Url vor allem in regulierten Bereichen (Muhar & Jungwirth, 1995). Die Autoren erklären diesen Umstand mit der oben angesprochenen Präferenz von *A. bipunctatus* für den frei strömenden Wasserkörper. Die Bindung jüngerer Altersstadien an strukturreiche, naturnahe Strecken konnte jedoch auch in der Url nachgewiesen werden. Pedroli *et al.* (1991) bezeichnen den Schneider als mögliche Indikatorart für den Zustand von Gewässern.

Die Geschlechtsreife des Schneiders setzt nach zwei, spätestens vier Jahren ein. Abgelaicht wird zwischen Ende April und Mitte Juli bei einer Temperatur von mind. 12 °C. Bei 15 °C sind mehrere Ablaiaphasen zu erwarten (Bless, 1996). Als Laichplätze eignen sich Sand-, Kies- und Schotterbänke, die von flachem, schnell fließendem Wasser überströmt werden. Die Eier werden in das Lückensystem des Sediments eingebracht. Eine gute Durchströmung des Substrats ist wichtige Voraussetzung für eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Eier (Bless, 1996).

Das Wachstum des Schneiders hängt wesentlich vom Nahrungsangebot (Kleinkrebse, Insekten, Zooplankton, Anflug) sowie der Nahrungskonkurrenz im Gewässer ab (Blohm *et al.*, 1994). In schnell wachsenden Beständen erreichen die Tiere bereits nach einem Jahr eine Länge von 7 cm, während sie in langsam wachsenden Beständen nach 3 Jahren erst 6 cm lang sind (Blohm *et al.*, 1994). Maximale Längen von 15 cm werden erreicht (Pedroli *et al.*, 1991). Der zahlenmäßige Anteil des Schneiders am Gesamtfischbestand eines Gewässers beträgt auch bei guten Vorkommen in der Regel nur etwa 20 %. Gute Bestände bestehen aus ungefähr 200–400 Ind. ha⁻¹, lokale Konzentrationen eines sehr guten Bestands können 2000–12000 Ind. ha⁻¹ ergeben. Von Jahr zu Jahr können starke Bestandsschwankungen auftreten, Dichteänderungen um das Fünffache sind bekannt (Blohm *et al.*, 1994).

Der Schneider zählt österreichweit zu den gefährdeten Arten (Spindler *et al.*, 1997), auch in Niederösterreich und der Steiermark ist diese Art als gefährdet eingestuft (Mikschi & Wolfram-Wais, 1999; Kreissl, 1991). Die Ursachen für die rückläufigen Bestände sind noch nicht ganz geklärt. Vermutet wird unter anderem eine Empfindlichkeit gegenüber Gewässerverschmutzung und Eutrophierung (Lelek, 1987; Pedroli *et al.*, 1991; Blohm *et al.*, 1994). Verbauung und Wasserkraftnutzung versperren oftmals den Zutritt zu Laichplätzen bzw. führen zum Verlust des Lebensraums (Jungwirth, 1981; 1984). Zur Bedrohung für diese Kleinfischart werden auch künstlich überhöhte Raubfischbestände (Blohm *et al.*, 1994).

Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Im Stooberbach konnte ein guter Schneiderbestand stromab von Stoob (700 bzw. 1600 Ind. ha⁻¹ im März bzw. Herbst 1996) sowie bei Kleinmutschen (fast 3000 Ind. ha⁻¹ bzw. 30 kg ha⁻¹) nachgewiesen werden (Abb. 8, *cf.* 26). Hinsichtlich der Individuenzahlen erreichte die Art Anteile von über 30 %, stromab von Stoob sogar von 44.6 % und stellte dort die häufigste Art (Tabelle 3). Geringe Dichten vor allem juveniler Tiere traten im März 1996 auch stromab der ARA bei Mitterpullendorf auf, weiters im Oktober 1997 stromab von Unterpullendorf und im Raidingbach stromauf von Raiding.

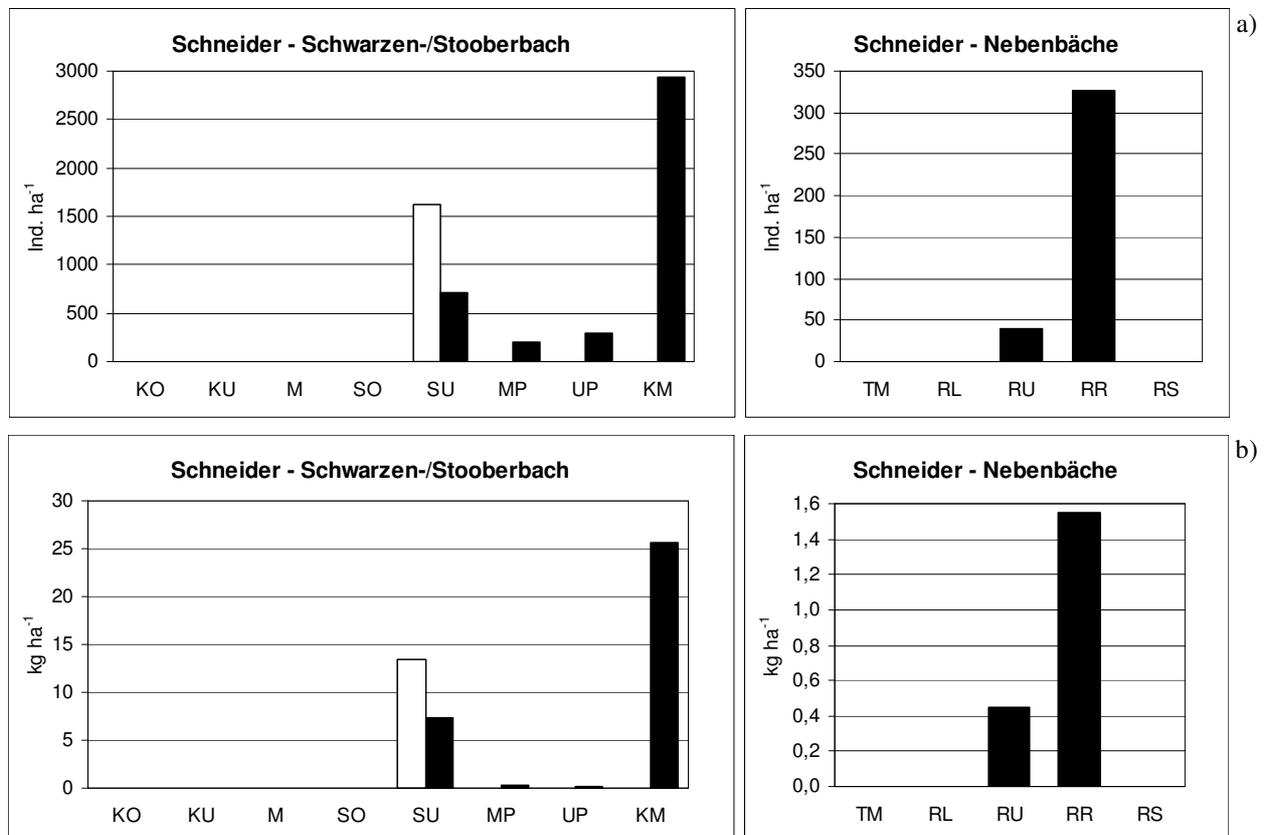


Abb. 8: Bestandsdichten des Schneiders im Längsverlauf des Stooberbaches und seiner Zubringer. a) Individuendichte [Ind. ha⁻¹], b) Biomasse pro Hektar [kg ha⁻¹]. Weiße Balken ... März 1996, schwarze Balken ... Oktober 1996–98. Beachte die unterschiedliche Skalierung der linken und rechten Graphiken. Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1.

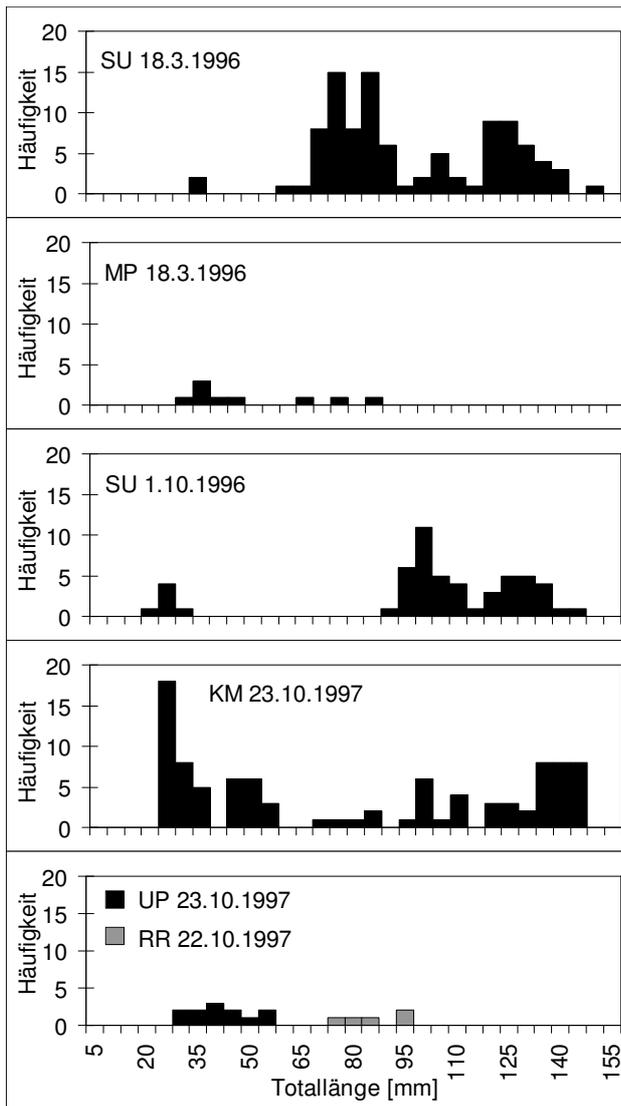


Abb. 9: Längen-Frequenz-Diagramme des Schneiders im Stooberbach stromab von Stoo (SU), Mitterpullendorf (MP), Unterpullendorf (UP) und Kleinmutschen (KM) sowie im Raidingbach stromab von Raiding (RR).

Das Vorkommen des Schneiders im Stooberbach dürfte damit auf den Mittel- bis Unterlauf, d.h. die Strecke zwischen Stoo und Einmündung in die Rabnitz beschränkt sein. Innerhalb dieses Bereichs traten jedoch nennenswerte Bestände lediglich in den reicher strukturierten Abschnitten auf. Die Nebenbäche kommen aufgrund des geringen Abflusses und der ungünstigen Strömungsverhältnisse, daneben aber auch infolge der derzeitigen ökomorphologischen Situation kaum als Lebensraum in Frage.

Die Längen-Frequenz-Verteilungen zeigten an den beiden Standorten mit hohem Schneiderbestand (unterhalb von Stoo und Kleinmutschen) eine breit gefächerte Populationsstruktur, die sich jedoch im Altersaufbau deutlich unterschied (Abb. 9). Stromab von Stoo konnten im

Tabelle 24: Statistik zur Populationsstruktur des Schneiders im Stooberbacheinzugsgebiet. K ... Fulton-Index, K' ... modifizierter Fulton-Index, N ... Stichprobenumfang, S.D. ... Standardabweichung, L.C. ... Untere Konfidenzgrenze, U.C. ... Obere Konfidenzgrenze. Termine und Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

	Stooberbach					Rai- dingb.
	III 96		X 96	X 97		X 97
	SU	MP	SU	UP	KM	RR
Länge [mm]						
Mittelwert	95	47	101	40	79	85
N	99	9	53	12	95	5
S.D.	25	21	31	9	50	9
min. Länge	31	30	20	27	21	75
max. Länge	148	83	142	55	242	95
Gewicht [g]						
Mittelwert	8	1	10	0.4	10	5
Kondition K	SU & MP					
Mittelwert	0.78	-	-	-	-	-
N	35	-	-	-	-	-
L.C.	0.73	-	-	-	-	-
U.C.	0.83	-	-	-	-	-
Kondition K'						
Mittelwert	0.44	-	-	-	-	-
L.C.	0.41	-	-	-	-	-
U.C.	0.46	-	-	-	-	-

März 1996 zwei Schwerpunkte der Größenverteilung (6–9 bzw. 12–14 cm) unterschieden werden. Eine dazwischen liegende Größenklasse war deutlich geringer vertreten. Kleinere Exemplare der Art (vermutlich Altersklasse 1+) fehlten fast völlig. Im Oktober lag der Schwerpunkt der Größenverteilung über 8 cm, zusätzlich konnten wenige Tiere der Altersklasse 0+ nachgewiesen werden. Der neuerliche völlige Ausfall der (vermutlichen) 1+ Schneider bestätigte den Befund der Märzbefischung. Im Stooberbach bei Kleinmutschen dominierten 0+ Schneider die Längenverteilung, während die mittleren Größen zwischen 5 und 10 cm kaum vorhanden waren. Ein klare Zuschreibung zu den höheren Altersklassen war in Kleinmutschen nicht möglich.

4.6.3 Gründling (*Gobio gobio*)

Lebensraumsprüche

Neben der Schmerle ist der Gründling die häufigste Kleinfischart in Österreich (Kainz & Gollmann, 1990; Wanzenböck *et al.*, 1989). Er stellt ähnliche Temperatursprüche wie diese und lebt in Seen sowie Fließgewässern der Äschen- bis Brachsenregion (Spindler, 1997). In nahezu allen nicht zu kalten Gewässern kommt der Gründling vor, sommer-warme Gewässer bieten ihm jedoch besonders günstige Entwicklungsbedingungen.

Der Gründling ist ein Bodenbewohner, der im Gegensatz zur Schmerle tiefere Stellen mit stärkerer Strömung ($> 10 \text{ cm s}^{-1}$) bevorzugt. In größeren Gewässern sind Gründlinge oft auf geschützte Uferbereiche und Einstände (Wurzelstöcke, Blockwurf) beschränkt. Generell ist die Art stärker auf Unterstände angewiesen als die Schmerle und fehlt daher meistens in strukturalmen Gerinnen. Wenn der Gründling in solchen Gewässern anwesend ist, dann kommen Brut und größere Individuen oft in getrennten Gewässerabschnitten vor (Kainz & Gollmann, 1990). Junge Gründlinge (0+) halten sich ähnlich wie die Jungschmerlen bevorzugt in sehr seichten, strömungsarmen Gewässerteilen mit dünner Schlammauflage auf. Im Gegensatz zur Schmerle kommt der Gründling in stark belasteten Gewässern nur selten vor. Daneben stellen

verfestigte Flußsohlen die größte Gefährdungsursache für Gründlinge dar (Pedroli *et al.*, 1991).

Die Geschlechtsreife tritt in der Regel im zweiten Lebensjahr ein. Abgelaicht wird vor allem in den Monaten Mai und Juni, die Laichzeit kann sich aber bis in den Spätsommer erstrecken. Die klebrigen Eier werden vom Weibchen in mehreren Schüben über lockerem Sand- oder Kiesgrund abgelegt (Pedroli *et al.*, 1991).

Der Gründling ernährt sich vor allem von abgestorbenem, pflanzlichen Material und benthischen Organismen (Pedroli *et al.*, 1991). Das Wachstum kann auch innerhalb eines Gewässerabschnitts starke jährliche Schwankungen aufweisen. Eine Einteilung in Altersklassen aufgrund eines Längenfrequenzdiagramms ist infolge des unterschiedlichen Wachstums kaum möglich. In Österreich erreichen Jungfische im ersten Lebensjahr Längen von 3.8–6.0 cm. Die maximale Totallänge der zumeist 4 bis 8 Jahre alt werdenden Gründlinge beträgt in Österreich zwischen 13 und 16 cm (Kainz & Gollmann, 1990).

In den meisten Fällen spielen Gründlinge hinsichtlich der Biomasse nur eine untergeordnete Rolle im Gesamtfischbestand. In kleinen, sommerwarmen, gut strukturierten und nährstoffreichen Gewässern kann der Gründlingsbestand jedoch bis zu 200 kg ha^{-1} betragen (Kainz & Gollmann, 1990).

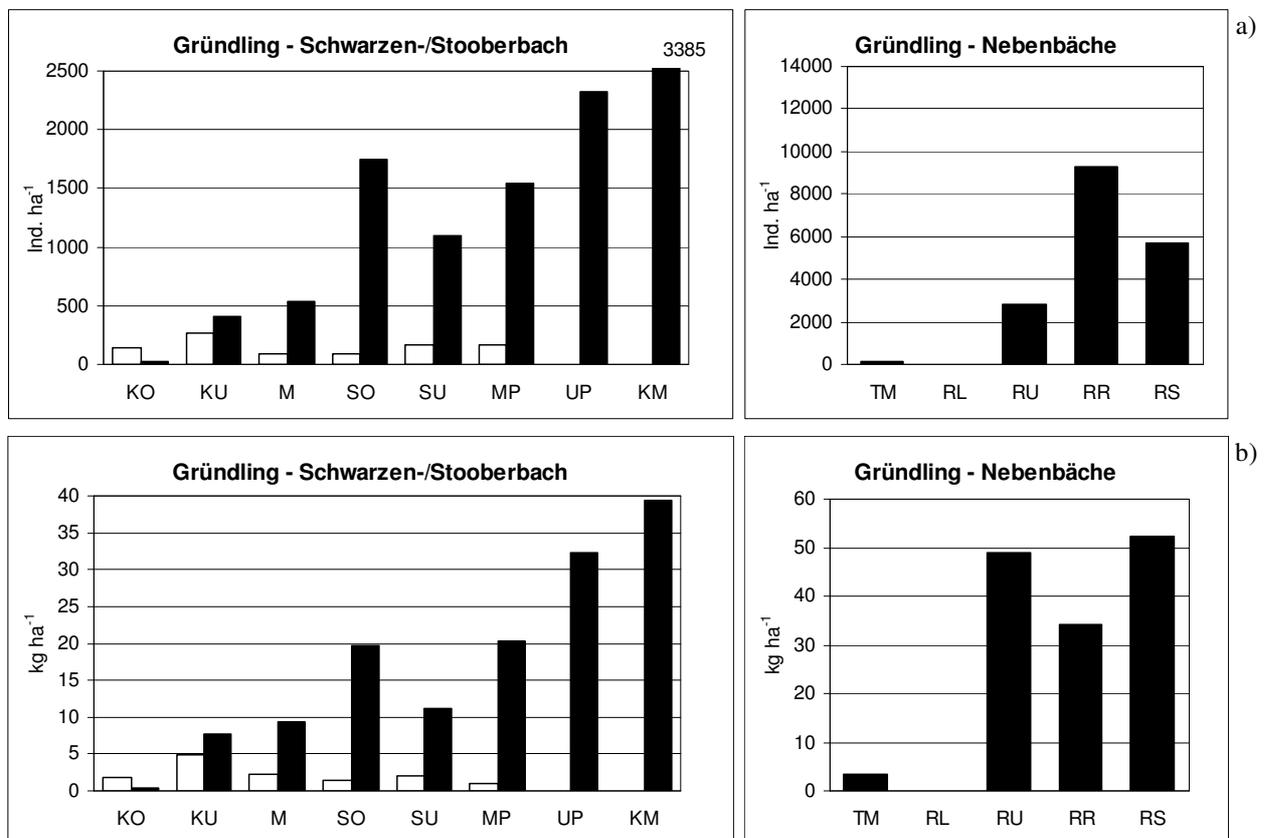


Abb. 10: Bestandsdichten des Gründlings im Längsverlauf des Stoobaches und seiner Zubringer a) Individuendichte [Ind. ha⁻¹], b) Biomasse pro Hektar [kg ha⁻¹]. Weiße Balken ... März 1996, schwarze Balken ... Oktober 1996–98. Beachte die unterschiedliche Skalierung der linken und rechten Graphiken. Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1.

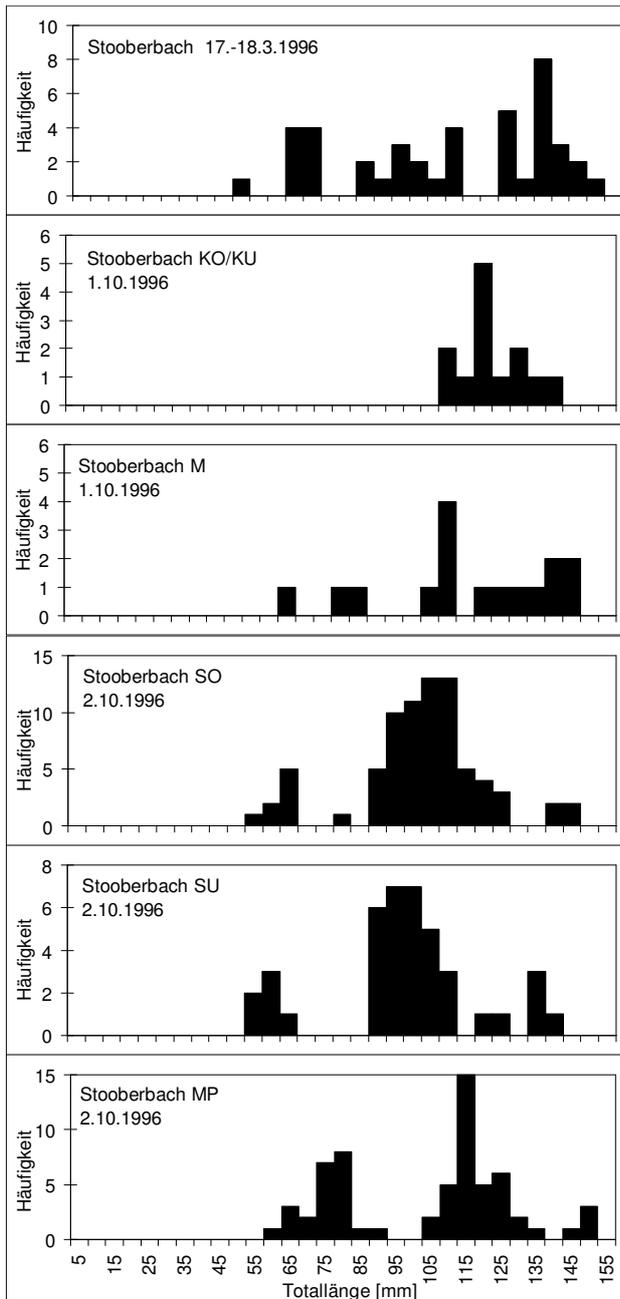


Abb. 11: Längen-Frequenz-Diagramme des Gründlings im Stooberbach im März und Oktober 1996. Beachte die unterschiedliche Skalierung der Graphiken. Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Im Stooberbach konnte der Gründling an allen Standorten mit Ausnahme des Selitzabaches nachgewiesen werden (Abb. 13). Im Vergleich der beiden Befischungen im Jahre 1996 lagen die Dichten im Oktober (mit Ausnahme der Strecke stromauf von Kobersdorf) durchwegs höher als im März (Abb. 10) und zeigten auch mit den Befunden von 1997 und 1998 ein übereinstimmendes Bild. Demnach stiegen die Fischdichten im Längsverlauf des Flusses stetig an und erreichten stromauf von Kleinmutschen mit 43 kg ha^{-1} einen Maximalwert. Noch höhere Bestandszahlen ergaben die Befischungen im Raiding-

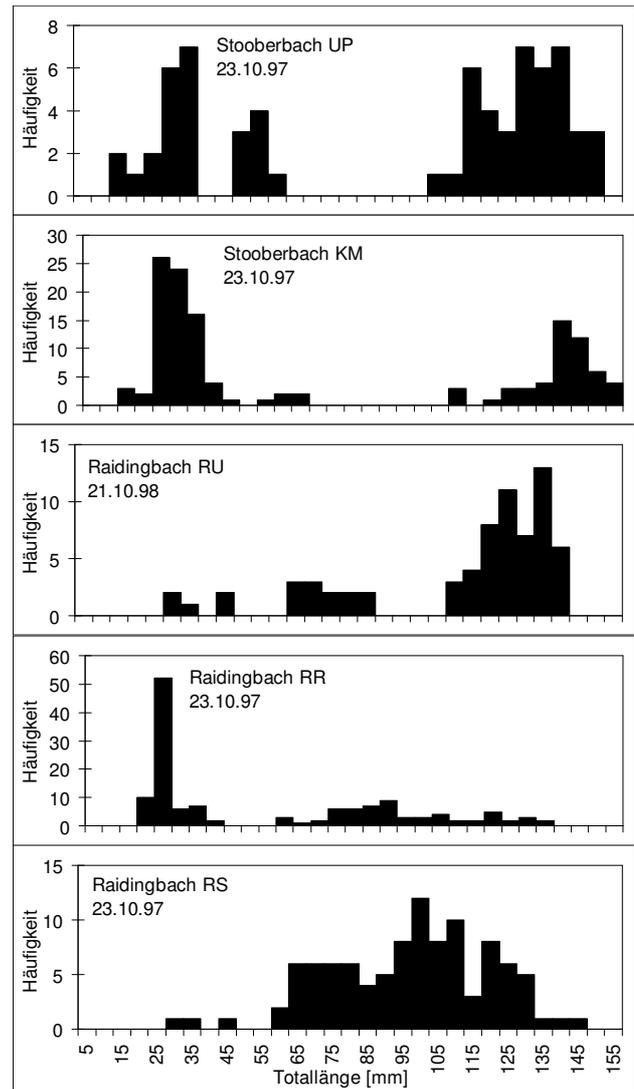


Abb. 12: Längen-Frequenz-Diagramme des Gründlings im Stooberbach und Raidingbach 1997 und 1998. Beachte die unterschiedliche Skalierung der Graphiken. Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

bach stromauf von Unterfrauenhaid (49 kg ha^{-1}) und Strebersdorf (52 kg ha^{-1}). Im Oberlauf dieses Baches stromauf von Lackenbach konnte die Art nicht nachgewiesen werden.

Nach dem Verteilungsmuster zu schließen, spielt der Gründling im Oberlauf der untersuchten Gewässer eine vernachlässigbare Rolle, was auf die Temperatur-, Strömungs- oder Sedimentverhältnisse zurückzuführen sein mag. Im Unterlauf des Stooberbaches waren die Bestände deutlich erhöht, aufgrund der Dominanz des Aitel (siehe

Kapitel 3.4.4) lagen die Biomasseanteile jedoch kaum über 10%. Nennenswerte Biomasseanteile (15–33 %) erreichte die Art jedoch im Mittel- und Unterlauf des Raidingbaches.

Die Längen-Frequenz-Verteilungen des Gründlings wiesen markante Unterschiede zwischen den Standorten auf (Abb. 11–12). Besonders augenscheinlich war der Unterschied im Stooberbach zwischen 1996 und 1997. Im zweiten Jahr zeichnete sich die Gründlingspopulation an

den Standorten UP und KM durch deutlich höhere Anteile an Jungfischen aus als im Vorjahr an den stromauf gelegenen Standorten. Im Raidingbach dominierten stromauf von Unterfrauenhaid Exemplare > 10 cm Totallänge, während stromab von Raiding die Größenklasse 2–2.5 cm fast 38 % der Population ausmachte. Am weitest stromab gelegenen Standort des Raidingbaches bei Strebersdorf war keine klare Unterscheidung von Größenklassen möglich.

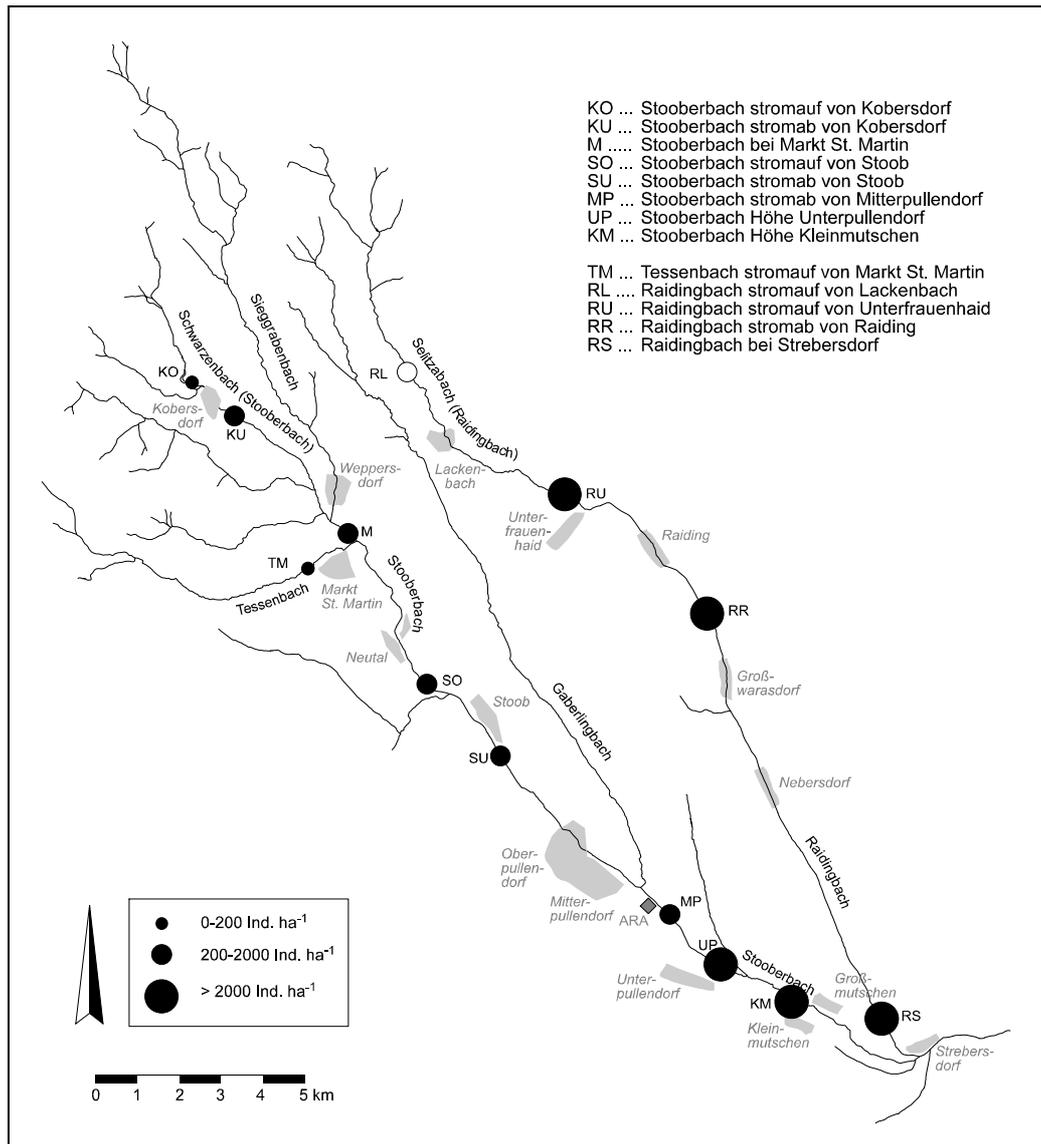


Abb. 13: Verbreitung des Gründlings im Einzugsgebiet des Stooberbachs.

Tabelle 25: Statistik zur Populationsstruktur des Gründlings im Stooberbach. K ... Fulton-Index, K' ... modifizierter Fulton-Index, N ... Stichprobenumfang, S.D. ... Standardabweichung, L.C. ... Untere Konfidenzgrenze, U.C. ... Obere Konfidenzgrenze. Termine und Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

	Schwarzenbach und Stooberbach														Nebenbäche		
	März 96						Oktober 96						Okt 96		Okt 97 & 98		
	KO	KU	M	SO	SU	MP	KO	KU	M	SO	SU	MP	UP	KM	RU	RR	RS
Länge [mm]																	
Mittelwert	108	117	136	114	97	86	116	121	114	100	96	102	92	71	109	54	95
N	6	7	5	6	11	8	1	12	16	77	40	63	67	133	69	137	101
S.D.	27	31	7	28	33	13	–	10	24	18	21	25	47	54	30	37	23
min. Länge	67	64	125	61	49	66	–	106	62	55	52	60	14	14	28	18	29
max. Länge	133	150	141	135	135	102	–	140	145	143	136	150	149	158	140	133	142
Gewicht [g]																	
Mittelwert	13	18	25	16	12	7	16	19	18	11	10	13	15	12	17	5	11
Kondition K			KO – MP														
Mittelwert			0.95				–	–	–	–	–	–	–	–	1.11	–	–
N			27				–	–	–	–	–	–	–	–	55	–	–
L.C.			0.92				–	–	–	–	–	–	–	–	1.08	–	–
U.C.			0.98				–	–	–	–	–	–	–	–	1.14	–	–
Kondition K'																	
Mittelwert			0.55				–	–	–	–	–	–	–	–	1.42	–	–
L.C.			0.54				–	–	–	–	–	–	–	–	1.39	–	–
U.C.			0.57				–	–	–	–	–	–	–	–	1.46	–	–

4.6.4 Aitel (*Leuciscus cephalus*)

Lebensraumansprüche

Der Aitel gehört zu den häufigsten und am weitesten verbreiteten Fließgewässerarten in Österreich. Er besiedelt Flüsse und Bäche von der Äschen- bis zur Brachsenregion (Spindler, 1997), ist aber auch in Seen zu finden. Als strömungsindifferenter Oberflächenfisch kann er eine Vielzahl von Habitaten besiedeln, darunter auch weniger gut strukturierte Bereiche. Im allgemeinen ist der Aitel relativ unempfindlich gegenüber abnehmender Wasser- und Lebensraumqualität (Pedroli *et al.*, 1991).

Junge Aitel leben oft in großen Schwärmen, ausgewachsene Tiere zumeist als Einzelgänger. Das Nahrungsspektrum des Ubiquisten ist breit. In seinen ersten Lebensjahren ist *L. cephalus* ein Allesfresser, der sich jedoch im Alter auf eine räuberische Lebensweise umstellt. Der Aitel erreicht eine durchschnittliche Totallänge von 40–50 cm und wird maximal 80 cm lang (Pedroli *et al.*, 1991).

Die Geschlechtsreife setzt beim Männchen meist nach dem 3., beim Weibchen nach dem 4. Lebensjahr ein (Muus & Dahlström, 1968). Abgelaicht wird in den Monaten April bis Juni in schwach fließenden Gewässerabschnitten. Die Eier werden an Steine (auch Blockwurf) und Wasserpflanzen geheftet.

Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Im Stooberbach ist der Aitel neben der Bachforelle die dominante Fischart. Die Dichten zeigten wie beim Gründling eine markante Zunahme im Längsverlauf der Untersuchungsgewässer (Abb. 14 & 16). Die höchsten Dichten konnten mit über 400 kg ha⁻¹ stromab von Unterpullendorf nachgewiesen werden. Die herausragende Stellung der Art im Unterlauf des Stooberbaches kommt in den hohen Biomasseanteilen (rund 80 %) deutlich zum Ausdruck. In den Nebenbächen war der Aitel im Tessenbach und im Oberlauf des Raidingbaches nicht vertreten, erreichte jedoch im Raidingbach bei Raiding 48 kg ha⁻¹ und bei Strebersdorf über 180 kg ha⁻¹.

Die Längen-Frequenz-Verteilungen des Aitel zeigen im wesentlichen eine unimodale Verteilung (Abb. 15) mit einem breiten Maximum zwischen 15 und 30 cm. Selbst über die Jahre hinweg und im Vergleich der Standorte lassen sich nur geringfügige Unterschiede erkennen, sieht man von den tendentiell größeren Exemplaren stromab von Unterpullendorf ab. Auffällig ist das fast gänzliche Fehlen von juvenilen Tieren der Altersklasse 0+. Kapitale große Exemplare traten ebenso nur vereinzelt auf. Das größte Exemplar mit einer Totallänge von 41 cm und einem Gesamtgewicht von über 0.7 kg konnte am 17.3.1996 bei Markt St. Martin gefangen werden.

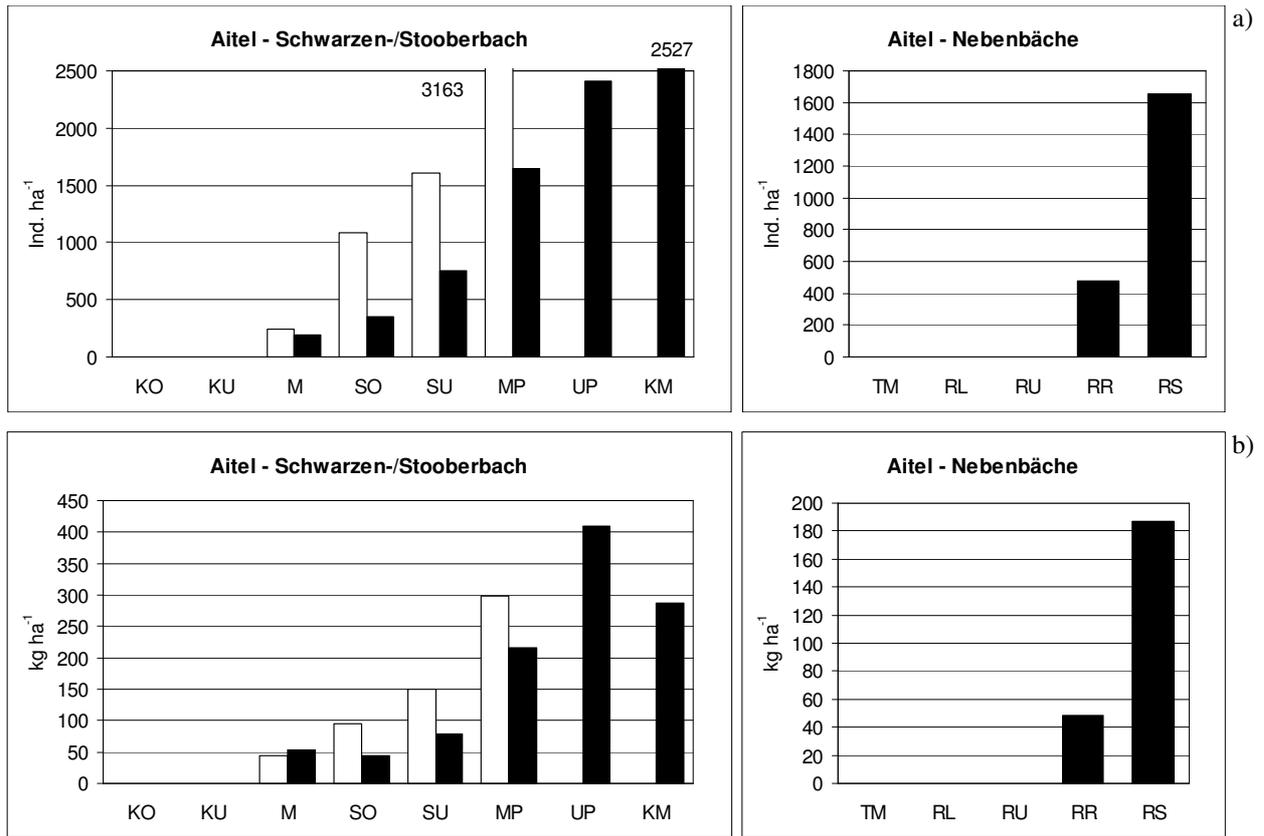


Abb. 14: Bestandsdichten des Aitel im Längsverlauf des Stooberbaches und seiner Zubringer a) Individuendichte [Ind. ha⁻¹], b) Biomasse pro Hektar [kg ha⁻¹]. Weiße Balken ... März 1996, schwarze Balken ... Oktober 1996–98. Beachte die unterschiedliche Skalierung der linken und rechten Graphiken. Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1.

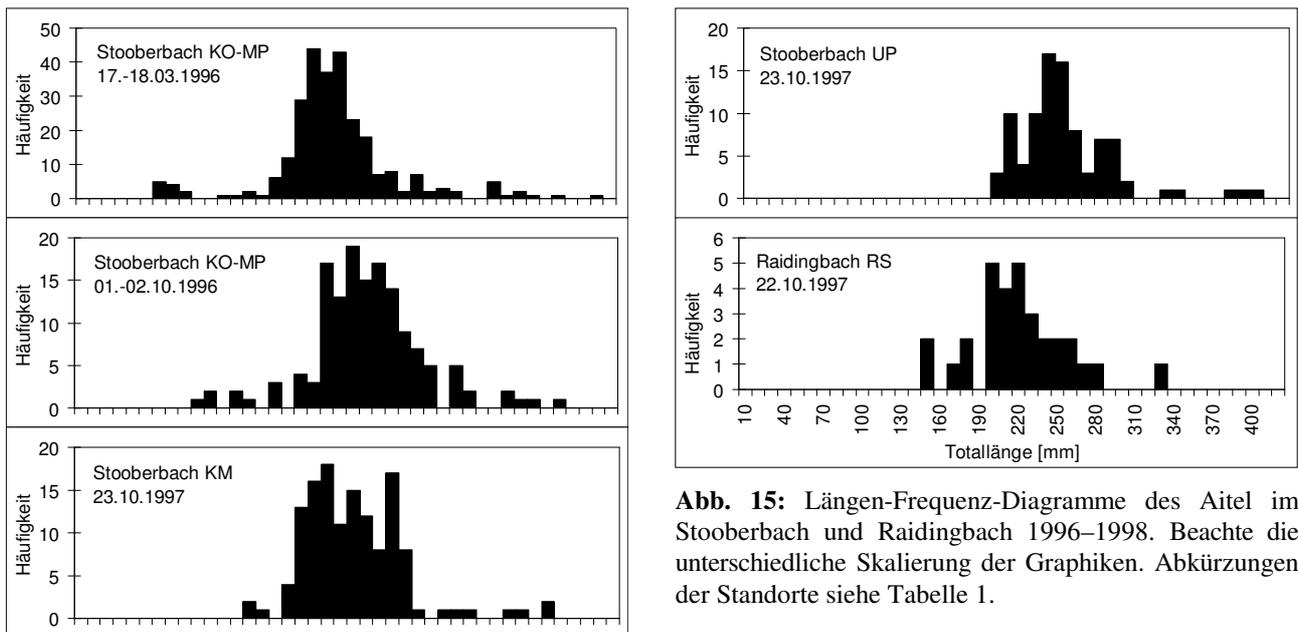


Abb. 15: Längen-Frequenz-Diagramme des Aitel im Stooberbach und Raidingbach 1996–1998. Beachte die unterschiedliche Skalierung der Graphiken. Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

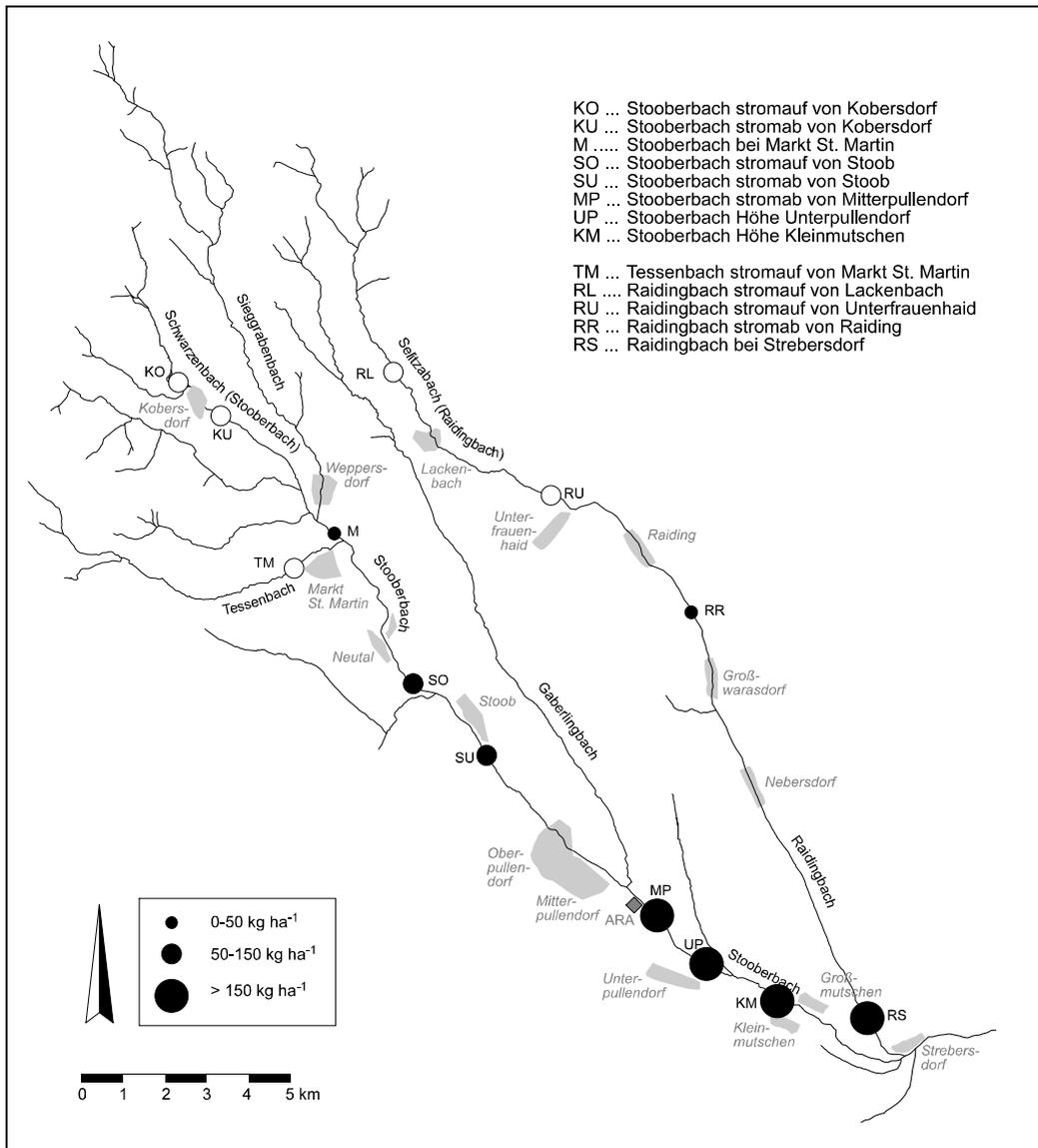


Abb. 17: Verbreitung des Aitel im Einzugsgebiet des Stoobachs.

4.6.5 Bachschmerle (*Barbatula barbatula*)

Lebensraumsprüche

Bachschmerlen besiedeln fließende und stehende Gewässer vom Berg- bis ins Flachland. Das Vorkommen erstreckt sich von der unteren Forellen- bis in die Barbenregion. Bevorzugt werden kleine Bäche (bis 3 m Breite), seltener auch kleine Flüsse. In größeren und tieferen Gewässern werden nur reich strukturierte Uferbereiche besiedelt. Günstige Lebensbedingungen für adulte Tiere bieten Gewässerabschnitte mit geringer Wassertiefe, grobsteinigem Substrat und mittlerer Strömungsgeschwindigkeit (0.2 m s^{-1}). Jungtiere besiedeln dieselben Gewässerabschnitte wie die erwachsenen Tiere, bevorzugen aber nur wenige Zentimeter tiefes Wasser über Feinsedimenten (Blohm *et al.*, 1994).

Die Geschlechtsreife wird bereits mit einem Jahr erreicht, wenn die Tiere zur Laichzeit größer als 5.5 cm sind, sonst erst im 2. bzw. 3. Lebensjahr. Zum Abläichen werden zwischen April und Juli bei Vorzugstemperaturen von 18–20 °C flache Uferstrecken bzw. kleine Nebengewässer aufgesucht. Die Eiablage erfolgt mehrmals im Verlauf der Laichzeit, die Eier werden über sandigem Substrat abgegeben oder an Steinen und Pflanzen angeheftet (Blohm *et al.*, 1994).

Die Nahrung – Insektenlarven, v.a. Zuckmückenlarven, und Kleinkrebse – wird in der Dämmerung oder Nacht bevorzugt über feinsandigem Grund mit den Barteln ertastet (Blohm *et al.*, 1994). In nährstoffreichen Gewässern kommt es zu hohen Wachstumsraten bei geringer Lebensdauer, in nährstoffarmen Gewässern ist die Situation umgekehrt. In schnellwachsenden Beständen sind meistens nur 2–3 Jahrgänge am Bestandsaufbau beteiligt (Blohm *et al.*, 1994).

Die Besiedlungsdichten liegen in Bächen der Forellenregion zwischen 200 und 10000 Ind. ha^{-1} , in Flüssen der Äschenregion zwischen 100 und 500, in sommerwarmen Flachlandbächen zwischen 700 und 5000 Ind. ha^{-1} . In optimalen Gewässerabschnitten (flach, steinig oder pflanzenreich, geringer Räuberdruck) können zwischen 8000 und 50000 Ind. ha^{-1} leben (Blohm *et al.*, 1994). In Niedersachsen ergaben 75 % der Befunde einen Schmerlenbestand in Fließgewässern bis zu 40 Ind. pro 100 m (rd. 1500 Ind. ha^{-1}) (Blohm *et al.*, 1994). Die Bestandsdichten werden vielfach direkt durch die Zahl der vorhandenen Räuber (Bachforelle) bestimmt. Die Bachschmerle weicht dem Fraßdruck der Räuber offenbar aus, indem sie flache Gewässerbereiche besiedelt (Blohm *et al.*, 1994).

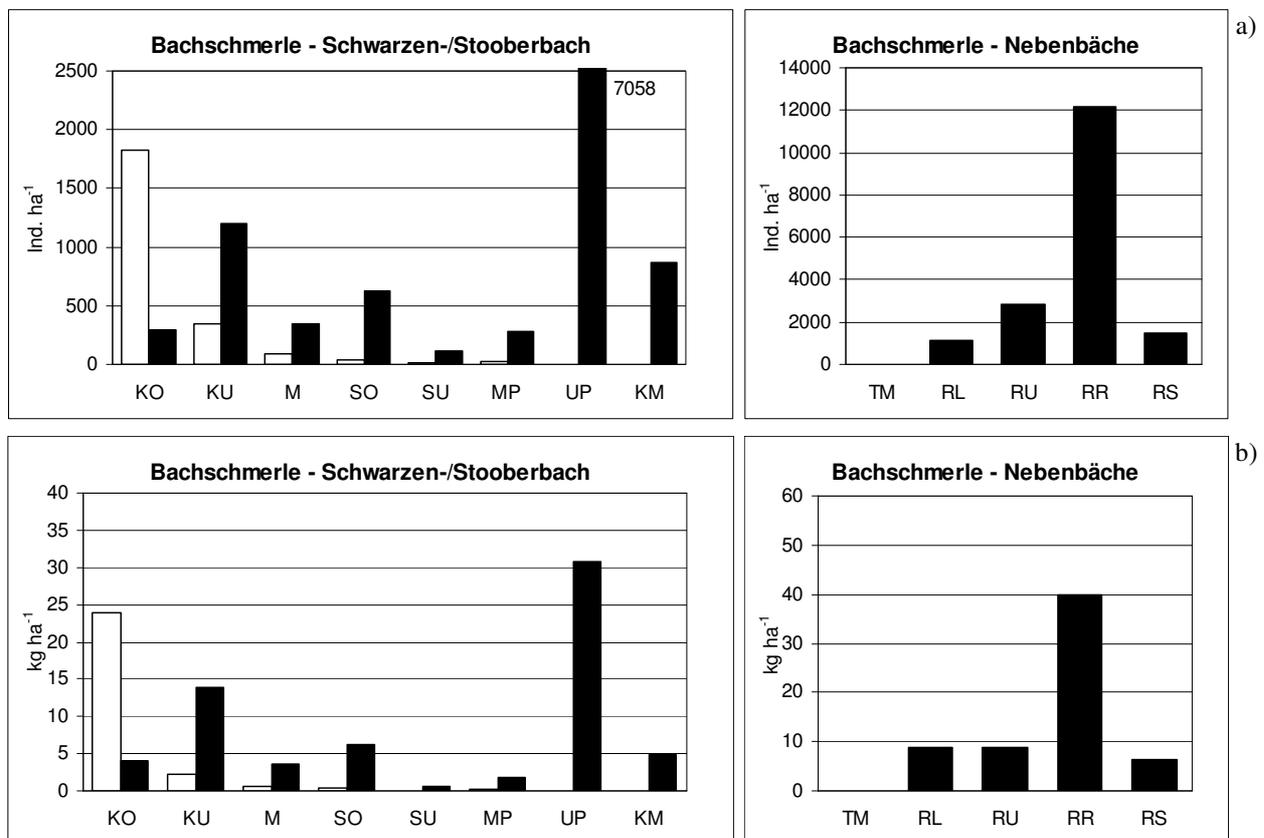


Abb. 18: Bestandsdichten der Bachschmerle im Längsverlauf des Stoobaches und seiner Zubringer a) Individuendichte [Ind. ha^{-1}], b) Biomasse pro Hektar [kg ha^{-1}]. Weiße Balken ... März 1996, schwarze Balken ... Oktober 1996–98. Beachte die unterschiedliche Skalierung der linken und rechten Graphiken. Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1.

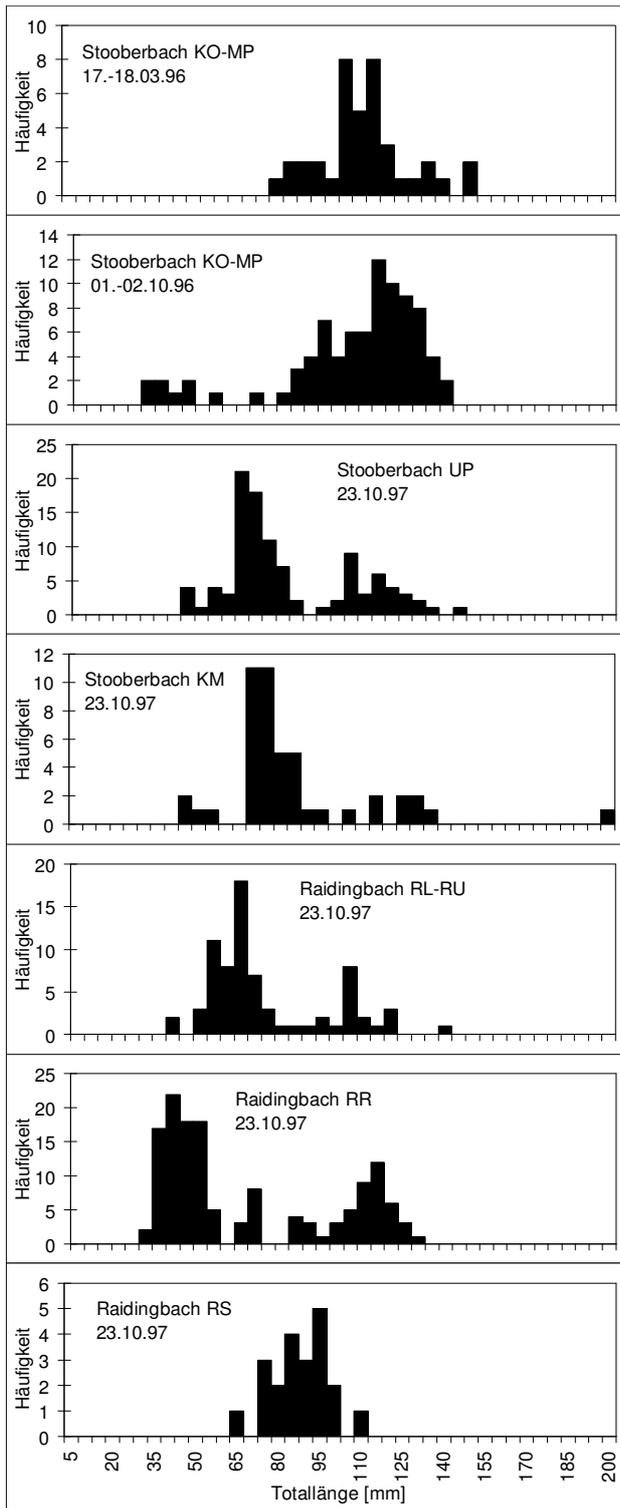


Abb. 19: Längen-Frequenz-Diagramme der Bachschmerle im Stooverbach und Raidingbach 1996–1998. Beachte die unterschiedliche Skalierung der Graphiken. Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

Die Bachschmerle ist sehr tolerant gegenüber organischen Belastungen, sie kommt auch bei Güteklasse II–III noch regelmäßig vor, dürfte aber relativ empfindlich gegenüber Schwermetallbelastungen sein (Blohm *et al.*, 1994). Österreichweit und in den Bundesländern Burgenland und Niederösterreich ist die Schmerle nicht gefährdet (*cf.* Kap. 4.7).

Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Der Bestand der Bachschmerle im Stooverbach variierte an den meisten Standorten zwischen wenigen Individuen und rund 1800 Ind. ha⁻¹ (Abb. 18). Deutlich über diesen Bestandsdichten lag die höchste, bei Unterpullendorf ermittelte Individuendichte im Stooverbach mit über 7000 Ind. ha⁻¹. Der größte relative Anteil wurde im März 1996 stromauf von Kobersdorf gefunden, er lag bei über 42 % der Individuen bzw. 26 % der Biomasse.

Unter den Standorten der Nebenbäche war die Schmerle im Tessenbach nicht vertreten, im Raidingbach lagen die Bestandsdichten im Durchschnitt etwas über jenen des Stooverbaches. Die größte Dichte konnte mit 12159 Ind. ha⁻¹ bzw. fast 40 kg ha⁻¹ stromab von Raiding (*cf.* Abb. 27) nachgewiesen werden, der Biomasseanteil betrug über 20 %.

Die Längen-Frequenz-Verteilungen lassen mehrere Altersklassen erkennen (Abb. 19), eine sichere Zuschreibung ist jedoch nicht möglich. Auffällig war das völlige Fehlen von Jungtieren im gesamten Längsverlauf des Stooverbaches während der Befischung im März 1996. Die Unterschiede der Größenverteilung im Stooverbach-Unterlauf zwischen Herbst 1996 und 1997 könnten auf ein verstärktes Aufkommen einer neuen Generation zurückzuführen sein. Die Populationsstruktur der Bachschmerle im Raidingbach zwischen Lackenbach und Raiding gleicht weitgehend jener im Stooverbach; an letztgenanntem Standort fiel jedoch der besonders hohe Anteil an kleinen Exemplaren mit einer Totallänge < 6 cm auf. Deutlich unterschiedlich zu den stromauf gelegenen Strecken zeigte sich der Raidingbach bei Strebersdorf, wo das Größenspektrum der Bachschmerle nur einen relativ kleinen Bereich zwischen 6 und 11 cm abdeckte. Angesichts des häufig sehr heterogenen Verteilungsmusters der Bachschmerle und einer eingeschränkten Fängigkeit der Art in tieferen Gewässerbereichen sollte den Unterschieden in der Populationsstruktur nur begrenzt Bedeutung beigemessen werden.

Tabelle 27: Statistik zur Populationsstruktur der Bachschmerle im Stooberbach. N ... Stichprobenumfang, S.D. ... Standardabweichung, L.C. ... Untere Konfidenzgrenze, U.C. ... Obere Konfidenzgrenze. Termine und Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

Fischart	KO	KU	M	SO	SU	MP	KO	KU	M	SO	SU	MP	UP	KM	RL	RU	RR	RS	
Länge [mm]																			
Mittelwert	117	97	97	98	76	107	124	115	110	104	74	90	80	83	95	68	65	86	
N	24	5	4	4	1	1	12	17	7	24	8	17	103	47	14	59	140	21	
S.D.	14	6	12	15	–	–	15	12	15	28	36	20	24	27	26	20	32	10	
min. Länge	99	90	85	83	–	–	92	84	82	32	28	37	41	42	54	38	30	65	
max. Länge	150	101	112	113	–	–	137	126	122	136	108	124	142	200	137	120	130	106	
Gewicht [g]																			
Mittelwert	13	7	7	8	4	9	14	12	11	10	5	7	5	6	9	3	5	4	
Kondition K	<u>KO</u>															<u>KU–MP</u>		<u>RU</u>	<u>RS</u>
Mittelwert	0.77															0.77		0.80	0.64
N	15															14		11	21
L.C.	0.71															0.72		0.47	0.31
U.C.	0.83															0.83		1.12	0.96
Kondition K'																			
Mittelwert	3.12															2.76		0.73	0.59
L.C.	2.79															2.56		0.43	0.29
U.C.	3.44															2.95		1.02	0.88

4.6.6 Steinbeißer (*Cobitis taenia*)

Lebensraumsprüche

Der Steinbeißer bevorzugt seichte Stellen in Fließgewässern der Barben- und Brachsenregion mit Sand- und Schlammgrund. Er findet sich jedoch auch in Altwässern, Weihern oder kleineren Entwässerungsgräben. Nach Blohm *et al.* (1994) toleriert die Art auch stark eutrophierte Gewässer und scheint keine hohen Ansprüche an die Gewässergüte zu stellen.

Die Laichreife erreicht der Steinbeißer mit 2–3 Jahren, die Laichzeit liegt im April bis Juni. Als Laichsubstrat bevorzugt die Art sandiges Substrat, aber auch Wurzeln oder submerse Wasserpflanzen werden angenommen. Die maximale Länge geben Blohm *et al.* (1994) mit 14 cm für Weibchen und 8 cm für Männchen an, die Lebenserwartung dürfte bis zu 10 Jahre betragen.

Als Nahrungsgrundlage dienen, wie schon der auf der Kopffunterseite gelegene Mund und die sechs kurzen Barteln vermuten lassen, benthische Wirbellose oder organische Reste. Der Steinbeißer lebt dämmerungs- bis nachtaktiv und vergräbt sich tagsüber im Sand.

Nach Blohm *et al.* (1994) sind die Bestandsdichten in der Regel gering. Sie liegen beispielsweise in Niedersachsen in 75 % der Befunde bei bis zu 15 Individuen pro 100 m Gewässerstrecke bzw. 364 Ind. ha⁻¹.

Als Kleinfischart findet der Steinbeißer in vielen fischökologischen Studien nur wenig Beachtung und wird vermutlich auch oft übersehen. So ist auch der Kenntnisstand über seine ökologischen Ansprüche gering. Es ist zu

vermuten, daß die Art vielerorts durch Wasserverschmutzung oder Räuberdruck durch Aal (Lelek, 1987), aber auch infolge von Gewässerverbauungen (*cf.* Kaufmann *et al.*, 1991) gefährdet ist.

Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Im Stooberbach-System blieb der Steinbeißer auf den Unterlauf des Stooberbaches und Raidingbaches beschränkt. Während die Art im Stooberbach und im Raidingbach bei Strebersdorf nur in Einzelfunden (1 bzw. 3 Individuen pro Befischung) auftrat, konnten bei Raiding sehr hohe Dichten verzeichnet werden. Mit fast 4800 Ind. ha⁻¹ stellte der Steinbeißer hier neben Bachschmerle und Gründling die dritthäufigste Art dar. Hinsichtlich der Biomasse (35.6 kg ha⁻¹) erreichte der Steinbeißer über 1/5 des Gesamtbestandes (Tabelle 21, *cf.* Abb. 27).

Nachdem in den letzten Jahren mit dem Goldsteinbeißer (*Cobitis aurata*) eine weitere Art der Gattung *Cobitis* aus Österreich nachgewiesen wurde (Kainz, 1991; Ahnelt & Tiefenbach, 1994), ist auf die sichere Artzugehörigkeit der im Stooberbach und Raidingbach gefundenen Steinbeißer besonderes Augenmerk gelegt worden. Bei den gefangenen Tieren handelte es sich jedoch ausschließlich um *Cobitis taenia*.

Die Längen-Frequenz-Verteilung dieser Art aus dem Raidingbach stromab von Raiding läßt zwei deutliche Größenklassen unterscheiden: eine bei 8–9 cm und eine weitere > 10 cm (Abb. 20). Folgt man den Angaben von Blohm *et al.* (1994), so entspricht die Größenklasse > 10 cm den Weibchen, während sich die kleinere Größenklasse aus Männchen (und zu einem geringen

Anteil aus noch nicht geschlechtsreifen Tieren) zusammensetzt. Der Anteil der Weibchen an der Gesamtpopulation im Raidingbach stromab von Raiding liegt bei 47 %.

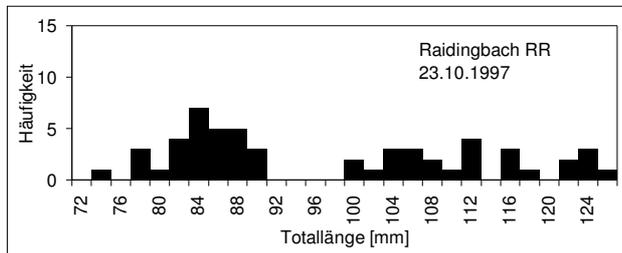


Abb. 20: Längen-Frequenz-Diagramme des Steinbeißers im Raidingbach stromab von Raiding (RR).

4.6.7 Übrige Arten

Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)

Die Regenbogenforelle, eine in Österreich nicht heimische Art, gilt im allgemeinen als toleranter gegenüber Unwelteinflüssen als die Bachforelle und wird häufig gemeinsam mit dieser besetzt. Je nach Gegebenheiten kann die Regenbogenforelle auch selbstreproduzierende Bestände ausbilden. Im Stooberbach wurde die Art nach Angaben des Fischereipächters zum letzten Mal vor etlichen Jahren besetzt. Eine natürliche Reproduktion ist im Untersuchungsgebiet auszuschließen, sodaß heute nur mehr wenige verbliebene Exemplare aus dem ehemaligen Besatz oder aus umliegenden Teichen nachzuweisen sind. Im Stooberbach war die Regenbogenforelle nur an den Standorten stromab von Kobersdorf und Markt St. Martin und im Raidingbach lediglich auf Höhe von Strebersdorf vertreten. Es handelte sich dabei durchwegs um Exemplare > 20 cm. Die größte Regenbogenforelle konnte im Raidingbach mit 34 cm Totallänge nachgewiesen werden.

Gibel (*Carassius auratus gibelio*)

Der Gibel besiedelt Stillgewässer oder langsam strömende Altarme in Flußsysteme. Selten dringt er auch in Tieflandflüsse vor. Als benthivore Art bevorzugt er schlammigen Untergrund, wo er seine Nahrung sucht. Sein Vorkommen im Stooberbach ist sicherlich nicht auf natürliche Reproduktion oder Besatzmaßnahmen zurückzuführen. Am wahrscheinlichsten scheint ein Eindringen aus flußnahen Teichen oder Regenüberlaufbecken, möglicherweise bei einem Hochwasserereignis.

Im Zuge der Befischungen konnte der Gibel ausschließlich im Herbst 1996 im Stooberbach bei Kobersdorf (KO), Markt St. Martin (M), Stoob (SU) und Mitterpullendorf (MP) nachgewiesen werden. Der Einzelfund bei Markt St. Martin wies eine Totallänge von knapp 20 cm auf, die übrigen Tiere waren unter 8 cm.

Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*)

Der Blaubandbärbling ist erst vor wenigen Jahren aus dem asiatischen Raum nach Mitteleuropa gelangt (Ahnelt, 1989). In vielen Fällen dürfte die Art auch über Besatzmaßnahmen mit Karpfen eingeschleppt worden sein. In Österreich liegen mittlerweile zahlreiche Nachweise aus ostösterreichischen Fließgewässern vor (Ahnelt, 1989; Ahnelt & Tiefenbach, 1991), die Bestandsdichten sind jedoch zumeist gering (Wolfram & Wolfram-Wais, in prep.). Eine starke Population konnte der Blaubandbärbling bislang lediglich im Schilfgürtel des Neusiedler Sees ausbilden, wo die Art seit 1994 nachgewiesen ist (Mikschi *et al.*, 1998). Die Lebensraumanprüche oder allfällige Auswirkungen auf die heimische Fischfauna sind mit Ausnahmen jüngerer Studien am Neusiedler See (*cf.* Wolfram-Wais *et al.*, in prep.) nur unzureichend bekannt. Die bisherigen Nachweise deuten jedoch auf eine hohe ökologische Valenz und Anpassungsfähigkeit der Art hin.

Im Stooberbach-System konnte der Blaubandbärbling zuerst 1992 im Zuge einer von der Biologischen Station durchgeführten Befischung im Raidingbach stromab von Unterfrauenhaid nachgewiesen werden. Während der Befischungen zwischen 1996 und 1998 gelangen Einzelnachweise aus dem Stooberbach stromab von Stoob (SU) und bei Mitterpullendorf (MP) sowie aus dem Raidingbach stromab von Raiding (RR). Lediglich an letzterem Standort erreichte die Art über 550 Ind ha⁻¹, was jedoch aufgrund der hohen Dichten an Gründling, Bachschmerle und Steinbeißer nur rund 2 % des Individuenbestandes ausmachte.

Die Totallängen des Blaubandbärblings lagen durchgehend zwischen 6.3 und 7.3 cm. Dies würde, zieht man die Alters-Längen-Relation der schnellwüchsigen Neusiedler See-Population heran, der Generation 0+ entsprechen.

Rotauge (*Rutilus rutilus*)

Das Rotauge ist wie die vorhergehende Art als äußerst euryök und anpassungsfähig zu bezeichnen. Es besiedelt stehende wie (Tiefland-)Fließgewässer und erreicht oft sehr hohe Bestandsdichten. Im Stooberbach-System konnte die Art ausschließlich im Unterlauf nachgewiesen werden, u.zw. im Stooberbach bei Stoob (SU) und Mitterpullendorf (UP) sowie im Raidingbach bei Strebersdorf (RS). Während der Nachweis bei Stoob auf einen Einzelfund zurückgeht, betrug der Bestand bei Mitterpullendorf fast 22 kg ha⁻¹ und im Raidingbach bei Strebersdorf (*cf.* Abb. 28) über 44 kg ha⁻¹. Es ist zu vermuten, daß im Zuge der Befischung ein Winterquartier aufgestöbert worden war und die Bestände normalerweise geringer sind. Dennoch weist das Vorkommen im Unterlauf der Untersuchungsgewässer auf die im Längsverlauf sich ändernden Umweltbedingungen hin.

Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)

Die Rotfeder ist stärker als das Rotauge auf stehende Gewässer beschränkt. Sie benötigt normalerweise mehr oder weniger dichte Wasserpflanzenbestände, die Nahrungsgründe und Laichsubstrat darstellen. In Fließgewässern ist die Art mit Ausnahme von Tieflandflüssen und Altarm-Fluß-Systemen meist kaum vertreten. Der Einzelfund im Stooberbach stromauf von Kobersdorf dürfte wie der Giebel mit hoher Wahrscheinlichkeit aus umliegenden Teichen eingeschwemmt worden sein. Zum natürlichen Artenspektrum des Stooberbaches zählt die Rotfeder sicherlich nicht.

Barbe (*Barbus barbus*)

Die Barbe besiedelt Fließgewässer des Tieflandes, steigt jedoch – vor allem zur Laichzeit – auch bis ins Hyporhithral auf. Ihr Vorkommen in weiter stromauf gelegenen Flußabschnitten hängt meist von der Passierbarkeit des Gewässers und den strukturellen Gegebenheiten ab. Im Stooberbach steigt die Barbe nach Angaben des Fische-reipächters bis Stob auf und konnte zuletzt im Zuge des Ausfischens der „Weißfische“ aus dem Unterlauf des Gewässers nachgewiesen werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie gelang ein Nachweis lediglich am Standort Unterpullendorf (UP). Die Bestandsangabe von 27 kg ha⁻¹ täuscht über die geringe Individuendichte (48 Ind. ha⁻¹) hinweg; es konnten nur zwei größere Exemplare (Total-länge 39 bzw. 43 cm) in einem Gumpen, möglicherweise bereits ein Winterquartier, gefangen werden.

4.7 Charakterisierung der Fischfauna

hinsichtlich Habitatbindungen, Fortpflanzungs-strategien und Gefährdung

Habitatbeziehungen

Innerhalb eines Flußsystems sind die einzelnen Fischarten an verschiedene Gewässerzonen gebunden, wobei mehrere Typen von Lebensraumbeziehungen unterschieden werden können (Schiemer, 1988; Schiemer & Waid-bacher, 1992). Folgende Typen sind auch im Stooberbach vertreten (cf. Tabelle 28):

- RT rhithral: Arten, die zumindest zur Fortpflanzung in klare, kalte und sauerstoffreiche Zu-bringer der Forellen- und Äschen-region ziehen
- RA rheophil A: strömungsliebende Arten, deren Lebens-zyklus zur Gänze im Fluß bzw. seinen Uferzonen abläuft
- RB rheophil B: strömungsliebende Arten, die phasen-weise auf strömungsberuhigte Abschnitte (Altarme, Nebengewässer) angewiesen sind
- EU eurytop: Arten, die sich hinsichtlich der Strö-mung indifferent verhalten

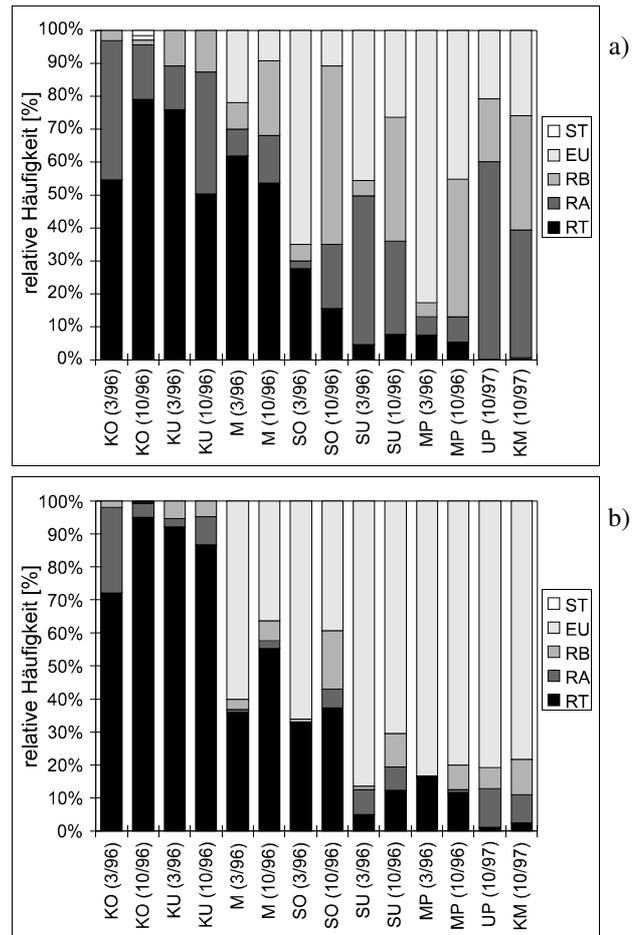


Abb. 21: Habitatbindungen der Fische des Stooberbaches im Längsverlauf auf Basis der Individuendichte (a) und des Biomassebestands (b). Die nicht heimische Regenbogenforelle und der Blaubandbärbling sind nicht berücksichtigt. Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1, Abkürzungen der Habitatbindungen im Text.

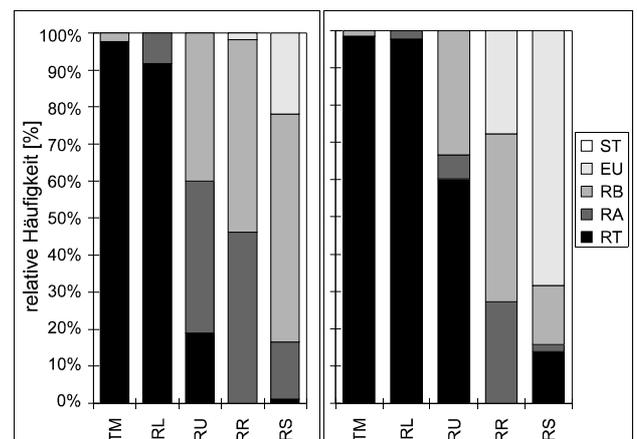


Abb. 22: Habitatbindungen der Fische des Tessen- und Raidingbachs im Längsverlauf auf Basis der Individuendichte (links) und des Biomassebestands (rechts). Die nicht heimische Regenbogenforelle und der Blaubandbärbling sind nicht berücksichtigt. Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1, Abkürzungen der Habitatbindungen im Text.

ST stagnophil: Arten, deren gesamter Lebenszyklus in pflanzenreichen Stillgewässern abläuft

EX Exoten: Arten, die in Österreich nicht heimisch sind (+/- ... mit/ohne selbsterhaltenden Populationen)

Im Vergleich der Befischungsstandorte am Schwarzen- bzw. Stooberbaches war im Längsverlauf eine deutliche Verschiebung der Habitatbindungen der Fische zu erkennen (Abb. 21). Während im Oberlauf bei Kobersdorf rhithrale und rheophil-A-Arten dominierten, nahm der Anteil der euryöken Arten ab St. Martin bzw. Stoo markant zu. Dieser Wechsel ist im wesentlichen auf die beiden dominanten Arten Bachforelle und Aitel zurückzuführen und verdeutlicht eindrucksvoll, daß die Unterschiede im Artenspektrum zwischen Ober- und Unterlauf mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen der einzelnen Arten in Zusammenhang zu bringen sind.

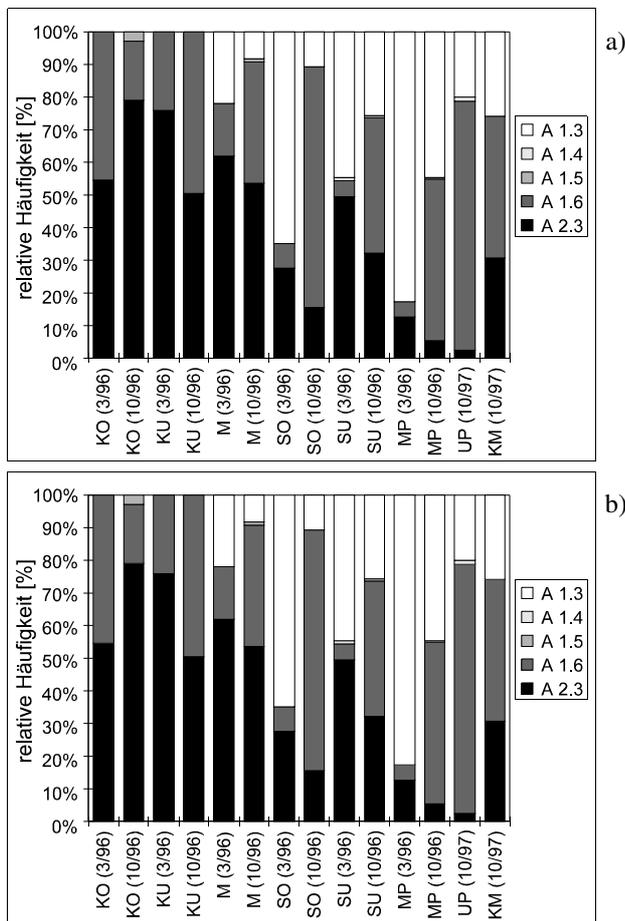


Abb. 23: Fortpflanzungsstrategien der Fische des Stooberbaches im Längsverlauf auf Basis der Individuendichte (a) und des Biomassebestands (b). Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1, Abkürzungen der Reproduktionsgilden im Text.

In den Nebenbächen konnte eine vergleichbare Abfolge der Habitatbindungen nachgewiesen werden (Abb. 22). Im Raidingbach bei Unterfrauenhaid und Raiding nahmen jedoch auch auf Basis der Biomasse rheophil-B-Arten einen nennenswerten Anteil an der Gesamtpopulation ein. Der Unterschied zum Stooberbach liegt in den deutlich geringeren Dichten des Aitel und einer auffälligen Dominanz rheophiler Kleinfischarten.

Reproduktionsgilden

In einer Reproduktionsgilde sind Arten zusammengefaßt, die ein bestimmtes Laichsubstrat nutzen bzw. eine bestimmte Form der Eiablage aufweisen (Balon, 1975; 1981). Die Gilden lassen sich in zwei große, ethologische Sektionen unterteilen, u.zw. je nachdem ob die Gelege unbewacht bleiben („A. non-guarders“) oder bewacht werden („B. guardsers“). Alle im Stooberbach nachgewiesenen Arten zählen zur Sektion der „non-guarders“, bei denen aus ökologischen Gesichtspunkten die beiden Gruppen „A.1 open substratum spawners“ und „A.2 brood hiders“ zu unterscheiden sind. Erstere legen ihre Eier oberflächlich auf dem Substrat ab bzw. geben sie ins Wasser ab, letztere verstecken die Eier im Substrat. Die Unterschiede zwischen den Gilden spiegeln sich sowohl in äußeren Merkmalen der Larven wider (z.B. Respirationsstrukturen, Pigmentierung, Dottersackdimensionen, Haftdrüsen etc.) als auch in deren Verhalten. Die folgende Auflistung berücksichtigt nur jene Gruppen, die im Stooberbach auftreten (cf. Tabelle 28):

- A.1 „Open substratum spawners“
 - A.1.3 Lithophile: Stein- und Kieslaicher mit benthischen Larven
 - A.1.4 Phytolithophile: fakultative Kraut- oder Kieslaicher mit photophoben Larven mit mäßig entwickelten respiratorischen Strukturen
 - A.1.5 Phytophile: Krautlaicher, deren Larven nicht photophob sind und extrem gut ausgebildete Respirationsorgane haben
 - A.1.6 Psammophile: Sandlaicher oder Eiablage an feinen Wurzeln über Sandgrund
- A.2 „Brood hiders“
 - A.2.3 Lithophile: Kiesgrubenlaicher, Eier werden im Lückenraumsystem (Interstitial) versenkt

Im Längsverlauf des Stooberbaches zeigte sich ein Verteilungsmuster unterschiedlicher Reproduktionsgilden, das jenem der Habitatbindungen gleicht und wiederum aus der Dominanz der Bachforelle im Oberlauf und jener des Aitel im Mittel- und Unterlauf resultiert. Der hohe Anteil an phyto-, phytolitho- sowie psammophilen Arten spiegelt die Substratverhältnisse (Psammal, Wurzeln im Uferbereich etc.) in den Nebenbächen wider (Abb. 23–24).

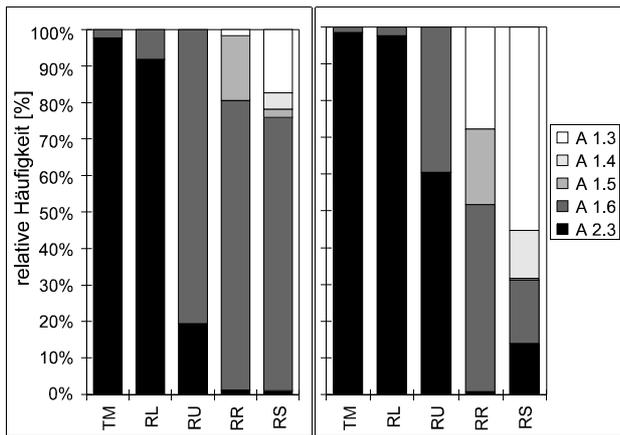


Abb. 24: Fortpflanzungsstrategien der Fische des Tessen- und Raidingbachs im Längsverlauf auf Basis der Individuendichte (links) und des Biomassebestands (rechts). Abkürzungen der Standorte und Termine siehe Tabelle 1, Abkürzungen der Reproduktionsgilden im Text.

Gefährdung

Eine Rote Liste der Rundmäuler und Fische aus dem Burgenland liegt erst seit kurzem vor (Biologische Station, 1997). Die Bewertungen wurden jedoch lediglich von der Roten Liste Österreichs (Herzig-Straschil, 1994) auf das Bundesland übertragen bzw. geringfügig modifiziert. Eigene Erhebungen oder eine zusammenfassende Darstellung bereits existierender Daten, wie dies z.B. für die Steiermark (Kreissl, 1991) oder Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais, 1999) durchgeführt wurde, existieren nicht. Die beiden zuletzt genannten Roten Listen sowie eine auf neueren Erkenntnissen beruhende Rote Liste Österreichs (Spindler *et al.*, 1997) sind in Tabelle 1 zu Vergleichszwecken angeführt.

Gefährdungskategorien:

- 0 ausgestorben, ausgerottet oder verschollen (trotz Suche kein Nachweis einer Population innerhalb der letzten 10 Jahre)
- 1 vom Aussterben bedroht (Überleben einer Art ohne Setzen geeigneter Maßnahmen unwahrscheinlich)
- 2 stark gefährdet (kleine Population und/oder im gesamten heimischen Verbreitungsgebiet signifikant rückläufige Bestände)
- 3 gefährdet (regionaler Rückgang oder lokal verschwunden)
- 4 potentiell gefährdet (kleine Populationen am Rande ihres Verbreitungsgebietes oder inselhaftes Vorkommen, nur wenige gute Bestände, die bei Intensivierung der anthropogenen Eingriffe gefährdet sind)

- 5 Gefährdungsgrad nicht genau bekannt (eine Gefährdung liegt mit Sicherheit vor, die Zuordnung zu einer der drei Kategorien 1–3 derzeit nicht möglich)
- 6 nicht genügend bekannt, nicht zuordenbar (es liegen zu wenige Informationen über die natürliche Entwicklung der autochthonen Bestände vor, eine Gefährdung wird vermutet)
- keine Gefährdung
- EX im Burgenland nicht heimisch, daher keine Einstufung.

Nach Tabelle 28 ist die Bachforelle im Burgenland als „gefährdet“ eingestuft. Der Bestand der Bachforelle wird in vielen Gewässern durch Besitzmaßnahmen aufrecht erhalten, eine gesicherte Aussage zur Gefährdung und insbesondere zur Frage der Bestandsentwicklung ohne Besitzmaßnahmen ist daher vielfach schwierig. Die neue Rote Liste Österreichs (Spindler *et al.*, 1998) trägt diesem Umstand Rechnung und stuft die Bachforelle in die Kategorie 6 ein. Diese Einstufung erscheint bis zum Vorliegen einer neuen Roten Liste des Burgenlandes (Wolfram & Mikschi, prep.) auch für das Burgenland sinnvoll.

Die Einstufungen für die Bachschmerle (vom Aussterben bedroht) und den Gründling (stark gefährdet) in der Roten Liste der Fische des Burgenlandes sind nicht nachvollziehbar. Nach Kainz & Gollmann (1990) handelt es sich bei diesen beiden Art um die häufigsten Kleinfischarten Österreichs; dies dürfte auch für das Burgenland Gültigkeit haben.

Keine gesicherte Aussage ist zum Gefährdungsgrad der Barbe möglich. Sie kommt in mehreren Gewässern vor allem des Südburgenlandes, aber auch beispielsweise in der Leitha vor. Die im Stooberbach nachgewiesenen Exemplare stellen sehr wahrscheinlich einen Teil einer größeren Population aus der Rabnitz dar.

Mit Schneider und Steinbeißer kommen schließlich zwei Arten im Stooberbach-System vor, die in allen vier herangezogenen Roten Listen aufscheinen: der Schneider als gefährdet und der Steinbeißer sogar als stark gefährdet. Der Schneider ist neben dem Stooberbach auch aus anderen burgenländischen Fließgewässern wie der Leitha oder der Lafnitz bekannt, wenn auch zumeist in geringen Dichten. Sein gutes Vorkommen im Stooberbach stromab von Stoob und bei Kleinmutschen stellt eine Aufwertung dieser beiden Standorte aus fischökologischer Sicht dar.

Über den Steinbeißer liegen nur wenige Meldungen aus dem Burgenland vor. Dies dürfte vielleicht auch darauf zurückzuführen sein, daß die Art bevorzugt kleine, fische-reichlich uninteressante Bäche oder Gräben besiedelt. Sein gesichertes Vorkommen im Raidingbach stromab von Raiding ist aus faunistischer Sicht hervorzuheben.

Tabelle 28: Artenliste der im Schwarzen- und Stooberbach nachgewiesenen Fischarten mit ihren ökologischen Ansprüchen und ihrem Gefährdungsgrad. Angaben zu den Habitatsbeziehungen nach Spindler (1997, basierend auf Schiemer, 1988 und Schiemer & Waidbacher, 1992), zu den Reproduktionsgilden nach Spindler (1997, basierend auf Balon 1975, 1981, modifiziert). Rote Liste für das Burgenland (RL B) nach Biologische Station (1997), für Niederösterreich (RL NÖ) nach Mikschi & Wolfram-Wais (1999), für die Steiermark (RL ST) nach Kreissl (1991) und für Österreich (RL Ö) nach Spindler *et al.* (1997). Abkürzungen siehe Text.

	Habitat ansprüche	Reprod.-gilde	Rote Liste			
			B	NÖ	ST	Ö
Bachforelle	RT	A.2.3	3	6	4	6
Regenbogenfor.	EX	A.2.3	–	–	–	–
Bachschmerle	RA	A.1.6	1	–	4	–
Schneider	RA	A.2.3	3	3	3	3
Barbe	RA	A.1.3	5	3	–	3
Steinbeißer	RB	A.1.5	2	3	2	3
Gründling	RB	A.1.6	2	–	–	–
Aitel	EU	A.1.3	–	–	–	–
Giebel	EU	A.1.5	3	–	–	–
Rotauge	EU	A.1.4	–	–	–	–
Blaubandbärb.	EX	A.1.4	–	–	–	–
Rotfeder	ST	A.1.5	–	–	–	4

5 Diskussion

5.1 Vorbemerkung

Die Befunde der zahlreichen Befischungen in den Bächen des Oberpullendorfer Beckens zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Standorten hinsichtlich Artenspektrum, Individuendichte und Biomassebestand. Die Ursachen dafür sind mannigfaltig und sollen im folgenden diskutiert werden. Weiters soll versucht werden, das heutige Erscheinungsbild der Fischfauna im Untersuchungsgebiet hinsichtlich seiner Ursprünglichkeit und Natürlichkeit zu beurteilen. Diese Beurteilung hat sich primär an einem ursprünglichen Status Quo des Gewässers, gewissermaßen einem fischökologischen Soll-Zustand oder Leitbild zu orientieren.

5.2 Potentieller Lebensraum – potentielle Fischfauna

Der Lebensraum

Die Gewässer des Stooberbaches und seiner Zubringer sind hinsichtlich ihrer morphologischen Ausprägung erheblich anthropogen überformt und verändert. Damit besitzt auch der heutige Lebensraum der Fische nur mehr

teilweise jene Habitatvielfalt, die von der ursprünglichen Fischfauna des Stooberbach-Systems genutzt werden konnte.

Die kleineren Zubringer zum Stooberbach flossen früher, d.h. vor anthropogenen Eingriffen, vermutlich in einem sumpftartigen Gebiet ohne deutliche Grenzen zwischen Wasser und Land. Reiche Strömungs- und Sedimentdynamik lieferten die Grundlage für eine hohe Vielfalt an Mikrohabitaten. Der Stooberbach stellte einen vielfältig strukturierten, sommerwarmen Waldbach dar und war wohl auch bei weitem nicht in dem Maß auf ein diskretes, enges und tief eingeschnittenes Bachbett beschränkt, wie dies heute der Fall ist.

Artenspektrum der Fischfauna

Ebenso wie die Milieubedingungen in den Untersuchungs-gewässern des Oberpullendorfer Beckens früher zeitlich und räumlich vielfältiger waren als heute, so dürfte auch eine höhere Diversität in der Fischfauna zu erwarten gewesen sein.

Leider liegen keinerlei Nachweise von Fischen aus der Literatur oder in Form von Belegexemplaren am Naturhistorischen Museum vor, sodaß die ursprüngliche Fischfauna im Vergleich zu anderen Gewässern im Burgenland und auf Basis der autökologischen Ansprüche der einzelnen Fischarten abgeschätzt werden muß.

Das Artenspektrum der Fische im Stooberbach umfaßte früher wahrscheinlich:

Oberlauf (Quellbäche bis etwa Markt St. Martin)

Bachforelle, Elritze, Bachschmerle, Gründling, ? Ukrainisches Bachneunauge

Mittellauf (Markt St. Martin bis Stooß)

Bachforelle, Elritze, Bachschmerle, Gründling, Aitel, Schneider, Steinbeißer, ? Ukrainisches Bachneunauge, ? Hasel, ? Hecht, ? Flussbarsch, fraglich: Semling, Streber

Unterlauf (Stooß bis Mündung Rabnitz)

Bachforelle, Elritze, Bachschmerle, Gründling, Aitel, Ukrainisches Bachneunauge, Schneider, Steinbeißer, Barbe, Nase, Hecht, Rotauge, Hasel, Flußbarsch, Hasel, Weißflossengründling, Laube, Streber, fraglich: Semling, Gold-Steinbeißer

In den Nebenbächen waren vor allem die Kleinfischarten Bachschmerle, Elritze, Gründling und Steinbeißer sowie die Bachforelle und der Aitel vertreten.

In Autümpeln des Stooberbaches und in den Sumpfbereichen der Zubringer war zudem vermutlich eine Reihe von Kleinfischarten beheimatet, die heute teilweise nur mehr sehr selten anzutreffen sind, so z.B. Hundsfisch, Moderlieschen, Schlammpeitzger, Bitterling, Schleie, Karausche und Giebel.

Insgesamt „fehlen“ dem Gewässersystem des Stooberbaches und seiner Zubringer somit heute eine Reihe von standorttypischen Arten. Andererseits wurde das heutige Arteninventar um zwei exotische Fischarten, die Regenbogenforelle und den Blaubandbärbling, „bereichert“.

Fischbestand

Einem Vergleich der ehemaligen mit der aktuellen Fischfauna im Stooberbach kommt nur beschränkte Aussagekraft zu, sofern man alleine das Artenspektrum und nicht auch den Bestand mitberücksichtigt. Im Oberlauf des Stooberbaches, der hinsichtlich der vorkommenden Arten gegenüber früher nicht verändert ist, liegen die Dichten vermutlich unter jenen vor anthropogenen Eingriffen. Das Potential wesentlich höherer Hektarbestände ist an den Zahlen in den Zubringern Tessenbach und Selitzabach zu ermesen. Diese beiden Zubringer dürften hinsichtlich des Fischbestandes am ehesten ursprüngliche Verhältnisse aufweisen.

Deutliche Abweichungen vom fischökologischen Leitbild zeigen der Mittel- und der Unterlauf des Stooberbaches sowie der Raidingbach ab Raiding. So sind im Stooberbach heute vor allem die Populationen der Bachforelle und des Schneiders durch geringere Bestände gekennzeichnet, als sie vermutlich vor anthropogenen Eingriffen waren. Unterrepräsentiert sind auch Steinbeißer oder Barbe, die jedoch wohl nie in ähnlich hohen Dichten vorkamen wie die beiden anderen Arten. Der Aitel ist hingegen heute überproportional vertreten.

Im Raidingbach stromab von Raiding und bei Strebersdorf ist eine Abschätzung der Abweichungen vom Urzustand schwierig. Die enorm hohen Dichten an Kleinfischen im organischen belasteten Abschnitt stromab von Raiding vermitteln nicht den Eindruck einer ungestörten Fischzönose, möglicherweise fehlt hier die räuberische Bachforelle als Regulativ der Kleinfischpopulationen.

Insgesamt betrachtet weisen der Oberlauf des Stooberbaches sowie der Selitz- und der Tessenbach geringe Abweichungen vom ursprünglichen Statuts Quo der Fischfauna auf, während im Stooberbach-Unterlauf und im Raidingbach Abweichungen im Artenspektrum und in den Bestandsverhältnissen zu verzeichnen sind.

5.3 Der anthropogene Einfluß auf die Milieufaktoren

Die Ursachen für die streckenweise sehr deutlichen Abweichungen des Ist-Zustandes von einem potentiellen Urzustand bzw. fischökologischen Leitbild sind auf verschiedene Faktoren zurückzuführen, von denen drei eine besondere Rolle spielen dürften:

- a) Eingriffe in die Hydrologie,
- b) der Verlust an Strukturen, und
- c) die saprobielle Belastung.

ad a) Die Veränderungen der Hydrologie und damit der hydraulischen Verhältnisse im Gewässer sind auf zahlreiche flußbauliche Eingriffe zurückzuführen. Besonders markant wirkt sich die Begradigung der meisten Gewässerabschnitte aus, welche zu einer Rhithralisierung, d.h. zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und entsprechender Verschiebung in der Substratzusammensetzung führen. Daneben bewirken aber auch kleinere

Querswellen, beispielsweise stromauf von Stoob, lokale Aufstauungen, die zu einer Reduktion der Strömung und zu einem Anstieg an Feinsedimenten führen. Dieser entgegengesetzte Effekt einer „Potamalisierung“ ist anhand der Benthoszönosen gut erkennbar (Wolfram *et al.*, 1996).

ad b) Die Verringerung der Strukturdiversität geht zumeist mit hydraulischen Eingriffen Hand in Hand und ist an zahlreichen Abschnitten der Untersuchungsgewässer erkennbar. Besonders augenscheinlich ist beispielsweise das Fehlen von Unterständen im Uferbereich in der hart regulierten Strecke zwischen Neutal und Stoob, stromab der Verbandskläranlage bei Mitterpullendorf oder am Raidingbach stromab der Ortschaft Raiding.

ad c) Die verschiedenen Ursachen für die saprobielle Belastung wurden bereits in Kap. 4.2 erläutert. Am stärksten betroffen sind die Abschnitte im Stooberbach unmittelbar stromab der ARA bei Mitterpullendorf und im Raidingbach stromab von Raiding. Daneben ist jedoch die zunehmende Belastung durch diffuse Einträge aus der Landwirtschaft unübersehbar. Neben dem Nährstoffinput dürfte sich auch der erosive Eintrag an Feinsedimenten auf die Sedimentzusammensetzung auswirken (Versandung bzw. Verschlammung). Als Folge der Abwasserbelastung sind zweifelsfrei auch unregelmäßig auftretende lokale Fischsterben anzusehen. Bis dato ist es jedoch nicht gelungen, nähere Informationen zu diesen Ereignissen zu sammeln (Artenverteilung, Menge, Altersstruktur der betroffenen Tiere etc.). Es ist daher zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich, die Fischsterben eindeutig mit Regenüberläufen oder der Verbandskläranlage bei Mitterpullendorf in Verbindung zu bringen. Immer wieder geäußerte natürliche Ursachen für die Fischsterben (Sauerstoffdefizite bei Niederwasser) können dagegen weitgehend ausgeschlossen werden.

Tabelle 29: Korrelation (Spearman'scher Korrelationskoeffizient) zwischen der natürlichen Längszonierung und der anthropogenen Veränderung des Gewässers. N = 13 Standorte, * ... p < 0.1, ** ... p < 0.05, *** ... p < 0.01.

Seehöhe [m ü.A.]	1			
Gefälle [%]	0.874 ***	1		
Ökomorphologie/Werth	-0.4839 *	-0.6075 **	1	
Saprobienindex	-0.8569 ***	-0.7355 ***	0.5656 **	1
	Seehöhe [m ü.A.]	Gefälle [%]	Ökomorphologie	Saprobienindex

Der Zusammenhang zwischen diesen drei Einflußfaktoren und einem bestimmten Erscheinungsbild der Fischfauna ist in Einzelfällen offensichtlich, oft jedoch ist eine exakte Zuschreibung schwierig oder unmöglich. Dies liegt vor allem daran, daß hydrologische Eingriffe, strukturelle Veränderungen und saprobielle Belastung vielfach gleichzeitig auftreten. Darüber hinaus ist eine Zunahme der anthropogene Einflüssen im Längsverlauf des Gewässers zu erkennen, was eine Unterscheidung zwischen den sich natürlicherweise ändernden Umweltfaktoren und den externen anthropogenen Einflüssen erschwert. Diesen Umstand verdeutlicht eine Korrelation der Parameter Seehöhe bzw. Gefälle (stellvertretend für die natürliche Zonierung des Gewässers) mit der ökomorphologischen Beurteilung nach Werth (1987) und der saprobiologischen Gewässergüte (Tabelle 29).

5.4 Abschließende Beurteilung

Im gesamten Stooberbach incl. zwei seiner Zubringer konnten 12 Fischarten nachgewiesen werden, der Bestand erreicht bis zu 500 kg ha⁻¹. In einem Vergleich mit der potentiellen Fischfauna des Untersuchungsgewässers können einige Abschnitte als weitgehend ungestört bezeichnet werden. Positiv zu beurteilen sind vor allem die Nebenbäche im Oberlauf (**Tessenbach, Selitzabach**). Im Sinne der ÖNORM M 6232 ist die **ökologische Funktionsfähigkeit** an den beiden Standorten – sektoral aus fischökologischer Sicht – als **geringfügig beeinträchtigt** zu betrachten. Geringfügig beeinträchtigt ist auch die ökologische Funktionsfähigkeit aus fischökologischer Sicht im **Oberlauf des Stooberbaches** bis einschließlich Markt St. Martin. Grund dafür sind zum einen die leicht reduzierten Bestandszahlen, zum anderen Defizite beim Arteninventar.

Der Verlauf des **Stooberbaches** ab Markt St. Martin **bis zur Einmündung in die Rabnitz** muß aus fischökologischer Sicht als **mäßig bis wesentlich beeinträchtigt** bezeichnet werden. Dabei fällt die Beurteilung der Standorte SU (stromab von Stoob) und KM (Kleinmutschen) aufgrund der guten Bestände des Schneiders etwas positiver aus als die der übrigen Abschnitte.

Der **Raidingbach** schließlich zeigt stromab eine deutliche Verschlechterung des Status Quo aus fischökologischer Sicht. Nach weitgehend ungestörten Verhältnissen im Oberlauf (Selitzabach) ist die ökologische Funktionsfähig-

keit bei Unterfrauenhaid **mäßig**, bei Raiding und bei Strebersdorf **stark beeinträchtigt**. Die negative Einschätzung der beiden letztgenannten Standorte ist angesichts der unausgewogenen Dominanzverhältnisse bzw. der verzerrten Populationsstruktur gerechtfertigt – auch wenn der gute Steinbeißerbestand stromab von Raiding aus Sicht des Artenschutzes sehr positiv zu beurteilen ist.

Tabelle 30: Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit der untersuchten Gewässer des Stooberbach-Systems anhand der Fischfauna. Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 1.

Stooberbach	Ökologische Funkt.fähigk.	Zubringer	Ökologische Funkt.fähigk.
KO	1–2	TM	1–2
KU	1–2	RL	1–2
M	1–2	RU	2
SO	2–3	RR	3
SU	2–3	RS	3
MP	2		
UP	2–3		
KM	2		

Eine Verbesserung des Status Quo wäre an jenen Standorten am leichtesten möglich, die derzeit am schlechtesten eingestuft sind. Ein aus der Beurteilung abzuleitender Forderungskatalog berücksichtigt im wesentlichen jene drei Aspekte, die im vorangegangenen Kapitel als wichtigste anthropogene Einflußfaktoren genannt wurden. So wäre beispielsweise in den hart verbauten Abschnitten stromauf von Stoob oder stromab von Oberpullendorf eine Erhöhung der Habitatvielfalt anzustreben. Das gesicherte Vorkommen des Schneiders in den besser strukturierten Abschnitten stromab von Stoob und bei Kleinmutschen verdeutlicht die Notwendigkeit der Lebensraumvielfalt für diese rheophile Art. Eine Auflockerung der starren Uferstrukturen zur Schaffung von Unterständen würde aber auch anderen Arten, so z.B. der wirtschaftlich genutzten Bachforelle neue Nischen eröffnen.

Hinsichtlich der saprobiellen Belastung ist es zweifelsohne schwieriger, gezielte Maßnahmen zu setzen.

Zunächst sollten auf jeden Fall die diskreten Abwasser-einleitungen der ARA Mitterpullendorf und der Regen-überläufe weiterhin im Auge behalten werden. Die diffusen Nährstoff- und Sedimenteinträge wären jedoch nur durch eine Ausweitung des derzeitigen Uferbegleit-streifens einzudämmen. Eine solche Maßnahme müßte über lokale Maßnahmen hinausgehen, um eine nennens-werte Erhöhung der Pufferkapazität der gewässerbeglei-tenden Vegetation zu erreichen. Ein positiver Aspekt einer Erweiterung des derzeitigen Ufergehölzstreifens wäre freilich auch eine Erhöhung der Beschattung und der Strukturvielfalt im Uferbereich sowie ein vermehrter Eintrag von Totholz, das seinerseits wiederum als Struktur für Fische zur Verfügung stünde.

Mit einer Verbesserung der Milieubedingungen wäre die Voraussetzung einer natürlichen Besiedlung durch selte-nere Arten des Unterlaufs (Barbe, Steinbeißer) oder einer Umstrukturierung des Artengefüges gegeben. In einigen Fällen wäre aber auch eine künstliche Wiederansiedlung denkbar. So könnte beispielsweise der Schneider auch im Stooberbach bei Markt St. Martin reproduzierende Popu-lationen bilden, ist aber derzeit vermutlich durch die lange Regulierungsstrecke zwischen St. Martin und Stoob an einem Zuzug gehindert.

Zusammenfassend betrachtet, stellt der Stooberbach mit seinen Zubringern über weite Strecken ein fischöko-logisch wertvolles und fischereilich interessantes Ge-wässer dar. Abschnittsweise sind Defizite hinsichtlich der Lebensraumvielfalt und infolgedessen der Fischfauna festzustellen, die jedoch durch geeignete Maßnahmen – in erster Linie Restrukturierungen und Erhöhung der Puffer-kapazität des Uferbegleitstreifens – ausgeglichen werden könnten.

6 Literatur

- Ahnelt, H., 1989. Zum Vorkommen des asiatischen Gründlings *Pseudorasbora parva* (Pisces: Cyprinidae) in Ost-Österreich. Österr. Fischerei 42: 164–168.
- Ahnelt, H. & O. Tiefenbach, 1991. Zum Auftreten des Blaubandbärblings (*Pseudorasbora parva*) (Teleostei: Gobioninae) in den Flüssen Raab und Lafnitz. Österr. Fischerei 44: 19–26.
- Ahnelt, H. & O. Tiefenbach, 1994. Verbreitungsmuster zweier Steinbeißerarten (*Cobitis aurata*, *Cobitis taenia*) im Einzugsgebiet der Mur (Österreich). Fisch-ökologie 7:11–24.
- Balon, E. K., 1975. Ecological guilds of fishes: a short summary of the concept and its application. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2430–2439.
- Balon, E. K., 1981. Additions and amend-ments to the classification of reproductive styles in fishes. Env. Biol. Fish. 6: 377–389.
- Biologische Station Neusiedler See, 1997. Rote Liste der gefährdeten Tierarten des Burgenlandes. BFB-Bericht 87: 33 pp.
- Bless, R., 1996. Reproduction and habitat pre-ference of the threatened spiralin (*Alburnoides bipunctatus* Bloch) and souffie (*Leuciscus souffia* Risso) under laboratory conditions (Teleostei: Cyprinidae). In: A. Kirchhofer & D. Hefti (eds): Conservation of Endangered Fresh-water Fish in Europe, pp. 249–258. Birkhäuser Verlag Basel/Switzerland.
- Blohm, H.-P., D. Gaumert & N. Kämmerteit, 1994. Leit-faden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fisch-arten. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie: Binnenfischerei in Niedersachsen, Bd. 3: 90 pp.
- Doyon, J.-F., J. A. Downing & E. Magnin, 1988. Variat-ion in the condition of northern pike, *Esox lucius*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 479–483.
- Fleckseder, H., 1998. Kurzfassung der Zusammenfassung der bei der Bearbeitung des „Entlastungskonzeptes Stooberbach“ in den Jahren 1993–1998 erzielten Ergebnisse und die daraus zu ziehenden (lokalen) Folgerungen.
- Fulton, T. W., 1902. Rate of growth of fishes. 20th Ann. Rep. Fisher. B. Scotland (1901): 326–439.
- Herzig, A., E. Mikschi, B. Auer, A.Hain, A. Wais & Wolfram, 1994. Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler See. BFB-Bericht 81: 125 pp.
- Herzig-Straschil, B., 1994. Rote Liste gefährdeter Fische und Rundmäuler Österreichs (Pisces und Cyclosto-mata). In: J. Gepp (Hrsg.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BMfUJF 2, pp. 75–82.
- Jungwirth, M., 1981. Auswirkungen des naturnahen Wasserbaus auf die Fischerei, Teil I. Wasserwirtschaft – Wasservorsorge, Forschungsarbeiten, BMLuF.
- Jungwirth, M., 1984. Auswirkungen des naturnahen Wasserbaus auf die Fischerei, Teil II. Wasserwirtschaft – Wasservorsorge, Forschungsarbeiten, BMLuF, 188 pp.
- Kainz, E., 1991. Erstnachweis des Goldsteinbeißers (*Co-bitis aurata* De Filippi) in Österreich. Österr. Fischerei 44 (5/6): 141.
- Kainz, E. & H. P. Gollmann, 1990. Beiträge zur Ver-breitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern, Teil 3: Gründling (*Gobio gobio*; Cyprinidae). Österr. Fischerei 43: 80–86.
- Kaufmann, T., S. Muhar, J. Raderbauer, O. Rathschüler, S. Schmutz, H. Waidbacher & G. Zauner, 1991. Fisch-ökologische Studie Mur. Eigenverlag der Univ. Boden-kultur, 104 pp.
- Kowarc, V., W. Siegl & K. Donabaum, 1997. Limnologi-sche Aufnahme des Stooberbach-Unterlaufs – benthologische Studie. Im Auftrag der Bgld. Landesregie-rung, 46 pp.
- Kreissl, E., 1991. Erläuterungen zur Roten Liste gefähr-deter Fische und Neunaugen der Steiermark. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 44: 17–32.
- Le Cren, E. D., 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*): J. Anim. Ecol. 20: 201–219.
- Lelek, A., 1987. Threatened Fishes of Europe, Vol. 9. The Freshwater Fishes of Europe. Aula Verlag, Wiesbaden.

- Mader, H., 1992. Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche. Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 106, 375 pp.
- Mikschi, E. & A. Wolfram-Wais, 1999. Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs: Fische und Neunaugen (Pisces, Cyclostomata). 1. Fassung 1996. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz & Abt. Agrarrecht, Fischsammlung des Naturhistorischen Museums Wien.
- Mikschi, E., G. Wolfram, A. Wolfram-Wais & A. Hain, 1998. On the ecology of *Pseudorasbora parva* in Neusiedler See (Austria) (Abstract). Internat. Congr. Shallow Lakes '98, Berlin.
- Moog, O. (ed.), 1995. Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Muhar, S. & M. Jungwirth, 1995. Flußstudie Url. Studie im Auftrag des Url-Wasserverbandes und des Niederösterreichischen Landschaftsfonds, Eigenverlag, Wien, 308 pp.
- Muus, B. J. & P. Dahlström, 1968. Süßwasserfische Europas. Bayrischer Landwirtschaftsverlag, München: 224 pp.
- Pedroli, J.-C., B. Zaugg & A. Kirchhofer, 1991. Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Documenta Faunistica Helvetiae 11: 207 pp.
- Pielou, E. C., 1969. An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley Interscience, New York.
- Sachs, L., 1992. Angewandte Statistik, Anwendung statistischer Methoden, 7. Aufl. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York, 848 pp.
- Schiemer, F., 1988. Gefährdete Cypriniden – Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. Natur und Landschaft 63 (9): 370–373.
- Schiemer, F. & H. Waidbacher, 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: P. J. Boon, P. Calow & G. E. Petts (eds): River Conservation and Management, pp. 363–382. John Wiley & Sons Ltd.
- Siegl, W. & K. Panek, 1998. Ökomorphologische Bewertung des Stooberbachs. Studie im Auftrag des Landes Burgenland, Abt. XIII/3.
- Spindler, T., 1997. Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Monographien 87: 140 pp., BfU, Wien.
- Spindler, T., G. Zauner, E. Mikschi, H. Kummer, A. Wais & R. Spolwind, 1997. Gefährdung der heimischen Fischfauna. In T. Spindler [Ed.]: Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Monographien 87: 140 pp., BfU, Wien.
- Tollmann, A., 1985. Geologie von Österreich. Band II Außerzentralalpiner Anteil. F. Deuticke, Wien.
- Wanzenböck, J., H. Kovacek & B. Herzig-Straschil, 1989. Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: *Gobio*; Cyprinidae) im österreichischen Donauraum. Österr. Fischerei 42: 118–128.
- Werth, W., 1987. Ökomorphologische Gewässerbewertung. Österreichische Wasserwirtschaft 39 (5/6): 122–128.
- Wimmer, R. & O. Moog, 1994. Flußordnungszahlen Österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt, Wien, 581 pp.
- Wolfram, G. & A. Wais, 1996. Fischökologische Untersuchung des Stooberbachs. Im Auftrag des Abwasserverbandes Mittleres Burgenland, 43 pp.
- Wolfram, G., V. A. Kowarc & K. Donabaum, 1996. Untersuchung der Auswirkungen von Regenüberläufen auf die Limnologie des Stooberbaches – Limnologischer Bericht zum Projekt „Entlastungskonzept Stooberbach“. Studie im Auftrag des Abwasserverbandes Mittleres Burgenland, 122 pp.
- Wolfram-Wais, A., G. Wolfram, B. Auer, E. Mikschi & A. Hain, 1999. Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia 408/409: 123–129.

Abb. 25: Der Stoberbach stromab von Mitterpullendorf einige 100 m stromauf der Befischungsstrecke MP. In diesem Bereich dominiert der Aitel die Fischgemeinschaft, der Gesamtfischbestand liegt bei etwa 300 kg ha⁻¹.

Abb. 27: Der Stoberbach zwischen Unterpullendorf und Kleinmutschen etwa 500 m stromauf der Befischungsstrecke KM. Dieser reich strukturierte Abschnitt bietet unter anderem für den Schneider gute Lebensbedingungen, bei Kleinmutschen erreichte die Art Bestandsdichten von etwa 3000 Ind. ha⁻¹.

Abb. 27: Der Raidingbach stromab von Raiding (Befischungsstrecke RR). Dieser ökomorphologisch stark beeinträchtigte Standort ist durch die höchsten Individuendichten im gesamten Untersuchungsgebiet gekennzeichnet (fast 28000 Ind. ha⁻¹). Aus fischökologischer Sicht hervorzuheben sind die guten Bestände des Steinbeißers, einer österreichweit gefährdeten Art (rd. 4800 Ind. ha⁻¹).

Abb. 28: Der Raidingbach bei Strebersdorf (Befischungsstrecke RS). Hohe Individuen- und Biomassebestände kennzeichnen den Unterlauf des Raidingbachs. Das Rotaugen wies in diesem Bereich die höchsten Bestandszahlen im Untersuchungsgebiet auf.