

Biologische Station Serrahn

Populationsökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands

Investigations on the Ecology of *Cottus gobio* L. and Other Fish Species
from two Lowland Streams of the Northern Germany

ARNO WATERSTRAAT

Mit 5 Abbildungen

Key words: *Cottus gobio*; Endangerment of fishes; Stream regulation; Conservation management; Population structure.

Abstract

The Bullhead *Cottus gobio* is an endangered species of the lowland streams of Germany. In favoured habitats the population density reaches a level of 30 to 60 ind./100 m² and the species dominated the ichthyofauna. Reduced habitat diversity in some sections of the streams under investigation due to habitat deterioration leads to low densities of bullhead below 10 ind./100 m² and marked changes in the whole fauna.

Both populations belong to the fast growing stocks in Central Europe with a trend to a short lifetime. Further research is necessary to develop measures of conservation of *Cottus gobio* and other stream fishes.

Zur Sicherung der letzten Populationen sowie zur Wiederausbreitung der Art sind Informationen über die Populationsstruktur und -dynamik, die Habitatsansprüche, die Dispersion und weitere ökologische Parameter notwendig. Im Gegensatz zur umfangreichen Literatur zu morphologisch-taxonomischen (WITKOWSKI 1979; LOBON-CERVIA et al. 1984) und nahrungsbioologischen Fragen (ORSAG & ZELINKA 1974; ADAMICKA 1987) wurden populationsökologische Fragen nur im geringen Maße bearbeitet. Dabei dominieren im englischsprachigen Raum Angaben zur Bestandsdichte und Populationsstruktur (MANN 1971; MILLS & MANN 1983) gegenüber mehr biotoporientierten Untersuchungen aus Deutschland (BLESS 1981).

1. Einleitung

Die Westgroppe *Cottus gobio* weist in großen Teilen ihrer Verbreitung in Deutschland eine regressive Bestandsdynamik auf. Neben der Vernichtung und Ausdünnung von Populationen in den Oberläufen der Mittelgebirgsbäche infolge pH-Absenkungen (WATERSTRAAT 1989a) kommt es insbesondere im Flachland und Gebirgsvorland zur Abnahme der Bestandsdichten durch den Gewässerausbau und die chemische Belastung der Gewässer. So beschränkt sich die Verbreitung der Art im Flachland Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns nur noch auf 4 kleine isolierte Gewässersysteme, die hinsichtlich ihrer Gewässergüte im mesosaproben Bereich liegen.

2. Methoden

Die quantitativen Fischbestandsaufnahmen wurden mit einem Gleichspannungselektrofischfängergerät (SPIESS & WATERSTRAAT 1990) durchgeführt und die Berechnung der Populationsdichte der einzelnen Arten erfolgte nach ZIPPIN (1956) und SEBER & LE CREN (1967), wobei eine exakte Berechnung mit Angabe von Konfidenzintervallen nur für dominierende Arten möglich war. Die Biomasse wurde nach MANN & PENCAK (1984) auf der Basis der Durchschnittsmasse der Arten oder Altersgruppen und der Populationsdichte ermittelt. Daneben wurden Längen-Massenregressionen herangezogen. Die Totallänge wurde auf 0,5 cm und das Gewicht auf 0,1 g genau ermittelt.

Zur Bewertung des Konditionszustandes der Populationen wurde der K-Faktor (WATERSTRAAT 1990) herangezogen.

Die Altersbestimmung der Groppen wurde nach Bewertung der Längenhäufigkeitskurven zu den Fangterminen nach Geschlechtern getrennt durchgeführt, wobei insbesondere der Jahrgang 1986 an der Station Dömnitz VI gut verfolgt werden konnte. Ergänzend wurde an den Sacculus-Otholithen von Totfunden das Alter einzelner Tiere überprüft (ANDREASSON 1971). Die Geschlechtsbestimmung wurde vor der Laichzeit an Hand der Körperfüllung der Weibchen, der Genitalpapille der Männchen und der sekundären Geschlechtsmerkmale (SMYLY 1957) vollzogen. In den übrigen Monaten konnten Männchen ab 8 cm hinlänglich an der Genitalpapille bzw. der Kopfform bestimmt werden.

Die Markierung der Groppen wurde in Abwandlung der Methoden von BRUNKEN (1987), HILL & GROSSMAN (1987) und KAINZ et al. (1984) durch eine Injektion von 5% Alcianblaulösung subcutan unter den Ansatz der Pectoralflosse durchgeführt, die sich nach Aquarienvorversuchen mit Ausnahme des Handlingstresses als für Kleinfische harmlos erwies. An der Station D IV der Dömnitz wurden am 19. 5. 1988 48 Groppen und an der Station Gehlsbach V am 11. 5. 1988 98 Groppen markiert.

Zur Charakterisierung der ökologischen Situation wurden nach SPIESS & WATERSTRAAT (1990) Breite, Tiefe, Fließgeschwindigkeit, Sedimentzusammensetzung, Temperatur, Beschattungsverhältnisse, Bewuchs mit submerser Vegetation, Anzahl der Kolke und der Grad der Beeinträchtigung (LEIDY & FIEDLER 1985) ermittelt.

3. Gewässercharakteristik

Beide Groppenpopulationen in Dömnitz und Gehlsbach gehören zum Typ sandiger Hartwasserbachvorkommen der Westgruppe in der norddeutschen Tiefebene (MILLS & MANN 1983; SPÄH & BEISENHERZ 1982). Sowohl der zum Einzugsgebiet der Elde gehörende Gehlsbach als auch die in die Stepenitz (jeweils Elbeeinzugsgebiet) entwässernde

Dömnitz fließen im Oberlauf durch landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen und sind in diesen Bereichen stark begradigt. Die Oberläufe sind geprägt durch Stau- und Mühlenwehre, Beregnungsspeicher (Dömnitz) sowie Forellenninnenanlagen (Gehlsbach). Die sich anschließenden Stationen befinden sich jeweils im natürlich mäandrierenden Bachlauf eines Erlenaenwaldes. Die Untersuchungsgebiete sind in Tab. 1, Abb. 1 sowie den Publikationen von SPIESS & WATERSTRAAT (1990), MÖLLER & PAN-

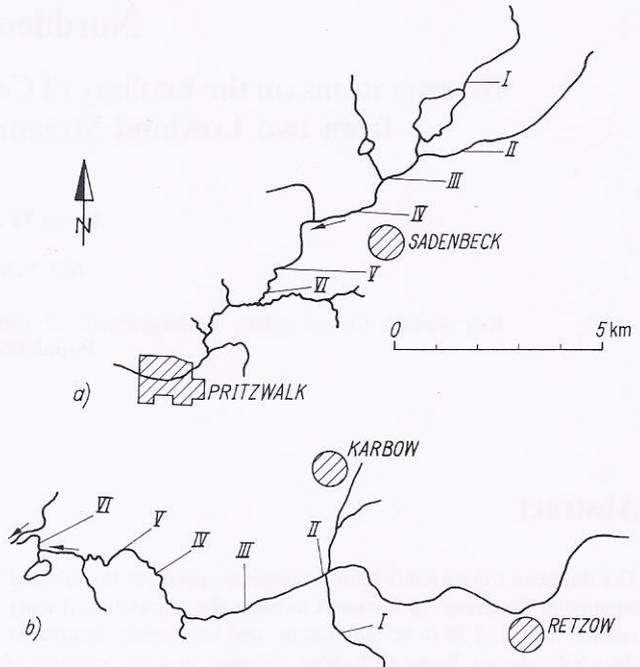


Abb. 1. Lage der Untersuchungsstationen in der Dömnitz (a) und im Gehlsbach (b).

Tabelle 1. Übersicht über einige Gewässerparameter der Dömnitz und des Gehlsbaches.

Station	Breite (m)	Tiefe (cm)	Abfluß ($l \cdot s^{-1}$)	Beschattung (%)	Makrophyten (%)	Beeinträcht. (Stufe)	<i>C. gobio</i>	Kolke (Anzahl)
Dömnitz								
I	ca. 0,8	11	20	0	0	IV	—	—
II	ca. 1,2	15	20	0	20	IV	—	1
III	ca. 1,9	21	90	15	10	III	—	—
IV	2,5	20	140	30	25	III	+	—
V	2,8	18	180	40	5	IV	+	—
VI	3,2	19	200	70	<5	I—II	+	4
Gehlsbach								
I	2,2	11	65	70	<5	II	—	—
II	3,6	36	340	0	70	III	—	—
III	4,2	41	350	5	35	III	—	2
IV	4,5	42	430	70	<5	I—II	+	4
V	5,2	35	500	50	30	I—II	+	3
VI	4,0	40	n. b.	0	10	III	+	1

KOW (1981) und KINZEL (1979) beschrieben. An jeweils zwei Stationen wurden Untersuchungen zur Mannigfaltigkeit der abiotischen Faktoren durchgeführt. Dabei wiesen die natürlich mäandrierenden Streckenabschnitte eine hohe Diversität von Breite, Tiefe und Fließgeschwindigkeit auf. Auch die als Sohlgleite ausgebaute Schotterstrecke Dömnitz IV wies in den Parametern Tiefe und Breite eine hohe Vielfalt auf. Dagegen fanden wir bei allen untersuchten Parametern an der für monoton ausgebaute Feinsedimentstrecken typischen Station Gehlsbach II die geringste Variation (Tab. 2). Auch in der Substratzusammensetzung konnte hier die geringste Gesamtvarianz ermittelt werden (Abb. 2). Demgegenüber repräsentiert die Schotterstrecke

D IV ca. 15 Jahre nach dem Ausbau einen hochstrukturierten Lebensraum, in dem Korngrößen >6 cm überwiegen.

4. Ergebnisse zur Fischfauna

Die mehrjährigen Untersuchungen an Dömnitz und Gehlsbach sowie einmalige Untersuchungen in Vergleichsgewässern des Flach- und Mittelgebirgsvorlandes (Schlaabach; Schaale) ergeben für wenig gestörte Fließgewässerbereiche Individuendichten der Westgroppe (*Cottus gobio*) von 30–60 Ind./100 m². In Mittelgebirgsbächen ermittelten wir zumeist geringere Dichten (Tab. 3). Durch anthropogen bedingte Störungen kommt es in allen Gewässern zu erheblichen Bestandsreduzierungen bzw. zum Totalausfall, wie wir im Oberlauf des Gehlsbaches und der Station Streckentin der Dömnitz sowie an mehreren Stationen von Nahe, Roter und Wilder Weißeritz, Müglitz und Biela feststellen konnten. In der Dömnitz besiedelt die Groppe nur den Abschnitt unterhalb der Mühle Sadenbeck (Station D IV). Während im Dömnitzoberlauf (Station I) nur wenige Neunstachelige Stichlinge (*Pungitius pungitius*) nachgewiesen wurden, stimmte die Fischfauna des Biesterholzgrabens (Station II) im wesentlichen mit der der Dömnitz unterhalb des Speichers nach Zusammenfluß mit dem Biesterholzgraben überein. Neben aus Besatzmaßnahmen stammenden juvenilen Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*) dominieren die beiden Stichlingsarten *Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius*. Vereinzelt kommen Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) und aus Speichern entwichene Barsche (*Perca fluviatilis*) vor. Im natürlichen Bachlauf der Dömnitz an der Station VI im Hainholz (Tab. 5) treten regelmäßig 9 Arten auf, von denen die Groppe dominant ist. Die Längen-Häufigkeitsverteilung von *C. gobio* drückt einen weitgehend ungestörten Populationsaufbau aus (Abb. 3). Der Anteil der älteren Jahrgänge an der Population ist gering und die Bestandsdynamik unterliegt nur jahreszeitlichen Aspekten. Auch an der Station D IV Mühle Sadenbeck dominiert unter den 7 vorkommenden Arten *Cottus gobio* (Tab. 5). Hier spiegelt der Populationsaufbau der meisten Arten jedoch keine natürliche Struktur wider. Kennzeichnend ist das ausschließliche Auftreten adulter Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) und das regelmäßige Einwandern junger Bachforellen im Sommer und Herbst. Durch starke Reduzierung der Groppenreproduktion in den Jahren 1987 und 1988 kam es zur Abnahme des Anteils junger Tiere und zur Populationsüberalterung (Abb. 4). In den letzten beiden Untersuchungs Jahren kam es zur erheblichen Abundanzsteigerung bei der Schmerle (*Noemacheilus barbatulus*) und dem Dreistacheligen Stichling. An der für die monoton ausgebauten Feinsedimentstrecken der Dömnitz typischen Station VI kam es sowohl zu einer Reduktion der Artenzahl auf 6 als auch zu einer Reduzierung der Bestandsdichte, besonders der benthischen

Tabelle 2. Variationskoeffizienten ausgewählter Gewässerparameter von 4 Stationen der Dömnitz und des Gehlsbaches.

Parameter	Dömnitz IV	Dömnitz VI	Gehlsbach II	Gehlsbach V
Breite	0,10	0,15	0,02	0,12
Tiefe	0,42	0,49	0,19	0,36
Fließgeschw. unter Oberfläche	0,68	0,52	0,26	0,41
Fließgeschw. über Grund	0,72	0,51	0,41	0,41

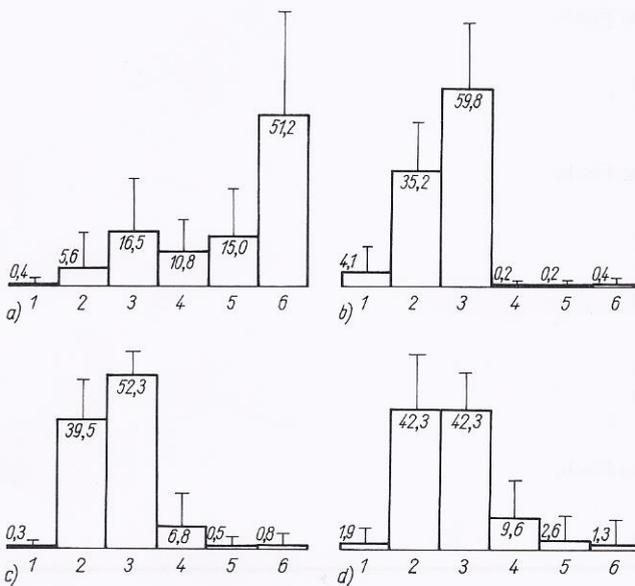


Abb. 2. Korngrößenzusammensetzung (%) des Sediments (Mittelwert und Standardabweichung) an den Stationen Dömnitz IV (a), Dömnitz VI (b), Gehlsbach II (c) und Gehlsbach V (d). Korngrößenkala:

- 1 – Ton, Fein- und Mittelschluff ($d < 0,02$ mm)
- 2 – Grobschluff und Feinsand ($0,02 < d < 0,2$ mm)
- 3 – Mittel- und Grobsand ($0,2 < d < 2$ mm)
- 4 – Fein- und Mittelkies ($2 < d < 20$ mm)
- 5 – Grobkies ($20 < d < 63$ mm)
- 6 – Blöcke und Steine ($d > 63$ mm)

Tabelle 3. Biomasse (in g/100 m² Frischmasse), Individuendichte (in Ind./100 m²) und Anteil am gesamten Fischbestand (Dominanz) von *Cottus gobio* in verschiedenen Gewässern. (n) = Anzahl der Untersuchungen für den Mittelwert; n. b. = nicht bestimmt.

Station	Individuendichte			Biomasse		
	Alter ≥ 1 Jahr	Alter 0+	Dominanz (%)	Alter ≥ 1 Jahr	Alter 0+	Dominanz (%)
Dömnitz						
Station III	– (1)	– (1)	0	– (1)	– (1)	0
Station IV	39,3(7)	9,4(7)	50,2	596,2(7)	11,5(7)	66,1
Station V	~7,5(1)	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Station VI	34,6(5)	19,5(5)	60,7	306,8(5)	26,2(5)	61,3
Gehlsbach						
Station I	– (1)	– (1)	0	– (1)	– (1)	0
Station II	– (2)	– (2)	0	– (2)	– (2)	0
Station III	– (1)	– (1)	0	– (1)	– (1)	0
Station IV	63,1(1)	– (1)	74,4	499,7(1)	– (1)	29,7
Station V	47,8(4)	25(2)	82,3	334,1(4)	23,9(2)	47,1
Ulster						
Buttlar	75,0(2)	n. b.	55,4	448,0(2)	n. b.	n. b.
Vesser						
Schneidem.	29,8(2)	n. b.	63,4	100,5(2)	n. b.	11,0
Pumpenhaus	30,4(2)	n. b.	68,7	63,6(2)	n. b.	7,5
Rote Weißeritz						
Station 1	26,0(1)		81,5			
Station 2	– (1)		0			
Station 3	– (1)		keine Fische			
Wilde Weißeritz						
Station 1	5,4(1)		23,9			
Station 2	11,0(1)		59,1			
Station 3	– (1)		0			
Station 4	– (1)		keine Fische			
Müglitz						
Station 1	0,8(1)		7,8			
Station 2	6,8(1)		17,1			
Station 3	16,7(1)		49,0			
Trebnitz						
Station 1	28,8(1)		55,3			
Station 2	58,0(1)		50,9			
Biela						
Station 1	– (1)		keine Fische			
Gimmlitz						
Station 1	19,5		30,9			

schen Arten. In diesen Gewässerabschnitten sind die wenigen künstlichen Schotterstrecken als Refugien für die Reproduktion von Gropfen, Schmerlen, Bachforellen und Bachneunaugen (noch am 26. 7. 1988) wichtig.

Das Vorkommen der Groppe im Gehlsbach beschränkt sich auf den Auwaldbereich unterhalb Wilsens, wo sie mit 40–60 Ind./100 m² dominiert und eine ähnliche Populationsstruktur wie in der Dömnitz im Hainholz aufweist.

Seit 1989 kommt es zu einem Populationsrückgang. In den Jahren 1988 und 1989 kam es zu einem verstärkten Auftreten von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) aus der Forellenanlage Wilsen. In geringer Dichte kommen im Auwaldbereich auch die Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und die Äsche (*Thymallus thymallus*) vor. Im Oberlauf des Gehlsbaches (Stationen I–III) dominieren Dreistachlige Stichlinge, Schmerlen und Bachneunaugen (Tab. 7 und 8).

Tabelle 4. Längsschnitt wichtiger Gewässerparameter im Dömnitzoberlauf am 19. 5. 88 (a) und 25. 7. 88 (b).

Parameter		1	2	3	4	5	6	7
Temp. (°C)	a	13,0	n. b.	18,7	15,5	13,0	14,6	14,1 (15–17 ⁰⁰ Uhr)
	b1	15,7	n. b.	20,1	15,8	n. b.	16,7	16,2 (14–14 ²⁰ Uhr)
	b2	16,0	22,0	20,6	16,3	15,4	17,6	17,7 (15–18 ²⁰ Uhr)
Abfluß (l · s ⁻¹)	a	15,0		40,0	35,0	12,0	102,0	167,0
	b	18,5		31,6	32,4	10,0	87,0	143,9
O ₂ -Sätt. (%)	a	n. b.						
	b	104	n. b.	126	n. b.	n. b.	114	93
BSB ₅ (mg · l ⁻¹)	a	n. b.						
	b	3,0	n. b.	6,3	2,4	2,7	4,0	2,0
CSV-Mn (mg · l ⁻¹)	a	7,6	n. b.	18,1	7,8	5,5	9,7	8,6
	b	7,5	14,7	14,1	7,5	8,0	11,8	10,7
NH ₄ -N (mg · l ⁻¹)	a	1,13	n. b.	0,17	0,04	0,04	0,06	0,15
	b	0,26	0,10	0,13	0,13	0,05	0,22	0,09
NO ₃ -N (mg · l ⁻¹)	a	14,18	n. b.	2,07	5,97	4,62	3,94	3,16
	b	11,28	0,15	0,59	4,26	3,69	4,29	2,23
NO ₂ -N (mg · l ⁻¹)	a	0,203	n. b.	0,037	0,051	0,041	0,048	0,063
	b	0,156	0,010	0,014	0,078	0,042	0,045	0,043
oPO ₄ -P (mg · l ⁻¹)	a	0,103	n. b.	0,059	0,060	0,015	0,027	0,032
	b	0,040	0,011	0,016	0,014	0,009	0,021	0,022
ges. PO ₄ -P (mg · l ⁻¹)	a	0,362	n. b.	0,070	0,084	0,088	0,056	0,064
	b	0,142	0,086	0,046	0,058	0,090	0,088	0,124
pH	a	8,3	n. b.	8,0	8,0	7,5	7,6	7,6
	b	8,6	8,0	7,5	7,6	7,7	7,7	7,5

- 1 – Dömnitz oberhalb Speicher (D I)
- 2 – Speicher
- 3 – Abfluß Speicher (D III)
- 4 – Biesterholzbach an Mündung in Dömnitz (D II)
- 5 – Bach von Neufalkenhagen an Mündung
- 6 – Dömnitz Mühle Sadenbeck (D IV)
- 7 – Dömnitz an Teststrecke Hainholz (D VI)

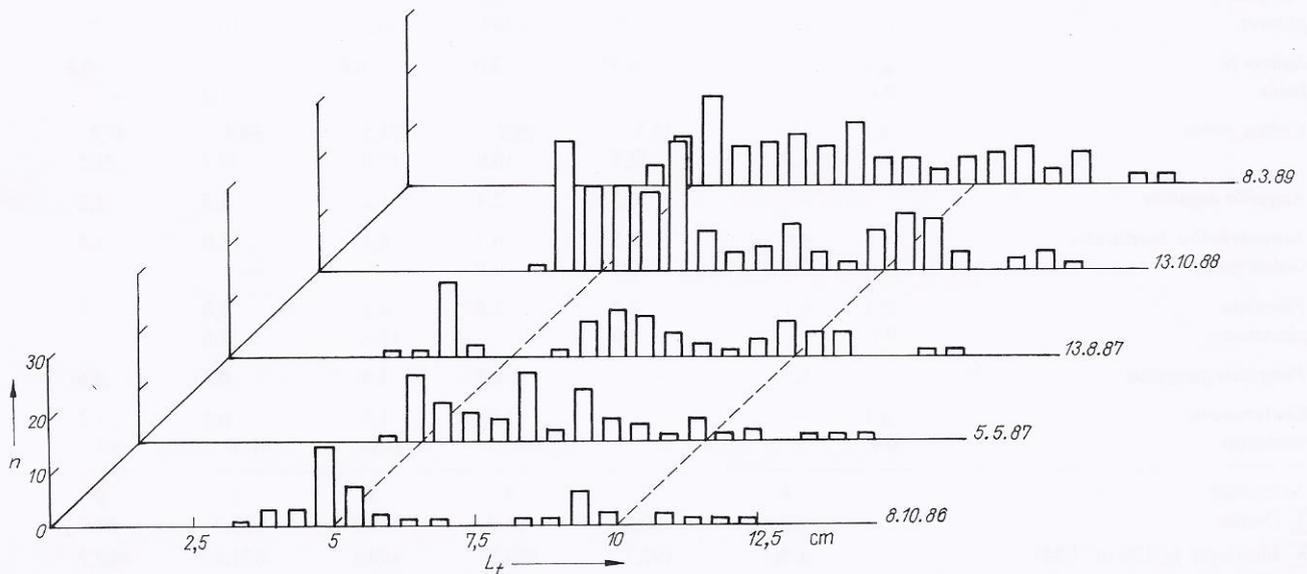


Abb. 3. Längen-Häufigkeitsverteilung von *Cottus gobio* zu 5 Untersuchungsterminen an der Station Dömnitz VI.

Tabelle 5. Individuendichten der Fischfauna an der Station Dömnitz-Sadenbeck von 1986–1989 (Ind./100 m²).

Art		28. 04. 1986	15. 07. 1986	08. 10. 1986	05. 05. 1987	13. 08. 1987	19. 05. 1988	12. 10. 1988	07. 03. 1989	06. 09. 1989	07. 06. 1990
<i>Lampetra planeri</i>	a	–	2,5	–	–	–	–	0,5*	–	–	0,5
	j	–	10,1*	2,5*	1,0	5,1	–	–	–	0,5	0,5
<i>Salmo tr. fario</i>	≥1	–	0,5	0,5	5,1	2,6	–	–	7,6	–	4,0
	0+	–	6,6	7,6	–	3,0	1,0	20,2	–	49,5	15,2
<i>Cottus gobio</i>	≥1	35,7	25,8	14,1	40,4	46,5	46,5	51,0	50,5	26,8	25,8
	0+	n. b.	18,7	24,7	16,2	0,5	–	2,5	3,4	35,4	–
<i>Noemacheilus barbatulus</i>		–	4,5	7,0	7,6	5,1	2,5	12,1	2,5	44,2	40,0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	≥1	26,4	2,5	0,5	1,0	10,1	3,5	6,5	1,7	0,5	2,5
	0+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	≥1	n. b.	15	n. b.	15	24,7*	30*	33*	2,5	126*	3,0
	0+	n. b.	>4	n. b.	n. b.						
<i>Pungitius pungitius</i>	≥1	n. b.	–	–	5,1	3,5	47,0*	30,0*	1,7	7,6	3,0
	0+	n. b.									
<i>Tinca tinca</i>		–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
Artenzahl		4	8	7	7	7	6	7	6	7	7
∑ Dichte		62,1	87,2	56,9	91,4	101,1	130,5	155,8	73,9	290,5	94,5
∑ Biomasse (g/100 m ² FM)		n. b.	452,5	498,9	757,7	1146,8	893,6	1324,6	1366,3	1389,2	919,3

* = Angabe nur als Schätzwert

Tabelle 6. Individuendichten der Fischfauna an der Station Dömnitz-Hainholz von 1986–1989 (Ind./100 m²).

Art		28. 04. 1986	08. 10. 1986	05. 05. 1987	13. 08. 1987	13. 10. 1988	08. 03. 1989
<i>Lampetra planeri</i>	a	2,5	–	6,1	3,9	3,0	–
	j	n. b.	>10*	>10*	30,3	>10*	>5*
<i>Salmo tr. fario</i>	≥1	–	0,3*	2,0	0,6	–	0,6
	0+	–	–	–	–	1,5	–
<i>Cottus gobio</i>	≥1	8,0*	15,5	25,5	24,5	59,4	47,9
	0+	n. b.	22,7	10,9	10,0	32,7	21,2
<i>Anguilla anguilla</i>		–	0,3	2,4	1,2	1,5	1,2
<i>Noemacheilus barbatulus</i>		4,0	5,5	6,7	6,1	2,0	1,8
<i>Gobio gobio</i>		0,5	0,5	0,9	–	–	–
<i>Phoxinus phoxinus</i>	≥1	6,1	2,4	7,6	6,2	3,0	1,8
	0+	–	3,0	–	18,6	3,0	–
<i>Pungitius pungitius</i>		1,5	–	1,5	2,4	6,5	3,6
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	≥1	–	–	12,1	5,5	6,1	1,2
	0+	–	–	–	n. b.	n. b.	>1
Artenzahl		6	7	9	8	8	8
∑ Dichte		(22,6)	60,2	85,7	109,5	128,7	81,7
∑ Biomasse (g/100 m ² FM)		n. b.	192,7	528,7	459,5	671,6	863,7

* = Angabe nur als Schätzwert

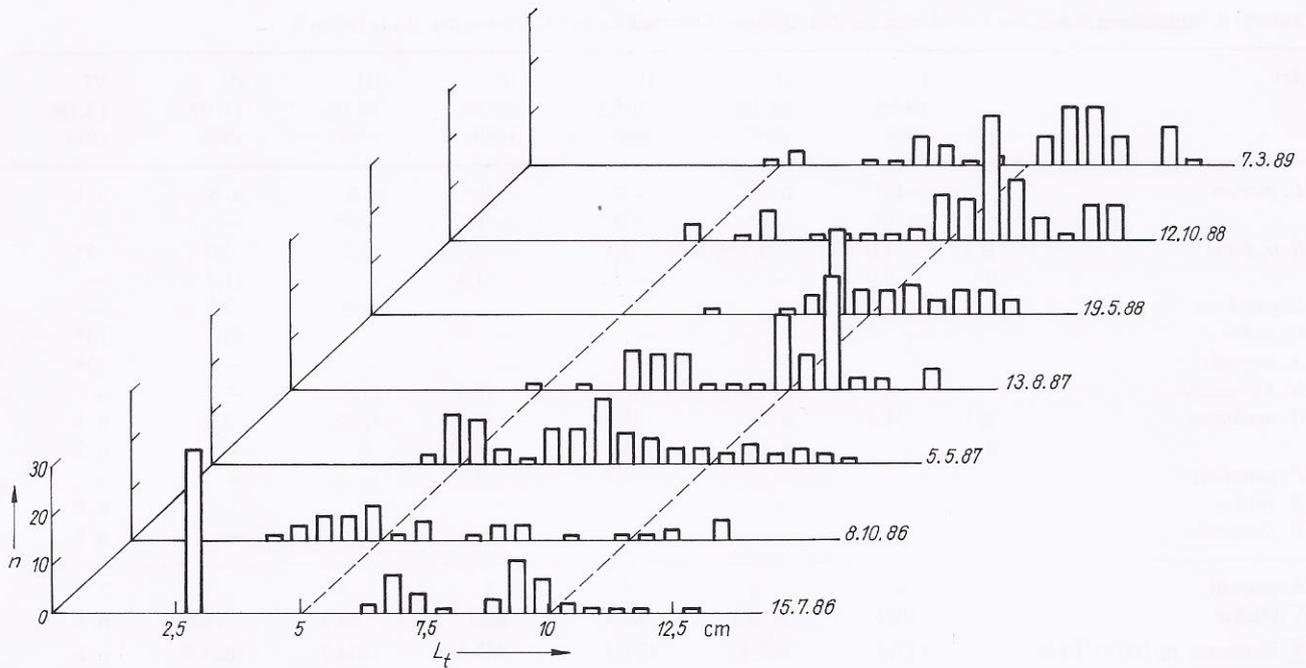


Abb. 4. Längen-Häufigkeitsverteilung von *Cottus gobio* zu 5 Untersuchungsterminen an der Station Dömnitz IV.

Im Vergleich zu nahrungsarmen Gewässern wie Vesser (Thüringer Wald) und Trebnitz (Osterzgebirge) weisen die Groppenpopulationen beider Bäche einen signifikant höheren K-Faktor (Tab. 9) und schnelles Wachstum auf (Abb. 5). Vergleichsuntersuchungen in der Vesser ergaben im ersten Lebensjahr einen Wachstumsunterschied von 1–1,5 cm. Der Großteil des Bestandes setzt sich aus Tieren

zusammen, die jünger als 3 Jahre sind. Ältere Tiere konnten hauptsächlich in Grobschotterbereichen nachgewiesen werden. Die 2–3-jährigen Groppen bilden den Schwerpunkt der Reproduktionsgemeinschaft. Ungefähr 30 bis 50% der einjährigen Männchen und 10% der einjährigen Weibchen wiesen in der Dömnitz Laichansatz auf. Das Abbläichen findet offenbar zwischen Mitte März und Ende

Tabelle 7. Individuendichte der Fischfauna Gehlsbach–Klein-Pankow (Ind./100 m²).

Art		06. 05. 1987	14. 08. 1987	11. 05. 1988	14. 09. 1988	29. 05. 1989	04. 10. 1989	07. 06. 1990
<i>L. planeri</i>	j	~1,5	3,0	—	—	~1,5	1,5	—
	a	—	1,5	1,5	1,5	—	—	~0,3
<i>S. tr. fario</i>	0+	—	—	5,9	2,9	5,0	18,8	3,5
	≥1	2,9	2,9	1,8	2,0	1,2	3,5	6,7
<i>O. mykiss</i>		—	0,3	—	8,8	1,0	1,5	—
<i>T. thymallus</i>		—	—	—	—	n. b.	—	—
<i>C. gobio</i>	0+	—	≥20	—	≥29,3	—	8,8	0,9
	≥1	42,5	45,5	59,6	43,4	35,9	22,0	14,9
<i>N. barbatulus</i>		—	1,5	1,5	1,2	—	—	—
<i>G. aculeatus</i>	0+	—	2,9	2,9	—	n. b.	2,0	—
	≥1	—	—	5,9	—	1,2	~0,3	~0,3
<i>P. pungitius</i>		—	—	0,3	—	1,5	—	3,5
<i>L. leuciscus</i>		—	0,3	—	—	n. b.	0,9	—
Artenzahl		3	7	6	5	8	6	5
∑ Dichte		46,9	77,9	79,4	89,1	47,3	59,3	35,9
∑ Biomasse (g/100 m ²) ohne <i>L. planeri</i>		261,3	655,4	650,8	1321,4	494,5	1197,0	631,9

Tabelle 8. Individuendichte der Fischfauna an den übrigen Teststrecken des Gehlsbaches (Ind./100 m²).

Art		I	II	II	II	III	IV	VI
		10. 05. 1988	14. 08. 1987	10. 05. 1988	29. 05. 1989	10. 05. 1988	11. 05. 1988	14. 09. 1988
<i>L. planeri</i>	j	>12*	n. b.	>3*	>30*	n. b.	n. b.	n. b.
	a	> 6*	>6*	>3*	> 6*	2,6*	—	—
<i>S. tr. fario</i>	≥1	1,0	5,7 ± 0,7	3,1	3,7	3,2	5,0	5*
	0+	6,0	—	—	1,8	—	11,7	—
<i>S. gairdneri</i>		—	—	—	—	0,5	2,2	—
<i>C. gobio</i>		—	—	—	—	—	63,1	10*
<i>A. anguilla</i>		—	—	—	—	—	—	2*
<i>N. barbatulus</i>		4	7,4 ± 3,0	22,4 ± 12,1	18,4	21,2	—	—
<i>G. aculeatus</i>	≥1	31,8	n. b.	43,3	13,5	52,9	2,8	n. b.
	0+	—	n. b.	6	6,2	6	—	n. b.
<i>P. pungitius</i>		—	—	3,7	3,1	—	—	—
<i>R. rutilus</i>		—	—	—	—	—	—	n. b.
<i>P. fluviatilis</i>		—	—	—	—	—	—	n. b.
Artenzahl		4	4	5	5	5	5	7
∑ Dichte		60,8	>19,1	84,5	82,7	86,4	84,8	n. b.
∑ Biomasse (g/100 m ² FM) ohne <i>L. planeri</i>		117,5	767,4	671,5	543,5	1164,2	1683,9	n. b.

I – Zufluß Quaßliner Mühlbach
 II – Gehlsbach an Brücke Darß–Karbow
 III Gehlsbach Pumpenhaus oberhalb Wilsen
 IV – Gehlsbach unterhalb Wilsen
 VI – Gehlsbach unterhalb Brücke Niedermühle
 * = Angabe nur als Schätzwert

Tabelle 9. Korpulenzfaktor von Groppenpopulationen unterschiedlicher Gewässer.

Gewässer		Jahrgänge ≥ 1 +			Jahrgang 0 +			
		\bar{x}	s	n	\bar{x}	s	n	
Dömnitz	Sadenbeck	15. 07. 86	1,39	0,17	43	nicht bestimmt		
		05. 05. 87	1,28	0,22	84	—	—	0
		13. 08. 87	1,21	0,16	79	nicht bestimmt		
		19. 05. 88	1,27	0,16	56	—	—	0
		12. 10. 88	1,21	0,15	88	(0,88	0,14	3)
		07. 03. 89	1,60	0,23	60	(1,12	0,15	4)
	davon							
		Männ. +	1,71	0,12	12			
		Weib. +	1,68	0,14	37			
		adult –	1,20	0,15	11			
Hainholz	08. 10. 86	1,26	0,26	19	1,13	0,22	29	
	05. 05. 87	1,19	0,21	71	nicht bestimmt			
	13. 08. 87	1,18	0,18	26	1,14	0,21	11	
	08. 03. 89	1,32	0,23	69	0,97	0,19	40	
	davon:							
		Männ. +	1,43	0,12	20			
	Weib. +	1,47	0,17	27				
	adult –	1,08	0,11	25				

Gewässer		Jahrgänge $\geq 1+$			Jahrgang 0+		
		\bar{x}	s	n	\bar{x}	s	n
Gehlsbach							
Station V	06. 05. 87	1,18	0,19	58	—	—	0
	14. 08. 87	1,19	0,23	101	0,92	0,18	31
	11. 05. 88	1,15	0,15	169	—	—	0
	14. 09. 88	1,29	0,14	43	(1,23	0,23	5)
	29. 05. 89	1,19	0,18	81	—	—	0
Ulster							
Buttlar	18. 09. 87	1,24	0,17	43	(1,23	0,23	5)
Vesser							
Pumpenhaus	17. 06. 87	0,88	0,23	29	—	—	0
Schneidem.	17. 06. 87	0,95	0,18	38	—	—	0
Rote Weißeritz							
Freital	01. 10. 87	1,25	0,14	22	0,89	0,12	21
Wilde Weißeritz							
Dorfhain	01. 10. 87	1,29	0,11	7	1,04	0,12	14
Müglitz	30. 09. 87	(1,39	0,10	3)	0,92	0,15	15
Oberlauf							
Trebnitz							
Stationen 1 + 2	29. 09. 87	1,11	0,11	25	0,71	0,08	11

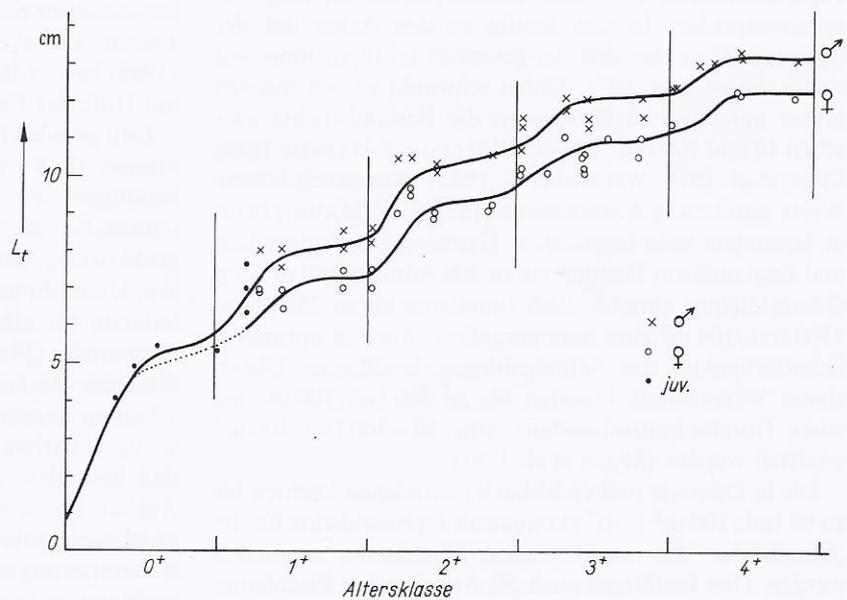


Abb. 5. Alters-Längenverteilung von *Cottus gobio* der Dömnitz.

April statt. Nur in dieser Zeit konnten laichreife Weibchen in den Gewässern gefunden werden. In den ausgebauten Bereichen konzentrierte sich das Laichgeschehen auf die kurzen Schotterstrecken. In der Dömnitz und im Gehlsbach erhöhen große Männchen ihren Reproduktionserfolg, indem sie mehrere Laichballen bewachen (WATERSTRAAT, in Vorb.).

Im Markierungsexperiment in der Schotterstrecke der Dömnitz wurden nach 146 Tagen 7 markierte Tiere im

ersten und 3 Tiere im zweiten Durchgang gefangen, was bei Berücksichtigung der Fangwahrscheinlichkeit von 60% eine Häufigkeit von 13 Groppen in der Teststrecke und eine Wiederfangrate von 30% ergibt. Die Wiederfangrate mittelgroßer Groppen (<11 cm im Mai) war 2,5mal so groß wie die der großen Groppen. Nach 292 Tagen befanden sich mindestens 22 markierte Groppen (46%) im Untersuchungsgebiet. Während im Herbst aber nur eine Groppe oberhalb der Teststrecke gefunden wurde, betrug

der Wiederfang in der Teststrecke im Frühjahr nur 61,5%. Alle anderen Tiere wurden bis zu 150 m oberhalb der Teststrecke gefunden. Im sandigen Bereich unterhalb der Schotterstrecke wurden keine markierten Groppen gefunden. Im Gehlsbach betrug die Wiederfangrate nach 126 Tagen im September 21%. Alle Tiere wurden in der Teststrecke gefangen. Nach 383 Tagen gelang nur noch der Nachweis einer markierten Groppe innerhalb der Teststrecke.

Untersuchungen zur Passierbarkeit einer Fischtreppe oberhalb der Station Dömnitz III erbrachten nur den Nachweis von zur Laichzeit aufsteigenden Bachneunaugen und Bachforellen. Daneben wanderten aus dem sich im Oberlauf befindlichen Speicher noch beide Sticlingsarten ein. Innerhalb der jeweils 30–40 m langen Gefällstrecken der einzelnen Stufen wurden Fließgeschwindigkeiten von 0,8–1,73 m/s gemessen.

5. Diskussion

Bestandsgröße

Die Westgroppe gehört in natürlichen Mittelgebirgs- und Flachlandbächen mit einer Wasserqualität im oligo-betamesosaprobien Bereich häufig zu den Arten mit der höchsten Bestandsdichte der gesamten Ichthyozönose mit einem Anteil über 50%. Dabei schwankt in den meisten bisher untersuchten Gewässern die Bestandsdichte zwischen 10 und 100 Ind./100 m² (WILLIAMS & HARCUP 1986; CRISP et al. 1974; WELTON et al. 1983). Wesentlich höhere Werte ermittelten ANDREASSON (1971) und MANN (1973) in besonders nahrungsreichen Gewässern Südschwedens und Englands mit Dichten bis zu 500 Adulten/100 m² und Gesamtdichten einschließlich Jungtieren bis zu 2500 bzw. 7500 Ind./100 m² zum Sommeranfang. Auch in optimalen Schotterbänken des Mittelgebirgsvorlandflusses Ulster, einem Werrazufluß, konnten bis zu 500 Ind./100 m² bei einer Durchschnittsabundanz von 50–100 Ind./100 m² ermittelt werden (SPIESS et al. 1991).

Die in Dömnitz und Gehlsbach gefundenen Dichten bis zu 60 Ind./100 m² (> 0⁺) können als Optimaldichte für die „Sandbäche“ des norddeutschen Flachlandes angesehen werden. Dies bestätigen auch die Angaben zur Fischfauna vergleichbarer Gewässer durch SPÄH & BEISENHERZ (1982) und ZUCCHI & GOLL (1981). In nahrungsarmen Gewässern der Mittelgebirge mit einer Leitfähigkeit um 100 Mikrosiemens, wie der Vesser im Thüringer Wald, deuten die Werte auf eine Normaldichte von 10–30 Ind./100 m² hin. Deutlich niedrigere Werte fanden wir in diesen Gewässern auch in der Biomasse, dem K-Faktor und der Produktion der Groppe. WATERSTRAAT (1990) schätzt eine Jahresproduktion von 30–100 g/100 m² FM für die Groppen der Vesser gegenüber 200–1200 g/100 m² FM an den einzelnen Stationen der Dömnitz.

Habitatsbindung

Im Vergleich mit anderen Arten der Untersuchungsgewässer stellt die Groppe insbesondere in den naturnahen Bereichen sowohl bei der Individuendichte als auch bei der Biomasse die dominierende Art dar. In monoton ausgebauten Bereichen nimmt dagegen besonders die Dichte der Sticlingsarten *Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius* zu. Auch die Artenzahl in den natürlichen Abschnitten von Dömnitz und Gehlsbach ist höher. Den großen Einfluß der Habitatdiversität auf die Fischfauna ermittelten bereits JUNGWIRTH (1981, 1984), BLESS (1981) und LEIDY & FIEDLER (1984). Auch unsere Untersuchungen bestätigen den Zusammenhang zwischen Vielfältigkeit von Breite, Tiefe, Fließgeschwindigkeit und Substratkörnung mit der Individuendichte anspruchsvoller Arten sowie der Gesamtartenzahl. Wie wir auch in anderen Gewässern nachweisen konnten (SPIESS & WATERSTRAAT, im Druck), scheinen in den relativ artenarmen Ichthyozönosen des Rhithrals die Diversitätsindizes nach Shannon & Weaver oder Brillouin (GUHL 1987) nicht geeignet zur Darstellung des Zusammenhanges Fischfauna-Habitat zu sein. Dagegen stellt die Bestandsdichte von Arten mit einem hohen Anspruch an die Vielfalt des Lebensraumes ein wirksames Kriterium dar, was auch in Untersuchungen an Bachneunaugenpopulationen nachgewiesen werden konnte (WATERSTRAAT 1989b). Dieses Kriterium wurde auch von KARR et al. (1986) bei der Berechnung des „Index of Biotic Integrity“ mit Hilfe der Fischfauna berücksichtigt.

Daß gerade Groppen eine hohe Diversität ihres Lebensraumes als Voraussetzung für optimale Bestandsdichten benötigen, wies BLESS (1981, 1983) nach. Obwohl die naturnahen Bachabschnitte unserer beiden Bäche kaum grobkörnige Sedimente aufwiesen, stellten Äste, Torfbatzen, Uferabbrüche und kleine Kolke ausreichende Mikrohabitate für alle Größenklassen dar, wie auch SPÄH & BEISENHERZ (1982/1984) nach Untersuchungen in 13 westfälischen Bächen feststellten. In den ausgebauten Abschnitten konzentrierten sich die großen Groppen auf die wenigen vorhandenen Geröllstrecken. Dabei zeigte sich, daß besonders die Station D IV ca. 15 Jahre nach dem Ausbau eine hohe Vielfalt der abiotischen Parameter bei gleichzeitig hoher Groppendichte aufwies. Im Verlauf der Renaturierung ausgebauter Bereiche kommt der Schaffung grobkiesiger Strecken auch als Lebensraum für bestimmte Altersgruppen von anderen litho- und psammophilen Fischarten wie Bachforelle, Bachneunauge und Schmerle zu. Beispielsweise konzentrierte sich in den Sommer- und Herbstmonaten die Verbreitung der geschlüpften Bachforellen auf die Schotterstrecken der Dömnitz.

Gefährdung und Schutz

Eine wichtige Gefährdungsursache für die Groppenpopulationen der beiden Bäche liegt in der Zunahme der Gewässerbelastung aus dem landwirtschaftlichen Einzugs-

gebiet mit deutlich erhöhten Nährstoffkonzentrationen schon in den Oberläufen (Tab. 4). In der Dömnitz wurde zudem 1986 noch ein ca. 1,0 Mio m³ fassender Beregnungsspeicher oberhalb der Station D II in Betrieb genommen. Der Speicher wirkt gegenwärtig zwar noch als Nährstofffalle, führt jedoch zur erheblichen thermischen und organischen Belastung anschließender Bachbereiche, was besonders die kaltstenothermen Arten beeinträchtigt. Durch die Abbauleistung und weitere Zuflüsse im Mittellauf haben diese Veränderungen auf die unmittelbar oberhalb Pritzwalk gelegene Station D VI nach Auswertung langjähriger wasserwirtschaftlicher Meßreihen am dortigen Pegel offensichtlich keinen Einfluß.

Ein weiteres Problem des Gewässerausbaus stellt die Zerteilung der Population dar. Durch 4 Wehre in der Dömnitz und 3 Wehre im Gehlsbach ist eine Wiederbesiedlung aus dem Unterlauf für Kleinfische praktisch unmöglich. Auch die am Speicher im Oberlauf der Dömnitz errichtete Fischtreppe ist für Kleinfische kaum passierbar, während sie für Bachforellen und Bachneunaugen zur Laichzeit kein Hindernis darstellt. Die Fähigkeit von Bachneunaugen, zur Laichwanderung auch Verrohrungen zu überwinden, konnte durch WATERSTRAAT (1989b) nachgewiesen werden.

Im Gehlsbach konnte zusätzlich eine Gefährdung der Bachbiozönose durch eine im Durchfluß betriebene Forellenaufzuchtanlage nachgewiesen werden (WATERSTRAAT 1991). Neben der Havariegefahr, dem Nährstoffeintrag und dem Einfluß therapeutischer Maßnahmen, wirkte sich hier besonders drastisch das Entweichen junger Regenbogenforellen auf die Fischartengemeinschaft aus, was erst nach Veränderung im technologischen Ablauf abgestellt wurde. BENNDORF (1986) und SPIESS (1989) stellten Richtlinien zum Schutz naturnaher Fließgewässer auf. In Ergänzung dessen ist zu fordern, daß Flachlandspeicher grundsätzlich im Nebenschluß zu betreiben sind und in Gewässern mit Restpopulationen gefährdeter Arten gezielt Fischtreppe zu errichten und Bachrenaturierungen zu gestalten sind. Dadurch sind die Voraussetzungen für eine Stabilisierung der Bestände gefährdeter Arten zu schaffen. Nach Auswertung der Fischkartierung in den Ländern der ehemaligen DDR (SPIESS & WATERSTRAAT 1989) und der ehemaligen Verbreitung sehen wir als Zielbestandsgröße für die Westgroppe in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg mindestens 20 stabile Populationen an.

Populationsstruktur

Die Korpulenzwerte (K-Faktor) der einzelnen Populationen sind nicht nur ein Anzeichen für die ökologische Potenz einer Art im jeweiligen Gewässer, sondern auch für den Zustand der Population zu den einzelnen Untersuchungsterminen. Signifikante Unterschiede gegenüber allen anderen Fangterminen traten in der Dömnitz im März als

Ausdruck der bevorstehenden Laichzeit auf. Das bestätigt die Beobachtungen von PAEPKE (1974) über ein Abbläuen zwischen Ende März bis April. In einem nährstoff- und ionenarmen Kaltwasserbach des Harzes fand BAAKE (1983) Laichklumpen der Groppe zwischen dem 17. 5. und 23. 6. In der vergleichbaren Vesser war dieser Prozeß jedoch Anfang Juni bereits abgeschlossen.

Damit stehen unsere Untersuchungen im Gegensatz zu denen von MANN et al. (1984) und FOX (1978). Beide Autoren fanden eine verlängerte Fortpflanzungsperiode für die gleichfalls schnell wachsenden Populationen der Groppe in den nahrungsreichen Hartwasserbächen Südenglands mit mehreren Eiablagen der Weibchen gegenüber einer konzentrierten Laichzeit in den nahrungsarmen Weichwasserbächen Nordenglands. Der größere Anteil der Weibchen und der hohe Anteil von Laichgruben mit 2 bis 3 Laichballen (WATERSTRAAT, in Vorb.) bestätigt die Ergebnisse von MARCONATO (1985), wonach die Männchen ihren Reproduktionserfolg durch die Fortpflanzung mit mehreren Weibchen erhöhen.

Die deutlich höheren K-Werte an der Station Dömnitz IV im März 1989 gegenüber der naturnahen Strecke im Unterlauf sind ein Hinweis für die zunehmende Fruchtbarkeit mit wachsender Länge, da an dieser Station viele 3–4jährige Tiere festgestellt wurden. Während in unseren Untersuchungen nur 10% der einjährigen Weibchen laichreif waren, ermittelten MORRIS (1963, in MILLS & MANN 1983) und MANN (1971) für die nahrungsreichen englischen Hartwasserbäche eine vollständige Fruchtbarkeit dieser Altersgruppe und schon eine Gravidität zum Ende des ersten Lebensjahrs bei Überschreiten einer Länge von 4,5 cm. Nur in schlechter wachsenden Populationen wurde ein späteres Auftreten der Reproduktion beobachtet (MILLS & MANN 1983). Der höhere Anteil der einjährigen Männchen in der Dömnitz an der Reproduktion ist vermutlich auf das schnellere Wachstum zurückzuführen.

Das geschätzte Wachstum der Groppe in der Dömnitz stimmt mit den Angaben von ANDREASSON (1971) für den südschwedischen Trydaebach sehr gut überein. Beide Populationen gehören zu den schnell wachsenden Groppebeständen. Charakteristisch ist auch das geringe Alter der von uns untersuchten Populationen in Dömnitz und Gehlsbach. In den natürlichen Abschnitten ist der größte Teil der Population jünger als 3 Jahre und die meisten Tiere nehmen maximal zweimal an der Reproduktion teil.

Wanderungen (movements)

In den wenigen bisher zur Migration getroffenen Aussagen wird die Groppe als eine standorttreue, kaum wandernde Art (SMYLY 1957) charakterisiert. Andererseits fanden SPÄH & BEISENHERZ (1986) im Rahmen eines Wieder-

besiedlungsversuches schon nach 10 Monaten eine Ausbreitung auf insgesamt 500 m und im Zeitraum von 20 Monaten wurde eine Strecke von einem Kilometer (zumeist oberhalb der Aussetzungsstelle) besiedelt, was auf eine recht hohe Mobilität schließen läßt.

Die hohen Wiederfangraten in der Dömnitz bestätigen die Standorttreue im optimalen Lebensraum. Der Fund von 38,5% der Wiederfänge bis zu 150 m oberhalb der Aussetzungsstelle in der Dömnitz im März weist auf eine Wanderung zu günstigen Laichplätzen hin. Von verschiedenen Autoren wird auf kleinräumige Wanderungen der Gropfen hingewiesen. BLESS (1983) betont besonders das aktive Aufsuchen passender Substratkörnungen und CRISP et al. (1974) beschreiben die jährliche Laichwanderung einer Population eines Stausees in die einfließenden Bäche und die Rückwanderung im Herbst. BLESS (1990) betont die Bedeutung von Kompensationswanderungen als Ausgleich für erhebliche Verdriftungen von Jungtieren und die große Gefahr für das Ausdünnen der Populationen durch Querbauwerke.

6. Zusammenfassung

In den Jahren 1986–1991 wurden populationsökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* und anderen Fischarten der Dömnitz und des Gehlsbaches, zwei Bächen im nordostdeutschen Flachland der Bundesrepublik durchgeführt. Unter optimalen Lebensbedingungen erreichte die Groppe Populationsdichten von 30–60 Ind./100 m² und war die dominierende Art der jeweiligen Bachbereiche. Sie kommt gemeinsam mit anderen bestandsgefährdeten Arten wie Elritze, Bachneunauge, Bachforelle und Äsche vor, ist jedoch auf weniger belastete Abschnitte begrenzt. Gegenüber nahrungs- und ionenarmen Bächen des Mittelgebirges sind die untersuchten Populationen durch einen höheren K-Faktor (>1,2), höhere Populationsdichten und besseres Wachstum gekennzeichnet. Die zwei- bis dreijährigen Tiere bilden den Hauptteil der sich reproduzierenden Gropfen. Lediglich in Grobschotterstrecken stellen ältere Tiere einen nennenswerten Anteil dar. Ältere Männchen erhöhen ihren Reproduktionserfolg durch Befruchtung mehrerer Laichballen. Die hohen Wiederfangraten von bis zu 46% bestätigen die Standorttreue in zusagenden Biotopen. Bei Fehlen optimaler Habitate oder hohen Dichten, z. B. zur Laichzeit, werden jedoch auch Wanderungen durchgeführt. Gewässerausbau und andere Störungen führen zur Veränderung der Ichthyozönose. Besonders monotone Gewässerabschnitte mit geringer Substrat-, Strömungs- und Breitendiversität führen zur starken Reduktion der Bestände von Gropfen und anderen bestandsgefährdeten Arten.

Danksagung

Für die Unterstützung bei den Feldarbeiten danke ich den Mitarbeitern der Biologischen Station Serrahn, der Naturschutzstation Pritzwalk und des Potsdam-Museums.

Literatur

- ADAMICKA, P. (1987): Nahrungsuntersuchungen an der Koppe (*Cottus gobio* L.) im Gebiet von Lunz. Österr. Fischerei **40**: 8–10.
- ANDREASSON, S. (1971): Feeding habits of a sculpin (*Cottus gobio* L. Pisces) population. Report Inst. Freshw. Res. Drottningholm **51**: 5–30.
- BAAKE, W. (1983): Gropfen. Aquarien Terrarien **30** (9): 312–313.
- BENNDORF, J. (1986): Erhaltung und Wiederherstellung naturnaher Fließgewässer als Voraussetzung für ihre Mehrfachnutzung. Naturschutzarbeit in Sachsen **28**: 21–32.
- BLESS, R. (1981): Untersuchungen zum Einfluß gewässerbaulicher Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. Natur und Landschaft **56** (7/8): 243–252.
- (1983): Untersuchungen zur Substratpräferenz der Groppe *Cottus gobio* LINNAEUS 1758 (Pisces: Cottidae). Senckenbergiana Biol. **63** (3/4): 161–165.
- (1990): Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). Natur und Landschaft **65** (12): 581–585.
- BRUNKEN, H. (1987): Markieren von Kleinfischen mit Acrylfarben am Beispiel der Bachschmerle (*Noemacheilus barbatulus* L.). Z. Angew. Ichthyol. **3**: 92–96.
- CRISP, D. T., MANN, R. H. K. & McCORMACK, J. C. (1974): The populations of fish at Cow Green Upper Teesdale, before impoundment. J. Appl. Ecol. **11**: 969–996.
- FOX, P. J. (1978): Preliminary observations on different reproduction strategies in the bullhead (*Cottus gobio* L.) in the northern and southern England. J. Fish Biol. **12** (1): 5–11.
- GUHL, W. (1987): Biotische Ähnlichkeitsindices zum Vergleich von Gewässern identischen Ursprungs. Limnologica **18**: 1–13.
- HILL, J. & GROSSMAN, G. D. (1987): Effects of subcutaneous marking on stream fishes. Copeia: 492–495.
- JUNGWIRTH, M. (1981): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. Wasserwirtschaft, Wasservorsorge Forschungsarbeiten Wien.
- (1984): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil 2. Wasserwirtschaft, Wasservorsorge Forschungsarbeiten Wien.
- KAINZ, E., MOOG, O. & GOLLMANN, H. P. (1984): Fischereiliche, biologische und chemische Untersuchungen am Aiterbach im Bereich Steinhaus/Wels (Oö.) – Der Einfluß von Schlächtereiabwässern auf die Bachfauna. Naturk. Jb. Stadt Linz **30**: 117–174.
- KARR, J. R., FAUSCH, K. D., ANGERMEIER, P. C., YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. (1986): Assessing biological integrity in running waters – a method and its rationale. Illinois Nat. Hist. Surv. Spec. Publ. **5**: 1–28.
- KINZEL, W. (1979): Der Brutvogelbestand eines Bachtals. Ornith. Rundbrief N.F. **20**: 36–39.
- LEIDY, R. A. & FIEDLER, P. L. (1985): Human disturbance and pattern of fish species diversity in the San Francisco Bay drainage California. Biol. Conservation **33**: 247–267.
- LOBON-CERVIA, J., ELVIRA, B., VIGAL, C. R. & DOADRIO, I. (1984): Sobre la distribución y sistemática del „Cavilat“ (*Cottus gobio* L.) en España. Bol. Estac. Cent. Ecol. **13** (26): 81–84.

- MANN, R. H. K. (1971): The populations, growth and production of fish in four small streams in southern England. *J. Anim. Ecol.* **40**: 155–196.
- & PENCZAK, T. (1984): The efficiency of a new electrofishing technique in determining fish numbers in a large river in central Poland. *J. Fish Biol.* **24**: 173–185.
- MILLS, C. A. & CRISP, D. T. (1984): Geographical variation in the life-history tactics of some species of freshwater fish. In: POTTS, G. W. & WOOLTON, R. J. (ed.), *Fish reproduction: strategies and tactics*. Orlando, San Diego: 171–186.
- MARCONATO, A. (1985): Reproductive behaviour and mate choice in *Cottus gobio* L. (Pisces Cottidae). *Monit. Zool. Ital. (France)* **19** (3): 160–161.
- MILLS, C. A. & MANN, R. H. K. (1983): The bullhead *Cottus gobio* a versatile and successful fish. *Rep. Freshw. Biol. Ass.* **51**: 76–83.
- MÖLLER, B. & PANKOW, H. (1981): Algensoziologische und saprobiologische Untersuchungen an Vorflutern der Elbe. *Limnologica* **13** (2): 291–350.
- MORRIS, V. (1963): A comparison of the biology of minnow, loach and bullhead from hard and soft water streams. *Proc. first British Coarse Fish Conf.*: 1–16.
- ORSAG, L. & ZELINKA, M. (1974): Zur Nahrung der Arten *Cottus poecilopus* (HECK.) und *Cottus gobio* (L.). *Zool. Lista* **23**: 185–196.
- PAEPKE, H.-J. (1974): Nachzucht bei der Westgroppe. *Aquarien Terrarien* **21**: 408–410.
- SEBER, G. A. F. & LE CREN, E. D. (1967): Estimating population parameters from catches large relative to population. *J. Anim. Ecol.* **36**: 631–643.
- SMYLY, W. J. P. (1957): The life history of the bullhead ore MILLER's thump (*Cottus gobio* L.). *Proc. Zool. Soc. London* **128**: 431–453.
- SPÄH, H. & BEISENHERZ, W. (1982): Seltener sauberer Fluß in Gefahr. Untersuchungen zur Fischfauna der Lohme. *LÖLF-Mitteilungen* **7**: 31–37.
- (1982/84): Beitrag zur Verbreitung und Ökologie der Groppe (*Cottus gobio* L. Pisces) in Ostwestfalen und im Landkreis Osnabrück (Niedersachsen). *Verhandl. Ges. Ökol. Bern, Göttingen* (1/2): 617–626.
- SPIESS, H.-J. (1989): Biotopschutzmaßnahmen an Fließgewässern – Beitrag zum Artenschutz der Fische und Rundmäuler. In: *Arten- und Biotopschutz Fische und Rundmäuler*. Kulturbund der DDR. Gesellschaft für Natur und Umwelt. Prenzlau: 42–59.
- & WATERSTRAAT, A. (1989): Ergebnisse der Kartierung der Rundmäuler und Fische der DDR (einheimische Arten des Süßwassers). *Ibid.*: 11–31.
- & – (1990): Results to the ecology of endangered species of fish and cyclostomes from three streams of northern and central Germany. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* **75** (5): 619 bis 638.
- & – (im Druck): Ergebnisse zur Ökologie von Fischen und Rundmäulern der Nebel (Land Mecklenburg-Vorpommern) und Ableitung von Schutzmaßnahmen. *Arch. Landschaftsforsch. Natursch.*
- SPIESS, R. & WATERSTRAAT, A. (1991): Zur Besiedlung der thüringischen Ulster und ihrer Nebengewässer mit Fischen und wirbellosen Benthosarten. *Artenschutzreport* **1**: 18–23.
- WATERSTRAAT, A. (1989a): Untersuchungen zur Fischfauna im Osterzgebirge. *Naturschutzarbeit in Sachsen* **31**: 39–46.
- (1989b): Einfluß eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) eines Flachlandbaches im Norden der DDR. *Fischökologie* **1** (2): 29–44.
- (1990): Anmerkungen zur Sekundärproduktion von Fischen des Rhithrals. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **18** (3): 299–306.
- (1991): Einfluß von Regenbogenforellenintensivanlagen auf Fließgewässerichthyozönosen am Beispiel von Nebel und Gehlsbach. *Fischerei-Forschg.* **3**: 88–89.
- WELTON, J. S., MILLS, C. A. & RENDLE, F. L. (1983): Food and habitat partitioning in two small benthic fishes *Noemacheilus barbatulus* (L.) and *Cottus gobio* L. *Arch. Hydrobiol.* **97**: 434–454.
- WILLIAMS, R. & HARCUP, M. F. (1986): Fish production in some River EBBW tributaries. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **33** (3/4): 319–332.
- WITKOWSKI, A. (1979): A taxonomic study of freshwater sculpins of genus *Cottus* LINNAEUS (*Cottus gobio* and *Cottus poecilopus*). *Acta Universitas Wroclawensis (Wroclaw)* **458**: 1–95.
- ZIPPIN, C. (1956): An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* **12**: 163–189.
- ZUCCHI, I. & GOLL, A. (1981): Untersuchungen zum Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf Süßwasserfische an Abschnitten der oberen Hasel (Kr. Osnabrück). *Natur und Landschaft* **56**: 430–436.

Anschrift des Verfassers: Dr. ARNO WATERSTRAAT, Heinrich-Mann-Str. 13, D-O-2080 Neustrelitz, Deutschland.