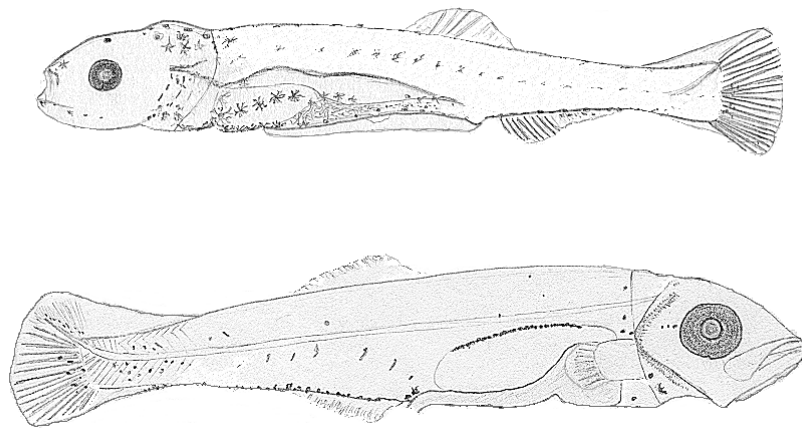


Verteilung, Wachstum und Nahrungsökologie der Larven und Jungfische im Belauer See, Schleswig-Holstein



DISSERTATION

zur Erlangung des Doktorgrades
des Fachbereichs Biologie
der Universität Hamburg

vorgelegt von
Christine Bertram
aus Hamburg

Hamburg 2002

**Verteilung, Wachstum und Nahrungsökologie
der Larven und Jungfische
im Belauer See, Schleswig-Holstein**

DISSERTATION

zur Erlangung des Doktorgrades
des Fachbereichs Biologie
der Universität Hamburg

vorgelegt von
Christine Bertram
aus Hamburg

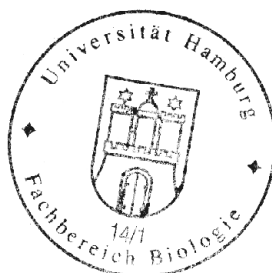
Hamburg 2002

Genehmigt vom
Fachbereich Biologie der
Universität Hamburg
auf Antrag von Herrn Professor Dr. W. Nellen

Weitere Gutachter der Dissertation:
Herr Professor Dr. H. Kausch

Tag der Disputation: 01. Februar 2002

Hamburg, den 18. Januar 2002



A handwritten signature in black ink, appearing to read "Udo Wienand".

Professor Dr. U. Wienand
Dekan

Danksagung

Sehr herzlich bedanken möchte ich mich vor allem bei Herrn Prof. Dr. W. Nellen für die Betreuung dieser Arbeit. Besonders hervorzuheben sind seine stete Gesprächsbereitschaft und Unterstützung, das entgegengebrachte Vertrauen, die kritische Durchsicht des Manuskripts sowie die viele Geduld.

Herrn Prof. Dr. H. Kausch danke ich für den "Gastschreibtisch" im Zeiseweg. Der gesamten limnologischen Arbeitsgruppe, insbesondere aber Susanne Barkmann, Dr. Walter Fleckner, Dr. Bernhard Landmesser, Gaby Maaser, Dr. Ute Müller, Dr. Heike Zimmermann und meinen Zimmerkolleginnen Gabi Konstantin, Dr. Alexandra Makulla und Marion Ziemer bin ich dankbar für die gute Zusammenarbeit, die anregenden Diskussionen und die nette Arbeitsatmosphäre.

Zu Dank verpflichtet für die Überlassung unveröffentlichter Daten zu Zooplankton, Zoobenthos und adulten Fischen im Belauer See bin ich: Dr. Walter Fleckner, Gabi Konstantin, Dr. Boris Löhlein, Dr. Ute Müller, Dr. Werner Pfeiffer und Dr. Rainer Pöpperl.

Herr Peter Öhlrich unterstützte mich tatkräftig beim Bau und der Erprobung neuer Fanggeräte; von Dr. Hans-Herrmann Arzbach und Dr. Ralf Thiel erhielt ich viele hilfreiche Tipps und Anregungen.

Meine "Hiwis am See" Karin Leithäuser, Irma Ebbers und Esmail Valamanesh halfen mir zuverlässig und gut gelaunt bei jedem Wetter - dank ihnen bleiben mir die "Fangtage" in bester Erinnerung.

Abschließend möchte ich auch allen anderen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen am Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg sowie den Kollegen und Kolleginnen am Ökosystemforschungs-Zentrum in Kiel danken, die mich während der Doktorarbeit unterstützten.

Ohne meine Eltern sowie Karin und Alireza aber wäre die Arbeit nicht fertig geworden. Während der langen Zeit halfen sie mir mit viel praktischer Unterstützung und ermutigten mich immer wieder nicht aufzugeben.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Untersuchungsgebiet	3
3	Material und Methoden	4
3.1	Probenahme	4
3.1.1	Fanggeräte	4
a)	Schubnetz	4
b)	Mini-Ringwade	4
c)	Fischbrutwade	5
d)	Kleines Auftriebsnetz	5
e)	Netzfalle	6
f)	Senke	6
g)	Käscher	6
3.1.2	Fängigkeit der Geräte	8
3.1.3	Fangstationen	10
a)	Bereiche tieferen Wassers - Stationen I–V	10
b)	Flachwasserbereiche - Stationen 1-8	12
3.1.4	Probenahmerhythmus, Erfassung und Konservierung der Proben	15
3.2	Versuche mit künstlichen Laichsubstraten	15
3.3	Erhebung der Einzelfischdaten	15
3.4	Berechnung der Abundanzen	17
3.5	Berechnung der Biomassen	19
3.6	Berechnung des Diversitätsindex	20
3.7	Beschreibung des Wachstums	20
3.7.1	Längen-Gewichts-Beziehungen	20
3.7.2	Mittlere Längen und Gewichte	21
3.7.3	Relative Zuwachsraten	21
3.8	Untersuchungen zur Nahrungsökologie	21
3.8.1	Darminhaltsanalysen	21
3.8.2	Haupt-Nahrungs-Index	22
3.8.3	Nahrungsüberlappung	25
3.9	Mittlere Tagesrationen und Konsumtion	26
3.10	Berechnung der Geburten- und Sterberaten für <i>Daphnia</i> sp.	27
4	Ergebnisse	28
4.1	Vergleich der Wetterverhältnisse im Frühjahr beider Untersuchungsjahre	28
4.2	Auswertung der Laichaktivitäten auf den ausgelegten Substraten	28
4.3	Gesamtfänge	29
4.4	Abundanzen	30
4.4.1	Abundanzen und Artzusammensetzung in Bereichen tieferen Wassers	30
a)	Durchschnittliche Individuendichte und Artzusammensetzung im Hauptbecken	30
b)	Vertikale und horizontale Verteilung im Hauptbecken	30
c)	Südbucht	34
d)	Abundanzen im Sommer – unbefriedigender Einsatz der Mini-Ringwade	34
e)	Artendiversität in Bereichen tieferen Wassers	34
4.4.2	Abundanzen und Artzusammensetzung im Flachwasser	35
a)	Durchschnittliche Individuendichten und Artzusammensetzung	35
b)	Horizontale Verteilung im Flachwasser	37
c)	Artendiversität	40
4.4.3	Vergleich von Tag- und Nachtfängen	43
a)	Bereiche tieferen Wassers	43
b)	Flachwasser	45

4.5	Wachstum.....	46
4.5.1	Längen-Gewichts-Beziehungen	46
4.5.2	Mittlere Längen und Gewichte	48
a)	Brassen	48
b)	Plötze	49
c)	Flussbarsch	49
d)	Zander	50
e)	Kaulbarsch	51
4.5.3	Zuwachsraten	52
4.6	Biomassen	55
4.7	Nahrungsökologie.....	57
4.7.1	Prolarven.....	57
a)	Cyprinidae	57
b)	Percidae	57
4.7.2	Postlarven	57
a)	Cyprinidae	57
b)	Percidae	60
4.7.3	Juvenile	60
a)	Brassen	60
b)	Plötze	60
c)	Flussbarsch	63
d)	Zander	63
e)	Kaulbarsch	63
4.7.4	Nahrungsüberlappung zwischen den Arten	63
4.7.5	Mittlere Tagesrationen	67
5	Diskussion	71
5.1	Beginn des Ablachens im Belauer See.....	71
5.2	Effizienz der Fangmethoden.....	71
5.3	Abundanzen	73
5.3.1	Abundanzen und Artzusammensetzung in den Bereichen tieferen Wassers	73
5.3.2	Abundanzen in den Flachwasserbereichen	77
5.3.3	Vergleich zwischen den Bereichen tieferen Wassers und dem Flachwasser....	79
5.3.4	Habitatspräferenzen einzelner Fischarten	80
5.3.5	Vergleich von Tag- und Nachtfängen	82
5.4	Wachstum.....	83
5.4.1	Längen-Gewichts-Beziehungen	83
5.4.2	Wachstumsraten	85
5.5	Nahrungsökologie.....	86
5.5.1	Methodik	86
5.5.2	Vergleich der Nahrungswahl mit der saisonalen Situation im See.....	87
5.5.3	Nahrungsüberlappung	90
5.5.4	Tagesrationen und Konsumtion	91
5.5.5	Einfluss des Fraßdrucks auf das Zooplankton.....	91
6	Zusammenfassung.....	95
7	Literaturverzeichnis	97
8	Anhang.....	108
8.1	Individuendichten	108
8.2	Wachstum.....	114
8.3	Nahrungsuntersuchungen	120

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1	Durchschnittlich befischte Fangflächen und Fangvolumina	6
Tab. 3.2	Anzahl der Fische, durchschnittlicher Fangerfolg und Größenverteilung der Fische in den Fängen der verschiedenen Fanggeräte	8
Tab. 3.3	Anzahl der durchgeführten Fänge in den Bereichen tieferen Wassers	12
Tab. 3.4	Charakteristika der Fangstationen in den Bereichen tieferen Wassers	12
Tab. 3.5	Anzahl der durchgeführten Fänge in den Flachwasserbereichen	13
Tab. 3.6	Charakteristika der Fangstationen in den Flachwasserbereichen	14
Tab. 3.7	Probenahmerhythmus 1991 und 1992	16
Tab. 3.8	Entwicklungsstadien der Altersgruppe 0	17
Tab. 3.9	Einteilung der Magen-Darm-Füllungsgrade sowie der Verdauungsgrade	22
Tab. 3.10	Taxa der Nahrungsorganismen und zugehörige Konversionsfaktoren	23
Tab. 3.11	Für die Berechnung der Konsumtion verwendete Konversionsfaktoren	27
Tab. 4.1	Zeitpunkt und Fundort der Flussbarschlaichbänder	28
Tab. 4.2	Übersicht der insgesamt gefangenen Fische (absolute Häufigkeiten)	29
Tab. 4.3	Artendiversität nach Shannon-Weaver in den Bereichen tieferen Wassers	35
Tab. 4.4	Totallänge und Anzahl der in den Flachwasserbereichen gefangenen Fische.....	37
Tab. 4.5	Artendiversität nach Shannon Weaver in den Flachwasserbereichen	41
Tab. 4.6	Relative Häufigkeit des Auftretens der einzelnen Arten an den verschiedenen Stationen des Flachwassers.....	42
Tab. 4.7	Vergleich der Individuendichten in den Tag- und Nachtfängen mit dem Schubnetz.....	43
Tab. 4.8	Vergleich der mittleren Totallängen in den Tag- und Nachtfängen mit dem Schubnetz.....	44
Tab. 4.9	Vergleich der Individuendichten in den Tag- und Nachtfängen im Flachwasser ..	45
Tab. 4.10	Vergleich der mittleren Totallängen in den Tag- und Nachtfängen im Flachwasser	46
Tab. 4.11	Längen-Gewichtsbeziehungen der Altersgruppe 0	66
Tab. 5.1	Vergleich der Abundanzen von Fischlarven im Freiwasser verschiedener Gewässer	74
Tab. 5.2	Vergleich der Abundanzen von Fischlarven und Jungfischen in Flachwasserbereichen verschiedener Gewässer.....	78
Tab. 5.3	Längen-Gewichts-Relationen von Fischlarven und Jungfischen in anderen Gewässern	84
Tab. 5.4	Vergleich von Tagesrationen.	92
Tab. 8.1	Individuendichten in den Bereichen tieferen Wassers 1991	108
Tab. 8.2	Individuendichten in den Bereichen tieferen Wassers 1992	110
Tab. 8.3	Mittlere Individuendichten in den Flachwasserbereichen 1991	112
Tab. 8.4	Mittlere Individuendichten in den Flachwasserbereichen 1992	113
Tab. 8.5	Anzahl, Länge, Gewicht und Wachstum der gefangenen Larven und Jungfische	114

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Lage der Bornhöveder Seenkette und des Belauer Sees	3
Abb. 3.1	Einsatz der Fischbrutwade und Berechnung der Fangfläche	5
Abb. 3.2	Eingesetzte Fanggeräte.	7
Abb. 3.3	Größenverteilung der gefangenen Fische in den verschiedenen Geräten	9
Abb. 3.4	Fangstationen im Belauer See	11
Abb. 4.1	Mittlere Individuendichten sowie relative Artzusammensetzung in den Bereichen tieferen Wassers im Hauptbecken	31
Abb. 4.2	Mittlere Individuendichten und relative Artzusammensetzung in den verschiedenen Tiefenstufen im Hauptbecken sowie in der Südbucht	32
Abb. 4.3	Individuendichten in den Bereichen tieferen Wassers im Hauptbecken differenziert nach Stationen und Tiefenstufen	33
Abb. 4.4	Mittlere Individuendichten und relative Artzusammensetzung im Flachwasser ...	36
Abb. 4.5	Mittlere Individuendichte (Monatsmittelwerte) und Artzusammensetzung an den Flachwasserstationen 1, 2, 3 am Ostufer	38
Abb. 4.6	Mittlere Individuendichte (Monatsmittelwerte) und Artzusammensetzung an den Flachwasserstationen 4 in der Nordbucht sowie 5 und 6 am Westufer.....	39
Abb. 4.7	Mittlere Individuendichte (Monatsmittelwerte) und Artzusammensetzung an den Flachwasserstationen 7 und 8 in der Südbucht.....	40
Abb. 4.8	Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Brassen	48
Abb. 4.9	Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Plötzen.....	50
Abb. 4.10	Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Flussbarsche	51
Abb. 4.11	Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Zander	52
Abb. 4.12	Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Kaulbarsche.....	53
Abb. 4.13	Relative Zuwachsraten der Altersgruppe 0 sowie die Wassertemperatur in der Seemitte (1 m Tiefe)	54
Abb. 4.14	Mittlere Biomasse der Altersgruppe 0 und Artzusammensetzung der Fische in den Bereichen tieferen Wassers.....	55
Abb. 4.15	Mittlere Biomasse der Altersgruppe 0 und Artzusammensetzung der Fische in den Flachwasserbereichen.....	56
Abb. 4.16	Nahrungszusammensetzung der Prolarven von Brassen, Plötze, Flussbarsch und Zandern	58
Abb. 4.17	Nahrungszusammensetzung der Postlarven von Brassen und Plötze.....	59
Abb. 4.18	Nahrungszusammensetzung der Postlarven von Flussbarsch und Zander	61
Abb. 4.19	Nahrungszusammensetzung der Juvenilen von Brassen und Plötze	62
Abb. 4.20	Nahrungszusammensetzung der Juvenilen von Flussbarsch und Zander	64
Abb. 4.21	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Kaulbarsch	65
Abb. 4.22	Mittlere Tagesrationen in % Frischgewicht Nahrung pro Frischgewicht Fisch	68
Abb. 4.23	Mittlere Tageskonsumtion (Brassen und Plötze).....	69
Abb. 4.24	Mittlere Tageskonsumtion (Flussbarsch und Zander)	70
Abb. 5.1	Simulation windinduzierter Strömungen	76
Abb. 5.2	Vergleich der Gesamtmortalität von <i>Daphnia</i> sp. mit der geschätzten Konsumtion durch die Altersgruppe 0	93
Abb. 8.	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Brassen 1991	120
Abb. 8.2	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Brassen 1992	121
Abb. 8.3	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 der Plötze 1991	122
Abb. 8.4	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 der Plötze 1992	123
Abb. 8.5	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Flussbarsch 1991	124
Abb. 8.6	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Flussbarsch 1992	125
Abb. 8.7	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Zander 1991.	126
Abb. 8.8	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Zander 1992.	127
Abb. 8.9	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Kaulbarsch 1991.	127
Abb. 8.10	Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Kaulbarsch 1992.	128

1 Einleitung

Ziele der Ökosystemforschung sind die Untersuchung von Struktur und Dynamik vernetzter Biozöosen, die Aufstellung von Energie- und Stoffwechselbilanzen, die Aufschlüsselung der vielfältigen Regelungsmechanismen sowie die Bestimmung von Stabilitäts- und Belastungskriterien. Langfristig dienen diese Ergebnisse dem Umweltschutz als Basis für Prognosen und Beurteilungen möglicher Veränderungen durch anthropogene Eingriffe und zur Etablierung von Belastungsgrenzen, die sich an ökologischen Erfordernissen ausrichten.

Die vorliegende Arbeit wurde während der zweiten Phase des Großforschungsprojektes „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ durchgeführt. Das Bornhöveder Seengebiet liegt etwa 30 km südlich von Kiel. Es umfasst sowohl aquatische als auch terrestrische Ökosysteme, die unterschiedlich land-, forst- und fischereiwirtschaftlich genutzt werden (BLUME et al. 1992). Zielsetzung der limnologischen Arbeitsgruppen war es, die Struktur und Dynamik der Lebensgemeinschaften in einem der sechs Seen, dem Belauer See, zu erfassen und die sie verbindenden Stoff- und Energieflüsse zu quantifizieren. Neben den Untersuchungen zur Bedeutung der adulten Fische als Topkonsumenten sowie als Energie- und Nährstoffspeicher im See (PFEIFFER 1999) wurde 1990 mit feldbiologischen Untersuchungen von Larven und Jungfischen begonnen. Die Ergebnisse der Freilanduntersuchungen zur Fischbiozönose flossen u.a. in die Entwicklung eines Individuen-basierten Modells zur Bioenergetik der Plötze ein (HÖLKER 2000).

Das erste Lebensjahr von Fischen ist von tief greifenden Veränderungen innerhalb kurzer Zeitspannen geprägt. Am auffälligsten sind die morphologischen Veränderungen während der frühen Ontogenie z.B. die Aufzehrung des Dottersacks, die Ausbildung von Flossen, die Entwicklung des Schuppenkleids und der Pigmentierung. Die Beschreibung dieser äußeren Merkmale lässt sich am einfachsten zur Kennzeichnung verschiedener Entwicklungsstadien heranziehen (WOYNAROVICH 1960 in DEELDER & WILLEMSSEN 1964, ELS 1967, KUZNETSOV 1972). Grundlegend verändert sich jedoch auch die Physiologie der Fischlarven: Strukturen der Muskulatur und Kiemen (EL-FIKY & WIESER 1988), der Kreislauf, die Sinnesorgane (WANZENBÖCK & SCHIEMER 1989) und das Enzymsystem (HINTERLEITNER et al. 1989) wachsen und differenzieren sich und übernehmen neue oder zusätzliche Funktionen. Mit der statistischen Analyse morphometrischer Merkmale (beispielsweise dem Verhältnis von Körperlänge zur Kopfhöhe oder Augendurchmesser) wurde in den letzten Jahren ein neuer Ansatz zur Beschreibung von abrupten Veränderungen der Körperform während der Entwicklung von Fischlarven zu Jungfischen gewählt (COPP & PENAZ 1988, GOZLAN et al. 1999, KOVAC et al. 1999). Alle Entwicklungen sind eng verknüpft mit Verhaltensänderungen z.B. der Umstellung auf exogene Ernährung, der Perfektionierung des Beutefangs, dem Fluchtvermögen oder der Nutzung unterschiedlicher Mikrohabitate. Somit wechseln Fische in ihrem ersten Lebensjahr mehrfach ihre ökologische Position (KOVAC & COPP 1999) und ihre Vernetzung mit anderen Lebensgemeinschaften bzw. der abiotischen Umwelt ist besonders komplex.

Aufgrund ihrer hohen relativen Wachstums- und Stoffwechselraten (BRETT & GROVES 1979, HOUDE & ZASTROW 1993) und großen Individuendichten tragen Fischlarven und Jungfische überdurchschnittlich zur Gesamtfischproduktion eines Gewässers bei (MATHEWS 1971, NYBERG 1979). Zugleich konsumieren die überwiegend planktivoren 0-Gruppen-Fische große Mengen Nahrungsorganismen. Ihnen kommt daher vermutlich eine wichtige Funktion und ein hoher Anteil an den Stoffflüssen innerhalb aquatischer Ökosysteme zu. Die Wechselwirkungen zwischen herbivoren Zooplanktern, insbesondere großen Cladoceren, und einsömm-

rigen Fischen wurden mehrfach beschrieben (KEAST 1980, MILLS & FORNEY 1983, VAN DENSEN 1985, POST & MCQUEEN 1987, WHITESIDE 1988 und 1991, LUECKE et al. 1990, DUNCAN 1997).

In den letzten Jahren förderte vor allem die kritische Analyse des Erfolgs biomanipulatorischer Maßnahmen quantitative Untersuchungen zur Interaktion zwischen 0-Gruppen-Fischen und Zooplankton (BENNDORF 1995, MEHNER et al. 1995 und 1997). Großen herbivoren Zooplanktern wie *Daphnia* sp. und ihren Räubern, den planktivoren Fischen, obliegt dabei eine Schlüsselfunktion. Durch die Verringerung der fraßbedingten Mortalität ersterer wird angestrebt, die Biomasse kleiner Phytoplanktonarten zu senken und damit die Wassertransparenz und -qualität eutropher Gewässer zu verbessern (BENNDORF et al. 1984 und 1988). Der Fraßdruck auf die herbivoren Zooplankter lässt sich minimieren, indem entweder alle Fische aus einem Gewässer entfernt werden oder aber die planktivoren Fische durch Besatz mit piscivoren Fischen einer erhöhten Mortalität unterworfen werden. Langzeituntersuchungen biomanipulierter Gewässer ergaben jedoch, dass die erstarkte Altersklasse 0 der Raubfische den Platz der planktivoren Fische einnehmen und somit möglicherweise Ursache einer verlängerten Sommerdepression der Daphnien sein kann (MEHNER et al. 1997, ROMARE & BERGMANN 1999 a).

Die Untersuchung von Fischlarven und juvenilen Fischen erfordert spezielle Fanggeräte und -methoden. Während solche im marinen Bereich schon lange etabliert wurden, sind Methoden für den quantitativen Fang der Altersgruppe 0 im Süßwasser noch immer unzureichend entwickelt (NELLEN & SCHNACK 1975, BAGENAL & NELLEN 1980, URHO 1997, WANZENBÖCK et al. 1997 b). Nicht nur eine große räumliche und zeitliche Variabilität erschweren die Abschätzung absoluter Individuendichten und Biomassen, zusätzliche Probleme entstehen infolge der Unzugänglichkeit vieler Litoralbereiche mit dichtem Makrophytenbewuchs.

Im Mittelpunkt der vorliegenden Untersuchung standen folgende Fragestellungen:

- Mit welchen Methoden lassen sich Fischlarven und Jungfische quantitativ fangen?
- Wie verteilen sich die unterschiedlichen Lebensstadien der Fische räumlich und zeitlich im See?
- Wie verläuft das Wachstum im ersten Lebensjahr? Lassen sich äußere Einflüsse erkennen?
- Wie ist die Nahrung der verschiedenen Arten und Lebensstadien zusammengesetzt? Ändert sich das Nahrungsspektrum mit zunehmender Fischgröße und wechselndem Nahrungsangebot? Erfolgt die Aufnahme der Nahrung wahllos oder selektiv?
- Welche Nahrungsmengen werden von den Fischen der Altersgruppe 0 konsumiert? In welchem Verhältnis steht der Fraßdruck zur Biomasse der Nahrungsorganismen bzw. deren Produktion?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden 1991 und 1992 jeweils von Ende April bis Anfang Dezember Felduntersuchungen im Belauer See durchgeführt. Mithilfe verschiedener Fanggeräte wurden sowohl in Bereichen tieferen Wassers als auch im Flachwasser Proben genommen. Zum Vergleich der von den Fischen aufgenommenen Nahrung mit dem Angebot im See wurden die parallel erhobenen Daten der Zooplankton-Arbeitsgruppe herangezogen.

2 Untersuchungsgebiet

Die Bornhöveder Seenkette liegt in Schleswig-Holstein am südwestlichen Rand der holsteinischen Seenplatte. Sie besteht aus sechs Seen - Bornhöveder See, Schmalensee, Belauer See, Stolpersee, Schierensee und Fuhlensee - die untereinander (bis auf den Schierensee und den Fuhlensee) durch die in nördlicher Richtung fließende Alte Schwentine verbunden sind (Abb. 2.1).

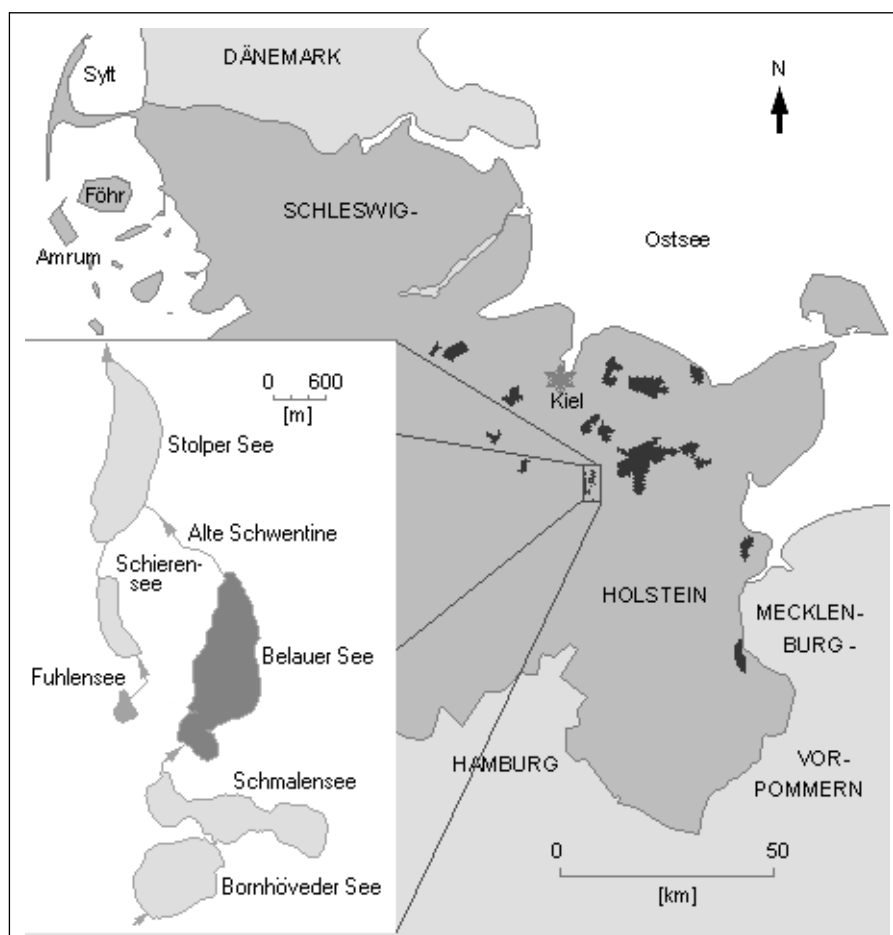


Abb. 2.1 Lage der Bornhöveder Seenkette und des Belauer Sees (nach SCHERNEWSKI 1992).

Der Belauer See ist eutroph und durch Holo- und Dimixis gekennzeichnet (SCHERNEWSKI 1992). Er hat eine maximale Länge von 2,2 km und einen Umfang von 5,7 km, seine Oberfläche beträgt 1,1 km², seine tiefste Stelle 30 m, die mittlere Tiefe 9 m. Das Seebecken lässt sich in einen flachen südlichen Beckenteil, die Südbucht, und einen tiefen zentralen Teil, das Hauptbecken, unterteilen. In die Südbucht mündet die Alte Schwentine, im Norden des Hauptbeckens befindet sich der Abfluss über einen Mühlenstau (Abb. 3.4).

Der Belauer See wird ganzjährig von einem Fischer bewirtschaftet, der Reusen, Stellnetze, Zugnetze sowie Elektrofischerei einsetzt. Hinsichtlich seiner Produktivität wurde der See in die Ertragsklasse III nach SCHÄPERCLAUS (1953) eingestuft (PAC 1989).

3 Material und Methoden

3.1 Probenahme

3.1.1 Fanggeräte

Für den Fang von Larven und Jungfischen standen ein Aluminiumboot (5,4 m * 1,8 m) mit einem 30 PS-Außenbordmotor sowie verschiedene Fanggeräte zur Verfügung.

An den Stationen in den Bereichen tieferen Wassers (Abb. 3.4) wurden die folgenden zwei Geräte eingesetzt:

a) Schubnetz

Dieses Netz (Maschenweite 500 µm, Länge ca. 5 m, Abb. 3.2) diente dem Fang jüngster Fischlarven von Ende April bis Ende Juni. Sein Rahmen (Kantenlänge 385 mm * 620 mm) war an einer 100 * 100 im Querschnitt messenden Aluminiumstange von 2,5 m Länge befestigt. Diese ragte am Bug des Bootes senkrecht in das Wasser, so dass horizontale Fänge in den Tiefen 0 m, 0,5 m, 1 m oder 2 m durchgeführt werden konnten. Die Netzöffnung betrug 0,24 m², und in ihrer Mitte war ein Strommesser befestigt. Es wurde eine durchschnittliche Schubgeschwindigkeit des Netzes von zwei Knoten erreicht. Nach Beendigung der Fangzeit, die je nach Planktondichte zwei bis vier Minuten betrug, wurde der Netzbeutel mit Hilfe einer "lazy line" zugezogen und das Netz heraufgezogen. Anschließend wurde der Netzbeutel durch eine Öffnung in der Mitte des Bootes an Deck geholt und das im Netzbecher befindliche Plankton einschließlich Fischlarven in Probengefäße überführt. Pro Fangstation und Fangtiefe wurden zwei unmittelbar aufeinander folgende Fänge durchgeführt.

Das filtrierte Volumen *Vol* (Tab. 3.1) berechnete sich nach der Formel:

$$Vol = D \times f \times O$$

D = vom Strömungsmesser gemessene Distanz bzw. Umdrehungen

f = Faktor des Strömungsmessers (werkseitige Eichung) = (26873 U)/(999999 m)

O = Netzöffnung = (0,2385 m²)

b) Mini-Ringwade

Für den Fang größerer Larven und juveniler Fische im Freiwasser wurde eine Ringwade nach HUNTER et al. (1966) und NAGIEC (1975) hergestellt; ihre Länge betrug 20 m, die Höhe 2,5 m, die Maschenweite 2,5 mm (Abb. 3.2). Die Netzoberkante war mit Schwimmern bestückt, die Unterkante durch eine Bleileine beschwert und mit Ösen versehen, durch die eine Ringleine führte. Im Idealfall sollte die Ringwade mit dem Boot kreisförmig ausgesetzt und anschließend mit Hilfe der Ringleine schüsselförmig zusammengezogen werden, so dass eine Kreisfläche von 32 m² und eine Wassersäule von 80 m³ abgefischt würde (Tab. 3.1).

An den Flachwasserstationen (1-8, Abb. 3.4) wurden folgende fünf Geräte verwendet:

c) Fischbrutwade

Die Fischbrutwade wurde aus Gardinenstoff (Maschenweite 1,5 mm) genäht (SCHÖFER 1979, Abb. 3.2). Ihre Gesamtlänge betrug 7 m, die Flügellänge 3,3 m, die Flügeltiefe 0,7 m und die Länge des Steerts 1,2 m. An der Oberkante waren Schwimmer befestigt, und in die Unterkante war eine Bleileine eingnäht. Die Flügelenden waren an zwei Rundhölzern befestigt. Die Wade wurde in flachen Schilfeinschnitten oder vor dem Schilfgürtel watend ausgesetzt. Zunächst wurde das Rundholz des einen Flügels am Schilfrand in den Grund gesteckt und die Wade senkrecht zum Ufer ausgebracht. Anschließend wurde der freie Flügel in einem Bogen zurück ans Ufer gezogen (Abb. 3.1). Beide Flügel wurden langsam eingeholt und die einge-

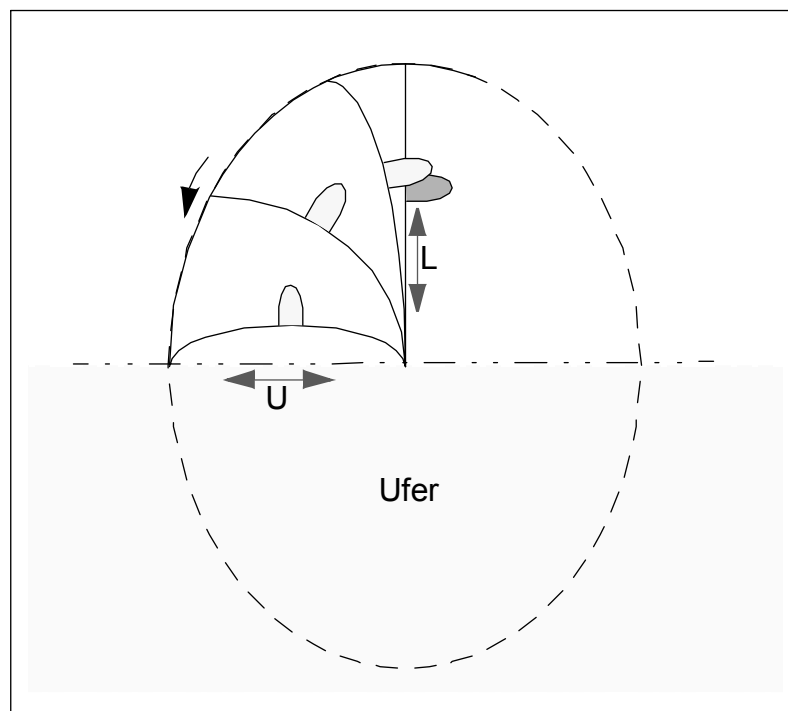


Abb. 3.1 Einsatz der Fischbrutwade und Berechnung der Fangfläche nach THIEL (1990).

schlossenen Fische im Netzbecher gefangen. Die Fangfläche Fl (Tab. 3.1) berechnete sich nach der Formel

$$Fl = \frac{U \times L \times \pi}{4}$$

L = Gesamtlänge der Fischbrutwade = (7m)

U = Uferschlusspunktstand .

d) Kleines Auftriebsnetz

Dieses Gerät bestand aus einem Netz, dessen Oberkante an einem Schwimmrahmen der Kantenlänge 1,06 m * 1,06 m und einem schweren Metallrahmen befestigt war (Abb. 3.2). Das Netz (Maschenweite 1 mm) lief nach unten konisch zu und endete in einem Netzbecher.

Zunächst wurde der Schwimmrahmen mittels Gummibändern auf den Metallrahmen gebunden und das Gerät vom Boot aus auf den Grund gesenkt. Nachdem das Auftriebsnetz mindestens 20 Minuten auf dem Grund geruht hatte, wurden die Gummibänder durch eine Reißleine gelöst, wodurch das Netz plötzlich aufschwamm. Die befischte Fläche betrug 1,1 m² (Tab. 3.1).

Tab. 3.1 Durchschnittlich befischte Fangflächen und Fangvolumina.

Fanggerät	Jahr	Durchschnittliche Fangtiefe (m)	mittleres Fangvolumen (m³)	mittlere Fangfläche (m²)
Schubnetz	1991	0; 1; 2	37,0	96,1
	1992	0; 1; 2	52,4	136,1
Ringwade	1991	2,5	73,4	29,6
	1992	2,5	69,2	27,7
Auftriebsnetz	1991	0,9	1,0	1,1
	1992	0,7	0,8	1,1
Fischbrutwade	1991	0,6	5,6	8,9
	1992	0,6	4,6	7,9
Netzfalle	1991	0,9	6,1	6,8
	1992	0,7	4,6	6,8

e) Netzfalle

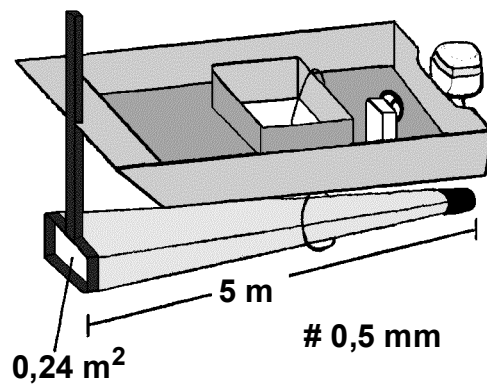
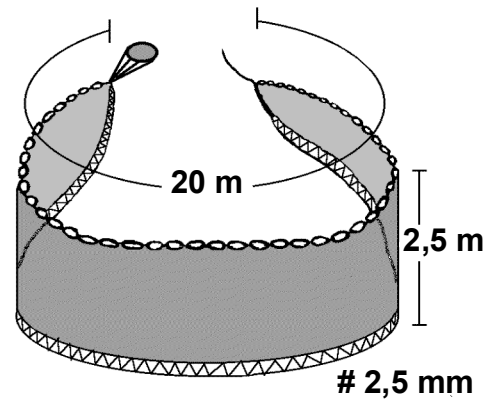
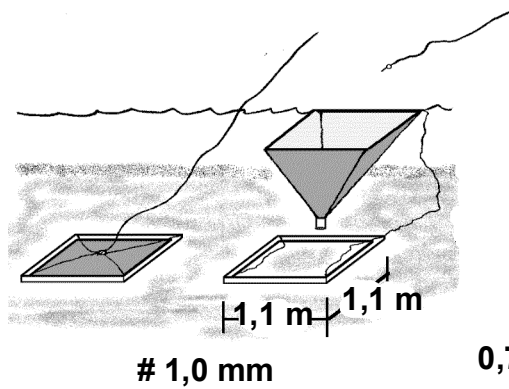
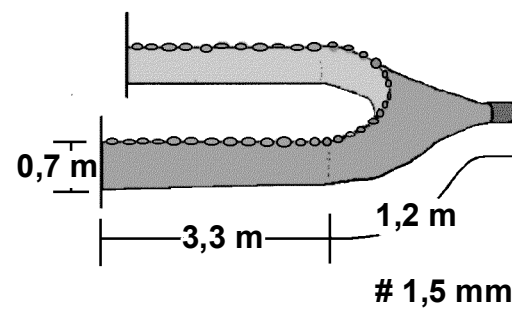
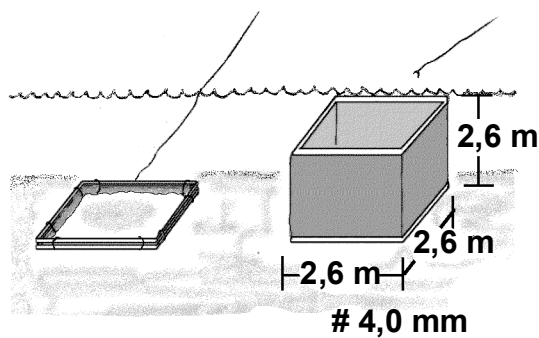
Ein zweites auftreibendes Umschließungsnetz (SERAFY et al. 1988) besaß eine Maschenweite von 4 mm (Abb. 3.2). Ober- und Unterkante dieses Netzes waren an je einem quadratischen Rahmen der Kantenlängen von 2,6 m * 2,6 m befestigt, so dass sich eine Fangfläche von 6,8 m² ergab (Tab. 3.1). Während der schwere untere Rahmen zu Boden sank, war der obere Rahmen mit Luft gefüllt und schwamm im Wasser auf. Wie beim kleinen Auftriebsnetz wurden beide Rahmen mittels Gummibändern aufeinander gebunden, so dass das Netz zusammengefasst auf den Grund gesenkt werden konnte. Da diese Netzfalle keinen Boden besaß, konnte sie auch in Litoralbereichen eingesetzt werden, die mit Makrophyten bestanden waren. Nach einer längeren "Ruhezeit" (i.a. über eine Stunde) wurde das Netz aus der Ferne mittels einer Reißleine ausgelöst, wodurch der obere Rahmen plötzlich aufschwamm und sich die Netzwand entfaltete. Um die eingeschlossenen Fische zu entnehmen, wurde die Netzfalle mit einer speziell hierfür angefertigten Zugwade mindestens dreimal abgefischt.

f) Senke

Es wurde eine Senke mit 1 m² Netzfläche verwendet. Im Frühjahr wurde ein Netztuch mit 1,5 mm Maschenweite, ab Juli ein Netztuch der Maschenweite 4 mm eingesetzt.

g) Käscher

Es standen ein Käscher aus engmaschiger Gaze (250 µm) für den Fang der jüngsten Larvenstadien, ein Käscher der Maschenweite 1,5 mm und ein weiterer der Maschenweite 4 mm zur Verfügung.

**Schubnetz****Mini-Ringwade****kleines Auftriebsnetz****Fischbrutwade****Netzfalle****Abb. 3.2** Eingesetzte Fanggeräte.

3.1.2 Fängigkeit der Geräte

Zur Abschätzung der Fängigkeit der verschiedenen Geräte wurden jeweils sämtliche mit einem Gerät gefangenen Fische in 5-mm Längensklassen eingeteilt. Die sich ergebenden Größenverteilungen sind in Abb. 3.3 und Tab. 3.2 dargestellt; sie spiegeln die Effizienz der Fanggeräte wider, werden aber auch durch Abundanzschwankungen beeinflusst. Um den Einfluss schwankender Individuendichten auszuschließen, hätten Versuchsfänge bei bekanntem Fischbestand (z.B. in einem Netzgehege) durchgeführt werden müssen.

Tab. 3.2 Anzahl der Fische, durchschnittlicher Fangerfolg und Größenverteilung der Fische in den Fängen der verschiedenen Fanggeräte.

Fanggeräte: S-0,5 = Schubnetz, K = Käscher, W = Fischbrutwade, A = Auftriebsnetz, Se = Senke, RW = Mini-Ringwade, NF = Netzfalle.

Fischarten: A.a. = *Alburnus alburnus*, A.b. = *Abramis brama*, C.t. = *Cobitis taenia*, G.c. = *Gymnocephalus cernuus*, G.g. = *Gobio gobio*, L.l. = *Lota lota*, P.f. = *Perca fluviatilis*, R.r. = *Rutilus rutilus*, S.e. = *Scardinius erythrophthalmus*, St.l. = *Stizostedion lucioperca*.

* = Bei einzelnen sehr individuenreichen Fängen wurden nicht alle Fische vermessen, dadurch wurden die Durchschnittsfänge etwas unterschätzt.

Fangeräte		S-0,5	K (alle)	W	A	Se	RW	NF
Einsatzzeitraum		Mai + Juni	Mai - Aug	Juni - Dez	Juni - Okt	nur Juli 91	Juli - Sept	Juli - Okt
Gesamtfang*		2937*	1689*	4741*	973*	32	4	9
Einsätze		335	38	419	48	6	20	12
durchschn. Fangerfolg (Ind. pro Fang)		8,8	44,4	11,3	20,3	5,3	0,2	0,7
Totallänge der gefangenen Fische (mm)	mittl. TL	9,9	12,7	41,0	44,8	27,7	23,7	52,4
	min. TL	2,9	6,5	8,5	20,7	22,2	20	36
	max. TL	29,1	48,0	128,0	100,0	40,0	27,0	81,0
gefangene Arten	Cypriniden	A.b. R.r. Leu.del.	A.a. A.b. R.r. S.e	A.a. A.b. R.r. S.e	A.a. A.b. R.r.	R.r.		R.r.
	Perciden	P.f. St.l.		G.c. P.f. St.l.	G.c. P.f. St.l.	P.f. St.l.	St.l.	G.c.
	sonstige	L.l.		C.t. G.g.				C.t.

In den Bereichen tieferen Wassers war lediglich der Einsatz des **Schubnetzes (S-0,5)** von Mai bis Anfang Juni erfolgreich. Mit dem Schubnetz wurden die Larven der vier Hauptarten - Flussbarsch (*Perca fluviatilis* L.), Zander (*Stizostedion lucioperca* L.), Plötze (*Rutilus rutilus* L.) und Brassen (*Abramis brama* L.) - sowie Aalquappe (*Lota lota* L.) und Moderlieschen (*Alburnus alburnus* L.) gefangen. Es wurden im Durchschnitt mehr als 8 Fische pro Einsatz gefangen. Am häufigsten wurden Larven der Größenklasse 5 bis 9,9 mm gefangen, während Larven über 15 mm kaum vertreten waren. Ab dieser Größenklasse wurden die Fische offenbar nicht mehr quantitativ gefangen, worauf auch der zeitliche Verlauf der Artzusammen-

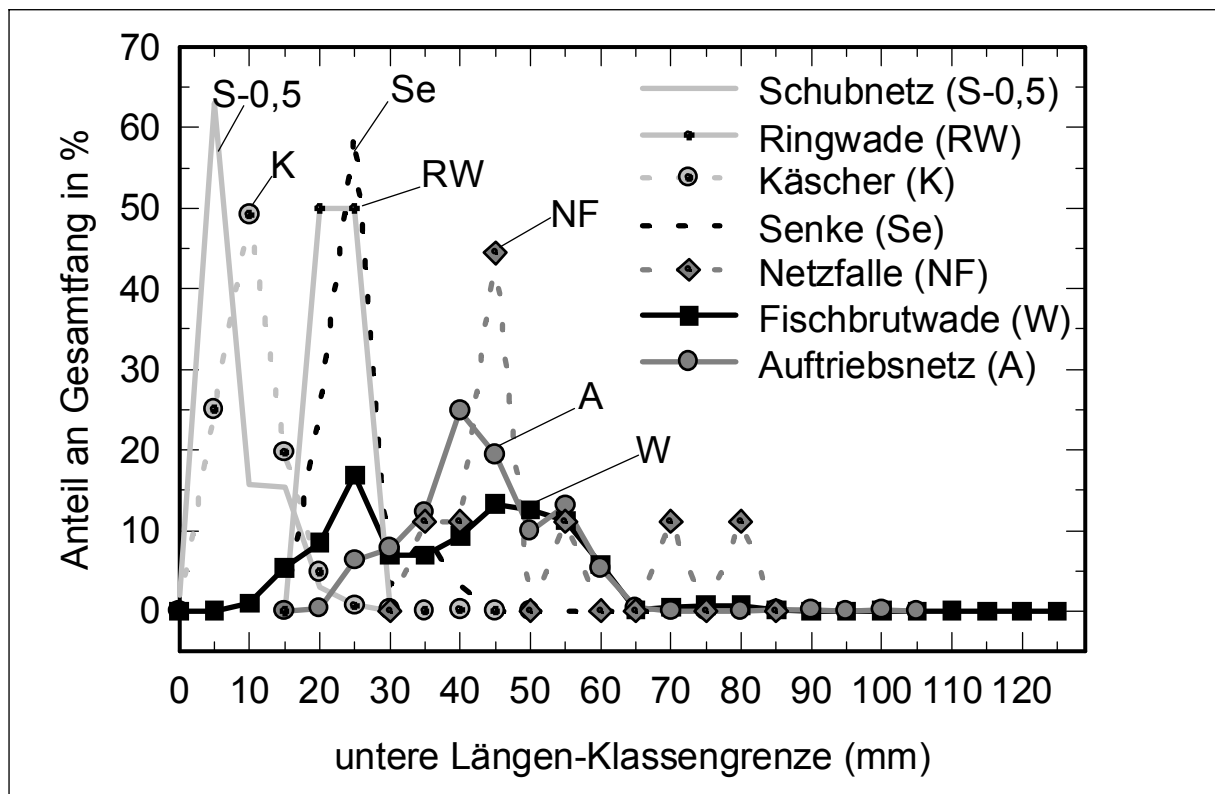


Abb. 3.3 Größenverteilung der gefangenen Fische in den verschiedenen Geräten

setzung in den Fängen hindeutet: Sobald die Larven einer Art die kritische Länge von 15 mm erreichten, verschwand die Art aus den Fängen (vergl. Kap. 4.4.1 a)). Diese Größenklasse korrespondierte mit dem Entwicklungsstadium 8, in dem die Ausbildung knöcherner Flossenstrahlen in allen Flossen abgeschlossen wurde (Einteilung Tab. 3.8). Dadurch erhöhte sich die Schwimmleistung der Larven so sehr, dass sie der Öffnung des Schubnetzes entkommen. Die wenigen Individuen, die größer als 15 bis 20 mm waren, wurden nur bei Dunkelheit gefangen.

Im Anschluss an das Schubnetz wurde die **Mini-Ringwade (RW)** im tieferen Wasser eingesetzt. Da mit ihr jedoch bei 20 Einsätzen lediglich 6 Fische (ausschließlich Zander) gefangen wurden konnten, fand sie keine weitere Verwendung. Das Aussetzen der Ringwade erwies sich selbst bei völlig windstillem Wetter als sehr schwierig. Es gelang nie die Wade zufriedenstellend kreisförmig auszusetzen und zwischen dem Beginn des Aussetzens, dem völligen Ringschluss und dem Zusammenziehen der "purseline" vergingen über zehn Minuten. Vermutlich entkamen die Fische in dieser Zeit zur noch offenen Seite bzw. nach unten. Prinzipiell ist ein Umschließungsnetz auch im Freiwasser sehr geeignet, um ein breites Größenspektrum an Fischen quantitativ zu befischen. Doch die Länge der verwendeten Mini-Ringwade (20 m) war offensichtlich nicht ausreichend und der sich ergebende Kreisdurchmesser bei Ringschluss (idealerweise 6,4 m) nicht ausreichend, so dass die Fische durch das Motorengeräusch und die Wasserbewegung gewarnt wurden und dem Fangbereich entflohen. Eine erfolgreiche Ringwade sollte mindestens doppelt so lang und hoch sein und mithilfe von zwei Booten ausgesetzt werden.

In den Flachwasserbereichen erwiesen sich die **Fischbrutwade (W)** und das kleine **Auftriebsnetz (A)** als erfolgreich; pro Einsatz konnten mit ihnen über 11 bzw. 20 Fische gefangen werden. Die Fischbrutwade war das am effizientesten einsetzbare Gerät, sie fing das breiteste Größen- und Artenspektrum. Fische von 15 mm bis 60 mm Totallänge wurden überwiegend quantitativ gefangen, darunter neben den vier Hauptfischarten auch Rotfeder (*Scardinius*

erythrophthalmus L.) und Ukelei (*Alburnus alburnus* L.) sowie bodenlebende Arten wie Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus* L.), Steinbeißer (*Cobitis taenia* L.) und Gründling (*Gobio gobio* L.), die beiden letzteren allerdings nur vereinzelt.

An Stationen, welche die Verwendung der Fischbrutwade ausschlossen, weil der Boden zu muddig (Station 8) oder das Wasser zu tief (Station 5) war, wurde mit dem Auftriebsnetz erfolgreich gefischt. Es fing über die Längenspanne 35 bis 60 mm gleichmäßig, und das Artenspektrum umfasste außer den Hauptfischarten auch Kaulbarsche und Ukelei.

Ab etwa 60 mm Totallänge nahmen die Individuendichten in den Fängen beider Geräte rasch ab. Einerseits wurde die Altersgruppe 0 der Plötzen und Brassen in beiden Jahren maximal zwischen 50 und 65 mm lang, andererseits bemerkten die Fische ab dem Spätsommer offenbar früh die sich schließende Wade bzw. das aufsteigende Netz und entkamen.

Mit der **Netzfalle (NF)** sollten ab dem Sommer insbesondere zwischen submersen Makrophyten lebende Jungfische im Flachwasserbereich gefangen werden. Die Falle fing jedoch weniger als einen Fisch pro Einsatz; vertreten waren Plötzen, bodenlebende Kaulbarsche und ein Steinbeißer. Um die Fängigkeit der Falle zu erhöhen, müsste die Netzwand wahrscheinlich schneller aufsteigen. Ein weiterer Nachteil der Netzfalle war ihre schlechte Transportfähigkeit und die schwierige Handhabung.

Die **Käscher** zählen nicht zu den quantitativen Geräten, denn das durchfischte Wasservolumen war unbekannt und außerdem wurden sie nicht zufällig eingesetzt sondern gezielt nach Sicht. Der Gazekäscher wurde insbesondere im Mai und Juni für den Fang der jüngsten Cypriniden-Larven direkt am Schilfrand eingesetzt, wo das Schubnetz und die Fischbrutwade nicht eingesetzt werden konnten. Percide wurden mit den Käschern nicht gefangen.

Die **Senke** fing zwar im Durchschnitt über 5 Individuen pro Einsatz, doch wurde sie dabei wie die Käscher nicht zufällig, sondern gezielt bei beobachteten Fischkonzentrationen ausgelegt, um das Untersuchungsmaterial zu ergänzen. Sie wurde nur im Juni 1991 verwendet und fing Plötzen, Flussbarsche und Zander v.a. zwischen 25 und 30 mm Totallänge.

3.1.3 Fangstationen

Die Fangstationen wurden so gelegt, dass verschiedene ökologisch wirksame Parameter Berücksichtigung fanden: Wind und Seegang, Wassertiefe, Beschaffenheit des Seegrunds und Uferprofil, Vegetation und Unterwasserstrukturen. Es wurden fünf Freiwasserstationen (Abb. 3.4: I-V) und acht Flachwasserstationen (Abb. 3.4: 1-8) ausgesucht. An den Stationen selbst erfolgte die Probenahme an zufällig ausgewählten Stellen.

a) Bereiche tieferen Wassers - Stationen I–V

Station I lag in der Seemitte. Von der dort verankerten Boje aus wurden Schubnetzfüge von ca. 300 m Länge in Nordrichtung und wieder zurück durchgeführt. Die Station war windexponiert und vom West- und Ostufer ungefähr 300 m entfernt. Es wurde in 0, 1 und 2 m Fangtiefe gefischt, und die Wassertiefe auf der Fangstrecke betrug zwischen 30 und 15 m (Tab. 3.3 und Tab. 3.4). - Insgesamt zwölfmal wurde in der Seemitte mit der Mini-Ringwade gefischt.

Die Stationen II, III und IV befanden sich ufernah am Südost-, Nordost- und Westufer. An ihnen wurde in 0 und 1 m Fangtiefe parallel zum Schilfrand in 2 bis 10 m Entfernung mit dem Schubnetz gefischt. Die Wassertiefe betrug zwischen 1 und 5 m. Bei den vorherrschend westlichen Winden waren die Stationen II und III zumeist wind- und wellenexponierter als die Station IV. - An Station IV wurde insgesamt fünfmal mit der Mini-Ringwade gefischt.

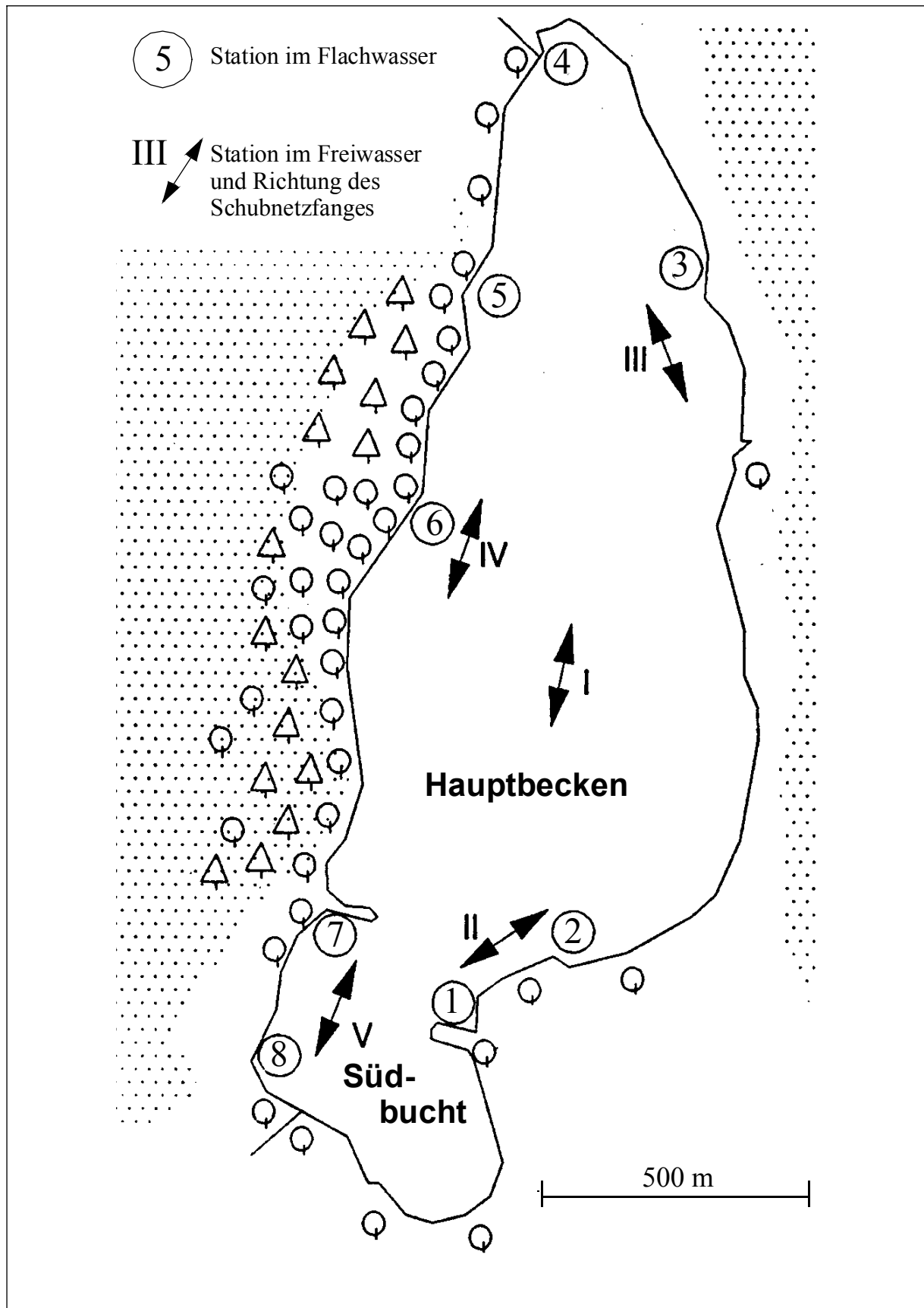


Abb. 3.4 Fangstationen im Belauer See

Station V lag in der Südbucht. Dort wurde in Nord-Südrichtung zwischen der Außenspitze der Westhalbinsel und dem Zufluss der Alten Schwentine mit dem Schubnetz gefischt. Da die Südbucht sehr flach (0,5-1,5 m) und von einer dicken Muddschicht bedeckt ist, betrug die Fangtiefe nur 0,5 m.

Tab. 3.3 Anzahl der durchgeführten Fänge in den Bereichen tieferen Wassers.

Fangposition	Schubnetz		Mini-Ringwade	
	1991	1992	1991	1992
I	60	60	9	3
II	39	40	-	-
III	31	24	-	-
IV	32	24	2	3
V	16	12	-	-

Tab. 3.4 Charakteristika der Fangstationen in den Bereichen tieferen Wassers.

Lage		Wasser- tiefe	Wind und Seegang	Seegrund und Profil	Vegetation	Station
Hauptbecken	uferfern, Seemitte	15-30 m	immer exponiert	-	-	I
	ufernah, E-Ufer	1-3 m	bei W- bis S-Winden exponiert, Strömung	sandige Gyttja, langsam abfallendes Ufer	bis zu 20 m breiter Schilfrand, spärliche Makrophyten	II und III
	ufernah, W-Ufer	1-5 m	bei E-Winden exponiert	sandige Gyttja, Halde	bis zu 20 m breiter Schilfrand	IV
Südbucht	uferfern	0,5-1,5 m	bei S- und N-Winden exponiert	kalkige Gyttja	-	V

b) Flachwasserbereiche - Stationen 1-8

Die Flachwasserstationen 1 bis 3 befanden sich am Ostufer des Hauptbeckens. Hier bestand der Seegrund überwiegend aus festen Sandmudden und fiel nur langsam ab. Im Litoral wuchsen außer dem durchschnittlich 10-30 m breiten Schilfgürtel (*Phragmites australis*) vereinzelt auch Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha angustifolia*) und Binse (*Schoenoplectus lacustris*). Der Bewuchs mit submersen Makrophyten war spärlich. Alle drei Stationen waren südlichen bis westlichen Winden stark ausgesetzt, aber in den schmalen Schilfeinschnitten war das Wasser zumeist ruhig. Es wurde mit Käschern, der Netzfalle, der Senke, dem Auftriebsnetz und am häufigsten mit der Fischbrutwade gefischt (Tab. 3.5 und Tab. 3.6).

Tab. 3.5 Anzahl der durchgeführten Fänge in den Flachwasserbereichen.

Fangstation		Käscher	Fischbrutwade	Senke	Auftriebsnetz	Netzfalle	Summe
1	1991	15	1	48	-	2	66
	1992	2	-	26	-	7	35
2	1991	1	-	30	1	-	32
	1992	-	-	43	-	-	43
3	1991	1	1	35	-	-	37
	1992	1	-	50	-	-	51
4	1991	1	-	47	-	-	48
	1992	-	-	51	-	-	51
5	1991	1	1	3	18	-	23
	1992	1	-	-	12	-	13
6	1991	-	-	14	1	1	16
	1992	-	-	14	-	-	14
7	1991	2	1	29	-	-	32
	1992	1	-	28	-	-	29
8	1991	4	2	-	3	-	9
	1992	6	-	-	13	-	19
Summe		36	6	418	48	10	518

Die Flachwasserstation 4 lag in der Nordspitze des Hauptbeckens. Das Oberflächensediment bestand aus Kalkmudden mit hohem Sandgehalt. Unter Wasser wuchsen vereinzelt submerse Makrophyten. An dieser Station trat nur bei Südwinden Seegang auf. In der Nordbucht wurden die Fischbrutwade und die Käscher eingesetzt.

Die Stationen 5 und 6 befanden sich am Westufer des Sees. Der Seegrund bestand aus festen Sandmudden und Kies und fiel direkt hinter der Schilfaußenkante steil ab (Halde). Der waldbestandene Hang entlang dieses Ufers schirmte beide Stationen gegen Wind aus westlichen Richtungen vollkommen ab; Seegang kam nur bei Ostwinden vor. An Station 5 ragten zwei umgestürzte Weiden ins Wasser, zwischen denen nur ein spärlicher Schilfgürtel stand. Hier wurde überwiegend das Auftriebsnetz in 1 bis 2 m Wassertiefe ausgelegt. An Station 6 befand sich ein Einschnitt im schmalen Schilfgürtel, dessen Boden teilweise mit Erlenlaub bedeckt war. Meistens wurde diese Station mit der Fischbrutwade befischt.

Station 7 lag auf der Südseite der Westhalbinsel. Ein kleiner Bestand an Erlen überschattete hier das Wasser und an der äußeren Spitze der Halbinsel lag eine umgestürzte Pappel im Wasser. Das Oberflächensediment war sandig bis kiesig. Es wurde sowohl unter den Bäumen als auch vor dem Schilfgürtel zwischen der Halbinsel und dem Westufer vor allem mit der Fischbrutwade gefischt.

Tab. 3.6 Charakteristika der Fangstationen in den Flachwasserbereichen.

<i>Lage</i>		<i>Wind u. Seegang</i>	<i>Seegrund und Uferprofil</i>	<i>Vegetation/ Unterwasserstrukturen/ mittl. Wassertiefe</i>	<i>Station</i>
Hauptbecken	E-Ufer	bei N- bis S-Winden exponiert, in Schilfeinschnitten geschützt	sandige Gytja, langsam abfallendes Ufer	vor ca. 10 m breitem Schilfgürtel/ spärliche submerse Makrophyten/ 0,8 m	1
				in ca. 10 m breitem Schilfeinschnitt/ Boden am Ufer bedeckt mit Erlenlaub/ 0,5 m	2
			erodierte Sedimente, teilweise steinig, geringer organischer Anteil	vor bis 30 m breitem Schilfgürtel und in bis zu 4 m breiter Lücke/ submerse Makrophyten/ 0,6 m	3
	N-Ufer	bei W- bis S-Winden exponiert	sandige Gytja, langsam abfallendes Ufer	vor Schilfgürtel und in schmalem Einschnitt/ einige versunkene Äste, am Ufer Erlenlaub/ 0,8 m	4
	W-Ufer	bei E-Winden exponiert	feste Sandmudden, z.T. kiesig, Halde direkt hinter Schilfgürtel	vor zwei umgestürzten, ins Wasser ragenden Weiden/ spärlicher Schilfbewuchs/ 0,9 m	5
				in ca. 5 m breitem Schilfeinschnitt/ Boden am Ufer bedeckt mit Erlenlaub/ 0,6 m	6
Südbecken	W-Halbinsel, S-Seite	bei S-Winden exponiert	Sandmudden, kiesig, langsam abfallendes Ufer	neben umgestürzter Pappel/ schattig unter Erlen und vor Schilfrand/ 0,7 m	7
	SW-Ufer	bei starken E-Winden exponiert	Kalkmudden	vor ca. 20 m breitem Schilfgürtel/ 0,6 m	8

Die Flachwasserstation 8 befand sich am Südwestufer der Südbucht. Hier war der Schilfgürtel ca. 20 m breit. Da der weiche Seegrund aus Kalkmudden mit hohem organischen Anteil ein Aussteigen aus dem Boot unmöglich machte, konnten hier nur das Auftriebsnetz und Käscher eingesetzt werden.

3.1.4 Probenahmerhythmus, Erfassung und Konservierung der Proben

1991 und 1992 wurden von Ende April bis Dezember regelmäßige Probenahmen an festgelegten Stationen im Belauer See durchgeführt (Tab. 3.7). Von Mai bis August wurden in wöchentlichem Abstand Proben genommen, anschließend alle vierzehn Tage und von Oktober an nur noch einmal im Monat.

Zusätzlich wurden am 27.06. und 08.08.1991 sowie am 02.06. und 28.07.1992 sowohl tagsüber als auch nachts Fänge durchgeführt.

Zu jedem Fang wurden außer dem Fanggerät, der Uhrzeit und der Station die Umweltparameter Windrichtung und -stärke, Seegang, Bewölkung und Wassertemperatur notiert. Die gefangenen Fische wurden zunächst in einer gesättigten Chlorobutanol-Lösung (1,1,1-Trichlor-2-Methyl-2-Propanol) getötet und anschließend in 4%iger Formaldehydlösung (juvenile Fische in 8-10%iger Lösung) fixiert.

Eine Fixierung der Fische war notwendig, da keine Möglichkeit bestand, sie sofort am See zu vermessen und zu wiegen. Außerdem wurde fixiertes Material für die Darminhaltsanalysen gebraucht.

3.2 Versuche mit künstlichen Laichsubstraten

Um festzustellen, wann die Flussbarsche und Zander im Belauer See ablaichten, wurden in beiden Untersuchungsjahren Anfang April künstliche Laichsubstrate im See ausgelegt. Bei diesen Laichsubstraten handelte es sich um "Tannenbäume" sowie "Zandernester" (Holzrahmen, auf die Tannenzweige gebunden wurden, MAYER 1989). Beide wurden mit Steinen beschwert, mit einer Boje als Kennzeichen versehen und versenkt. 1991 wurde je ein "Tannenbaum" am Nordwest-, am Nordost- und Südostufer in 2 bis 3 m Tiefe ausgelegt. 1992 wurden zwei "Tannenbäume" am Südostufer in 3 m Tiefe und je ein Zandernest am Westufer (3 m Tiefe) und in der Südbucht (0,5 m Tiefe) versenkt. Diese künstlichen Substrate wurden 1991 alle 3 bis 4 Tage und 1992 einmal wöchentlich auf Laich kontrolliert.

3.3 Erhebung der Einzelfischdaten

Zur Erhebung der Einzelfischdaten wurden die konservierten Proben zunächst gewässert, und aus den mit dem Schubnetz gefangenen Planktonproben wurden die Fischlarven unter dem Binokular herausortiert.

Die Bestimmung der fixierten Fischlarven erfolgte anhand ihrer morphologischen Merkmale und Pigmente nach den Bestimmungsschlüsseln von SPILLMANN (1961), HOFBAUER (1965), BRACKEN & KENNEDY (1967), ELS (1967), KOBlickAJA (1981), SPINDLER (1988) und MOOIJ (1989).

Für jeden Fisch wurden das Entwicklungsstadium (Tab. 3.8), die Totallänge und das Gewicht bestimmt. Die Totallänge (*TL*; Länge von der Schnauzenspitze bis zum Ende der natürlich ausgebreiteten Schwanzflosse) der Fischlarven wurde unter dem Binokular auf 0,1 mm genau,

Tab. 3.7 Probenahmerhythmus 1991 und 1992.

<i>Datum</i>	<i>Anzahl Fänge</i>	<i>Freiwasser</i>			<i>Flachwasser</i>					
		<i>Station</i>	<i>S-0,5</i>	<i>RW</i>	<i>Station</i>	<i>W</i>	<i>A</i>	<i>NF</i>	<i>Se</i>	<i>K</i>
02.05.1991	20	I ... V	20							
09.05.1991	20	I ... V	20							
16.05.1991	20	I ... V	20							
23.05.1991	20	I ... V	20							
30.05.1991	21	I ... V	20		1					1
06.06.1991	21	I ... V	20		1					1
13.06.1991	24	I ... V	20		1	3				1
20.06.1991	22	I, II, IV, V	15		1, 2, 6, 8	3	2			2
27.06.1991	37	I, II	20		1, 2, 4, 7, 8	9				8
04.07.1991	25				1 ... 8	18			2	5
11.07.1991	22				1, 3 ... 8	16	1		4	1
18.07.1991	27	IV		1	1 ... 8	22	2			2
25.07.1991	6				1, 5	4	1			1
01.08.1991	17	I		2	1, 3 ... 6, 8	12	2			1
08.08.1991	26				1 ... 7	17	8			1
15.08.1991	17	I, IV		3	1 ... 7	11	2	1		
22.08.1991	22	I		5	1 ... 7	15	1	1		
05.09.1991	17				1 ... 7	15	1	1		
19.09.1991	28	III		3	1 ... 7	24	1			
04.10.1991	18				1 ... 7	17	1			
31.10.1991	13				1 ... 4, 7	13				
03.12.1991	8				2, 3, 6, 7	8				
Summe 1991	451		175	14		207	22	3	6	24
30.04.1992	20	I ... V	20							
07.05.1992	0	- Probenahme fiel wegen Bootsmotorschadens aus -								
14.05.1992	20	I ... V	20							
21.05.1992	22	I ... V	20		1, 8					2
28.05.1992	22	I ... V	20		8					2
02.06.1992	21	I, II	20		8					1
04.06.1992	23	I ... V	20		1, 8					3
11.06.1992	24	I ... V	20		7, 8					4
18.06.1992	24	I, II	10		1 ... 8	12	1			1
25.06.1992	27	I, II	10		1 ... 7	14	2			1
02.07.1992	15				1 ... 8	13	2			
09.07.1992	18	IV		3	1 ... 8	13	2			
16.07.1992	15				1 ... 8	12	2	1		
23.07.1992	22	I		3	1 ... 8	15	2	2		
28.07.1992	8				1	6		2		
30.07.1992	20				1 ... 8	17	3			
06.08.1992	16				1 ... 8	13	2	1		
20.08.1992	20				1 ... 8	18	2			
03.09.1992	17				1 ... 8	14	2	1		
17.09.1992	17				1 ... 8	14	2	1		
01.10.1992	20				1 ... 8	17	2	1		
22.10.1992	18				1 ... 8	16	2			
03.11.1992	9				2 ... 4	9				
15.12.1992	9				2 ... 4	9				
Summe 1992	427		160	6		212	26	9	0	14
insgesamt	878		335	20		419	48	12	6	38

die der juvenilen Fische auf einem kleinen Messbrett auf den unteren Millimeter genau gemessen. Zur Bestimmung des Feuchtgewichts G wurden die Fische auf Vliespapier abgetropft, die Larven auf 0,1 mg genau und die juvenilen Fische auf 1 mg genau gewogen.

Tab. 3.8 Entwicklungsstadien der Altersgruppe 0 nach KONSTANTINOV (1957) und VASNETSOV et al. (1957) in DEELDER & WILLEMSSEN (1964).

<i>Dottersacklarven oder Prolarven</i>	
1	großer Dottersack, Kopf leicht nach unten gebogen, Körper von kontinuierlichem Flossensaum umrandet, Maul unterständig, Unterkiefer unbeweglich, Augen kaum oder gar nicht pigmentiert, Basen der Pektoralflossen horizontal gestellt, Kiemendeckel fehlt, bei Cypriniden Klebdrüsen zur Anheftung unter den Augen
2	Kopf gerade, Maul unterständig, Unterkiefer beweglich, Basen der Pektoralflossen schräg gestellt, membranöser Kiemendeckel bedeckt nur ersten Kiemenbogen
3	Dottersack klein, Caudalflosse beginnt sich vom Flossensaum zu differenzieren, Maul unterständig und schließt nicht vollständig, membranöser Kiemendeckel lässt die letzten drei Kiemenbögen unbedeckt, Chorda gerade, Basen der Pektoralflossen vertikal gestellt, Schwimmblase beginnt sich mit Luft zu füllen, Darm hat die Form eines geraden Rohres
<i>Postlarven</i>	
4	Dottersack aufgebraucht, Chorda gerade, Dorsal- und Analflosse beginnen sich zu bilden, Maul endständig, Zähne und Kiemen entwickeln sich, Mesenchymkonzentration in der Caudalflosse erkennbar
5	Mesenchymkonzentration in Dorsal- (bei Perciden zweite Dorsalflosse) und Analflosse erkennbar, Chorda beginnt sich in der noch heterocercalen Caudalflosse aufzurichten
6	Chorda in Schwanzspitze aufgerichtet, bei Cypriniden auch hintere Schwimmblasenkammer mit Luft gefüllt, knöcherne Flossenstrahlen in nun fast homocercaler Caudalflosse, mesenchymale Strahlen in Dorsalflosse und Analflosse
7	Caudalflosse ist homocercal, knöcherne Flossenstrahlen in Dorsal- (bei Perciden zweite Dorsalflosse) und Analflosse, Ventralflossen und bei Perciden erste Dorsalflosse beginnen sich zu bilden
8	knöcherne Flossenstrahlen in allen Flossen, bei Perciden sind pylorische Anhänge und erste Dorsalflosse entwickelt und bei Cypriniden die ersten beiden Darmschlingen, Kiemen von Kiemendeckel vollständig bedeckt
9	Schuppen entwickeln sich, letzter Rest des embryonalen Flossensaums verschwindet, Flossenstrahlen beginnen sich zu verzweigen, Seitenlinie bildet sich
10	Schuppenkleid und Färbung nehmen zu, Darm differenziert sich weiter
<i>Juvenile oder Jungfische</i>	
11	Schuppenkleid vollständig, Färbung wie bei Adulten

3.4 Berechnung der Abundanzen

Mit den in Bereichen tieferen Wassers (Station I bis V) verwendeten Fanggeräten wurden jeweils nur diskrete Schichten (Schubnetz) oder der oberste Teil der Wassersäule (Mini-Ringwade) befischt. In diesem Fall wurden die Individuendichten auf das befischte Wasservolumen bezogen.

Für einen Fang berechnete sich die Gesamtabundanz A_{ges} nach

$$A_{ges} = \frac{N_{ges}}{Vol}$$

und die Abundanz A_i der Art i nach

$$A_i = \frac{N_i}{Vol}$$

N_{ges} = Individuenzahl der Fische aller Arten in einem Fang (Gesamtindividuenzahl)

N_i = Individuenzahl der Art i in einem Fang

Vol = Fangvolumen in m^3 .

In den Flachwasserbereichen wurden abgesehen von den Käschern nur Geräte eingesetzt, die die gesamte Wassersäule von der Wasseroberfläche bis zum Grund abfischten. Daher wurden die Abundanzen hier auf die befischte Fläche bezogen.

Die flächenbezogene Gesamtabundanz A_{ges} berechnete sich nach

$$A_{ges} = \frac{N_{ges}}{Fl}$$

und die flächenbezogene Abundanz A_i der Art i nach

$$A_i = \frac{N_{iL}}{Fl} \quad FL = \text{befischte Fläche in } m^2 \text{ .}$$

Für den Vergleich der Individuendichten der Fische im Flachwasser mit den volumenbezogenen Werten aus den Bereichen tieferen Wassers, wurden die flächenbezogenen Abundanzen durch die Wassertiefe dividiert.

Allgemein sind Organismen selten gleichmäßig in einem Habitat verteilt. Dieses galt in besonderem Maße für die Fische der Altersgruppe 0 im Belauer See, die eine sehr fleckenhafte Konzentration ("Patchiness") aufwiesen. Die Abundanzen der Einzelfänge besaßen eine stark linkssteile Häufigkeitsverteilung, d.h. Fänge mit extrem geringen Abundanzen waren sehr viel häufiger als Fänge mit höheren Abundanzen. Vereinzelt wurden aber bis zu 14 Ind.* m^{-3} oder 457 Ind.* m^{-2} gefangen. Bei der Berechnung der arithmetischen Mittelwerte ($\bar{x}$) für jede Fangstation an einem Fangdatum zeigte sich, dass die Varianzen (s^2) grundsätzlich größer als die Mittelwerte ($\bar{x}$) waren und in Abhängigkeit vom Mittelwert wuchsen:

$$s^2 = \alpha \times \bar{x}^\beta \text{ .}$$

Diese Abhängigkeit wird "Taylor's Power Law" genannt. Dabei sind α und β Konstanten: Der Faktor α wird in erster Linie durch die Stichprobengröße bestimmt, und der Faktor β ist ein Index für die Stärke der Aggregation der Individuen (ELLIOTT 1971, SOUTHWOOD 1978).

In der vorliegenden Untersuchung ergab sich, dass β ungefähr 2,0 betrug. Für diesen Fall empfehlen ELLIOTT (1971) und SOUTHWOOD (1978) eine logarithmische Transformation, um die Originaldaten einer Normalverteilung anzunähern. Da der Logarithmus von 0 nicht definiert ist, wurden die Abundanzen der Einzelfänge (x) nach

$$y = \ln(x + 1)$$

transformiert. Die neu berechneten arithmetischen Mittelwerte ($\bar{y}$) und Varianzen (s_y^2) bestätigten, dass die Varianzen jetzt unabhängig von den Mittelwerten waren. Daher konnten im folgenden auch Methoden, die eine Normalverteilung voraussetzen, angewendet werden.

Für jeden Fangtag wurde das gewogene Mittel ($\bar{y}$) aus den mittleren transformierten Abundanz ($\bar{y}_j$) der verschiedenen Stationen berechnet:

$$\bar{y} = \frac{\sum_j (n_j \times \bar{y}_j)}{\sum_j n_j} .$$

Die gewogene Varianz berechnete sich nach

$$s_{\bar{y}}^2 = \frac{1}{\sum_j n_j - 1} \times \left[\sum_j (n_j - 1) s_j^2 + \sum_j n_j (\bar{y}_j - \bar{y})^2 \right] ,$$

und der 95%-Vertrauensbereich wurde anhand der Gleichung

$$\bar{y} \pm t \times \sqrt{\frac{s_{\bar{y}}^2}{\sum_j n_j}} \quad \text{berechnet.}$$

Die statistischen Tests, v.a. der t-Test nach Student zum Vergleich von Mittelwerten, wurden ebenfalls auf die transformierten Werte angewendet.

Erst zum Schluss wurden die sich ergebenden Mittelwerte sowie die Grenzen des 95%-Vertrauensbereichs zurück transformiert:

$$\bar{x} = e^{\bar{y}} - 1 .$$

Die auf diese Weise berechneten mittleren Abundanz waren kleiner als die arithmetischen Mittel, doch sie waren ein besseres Maß für die tatsächlichen durchschnittlichen Individuendichten, da sie von sehr seltenen großen Fängen nicht so stark beeinflusst wurden. Nachteilig war, dass die Mittelwerte nicht in der Mitte des 95%-Vertrauensbereiches sondern nach links versetzt lagen.

3.5 Berechnung der Biomassen

Zur Berechnung der mittleren Biomasse einer Art i (B_i) an einer Fangstation oder einem Fangdatum wurde die mittlere Abundanz (A_i) mit dem mittleren Körpergewicht (G_i) der Fische in den Fängen multipliziert:

$$B_i = A_i \times G_i .$$

Die mittlere Gesamtbiomasse berechnete sich nach

$$B_{ges} = \sum B_i = A_{ges} \times \sum A_i \% \times \frac{G_i}{100}$$

$A_i \%$ = prozentualer Anteil der Art i an der Gesamtabundanz A_{ges} .

3.6 Berechnung des Diversitätsindex

Die Diversität einer Artengemeinschaft in einem Habitat gibt an, wieviele Arten in einem Habitat leben (Artenzahl) und wie gleichmäßig die Individuen auf die vorhandenen Arten verteilt sind (Äquitabilität). Für die Charakterisierung der Stationen wurde der Diversitätsindex H' nach Shannon und Weaver (LAMPERT & SOMMER 1993) ausgewählt und auf die mittleren relativen Abundanzanteile ($A_i\%$) angewendet:

$$H' = -\sum \%A_i \times \log \%A_i \quad .$$

Der Index nimmt in der Realität Werte zwischen 0 und maximal 2 an. Bei 10 dominanzgleichen Arten ergibt sich $H'=1,0$; bei 50 dominanzgleichen Arten $H'=1,7$.

3.7 Beschreibung des Wachstums

3.7.1 Längen-Gewichts-Beziehungen

Zwischen Längen- und Gewichtswachstum eines Fisches besteht gewöhnlich ein starker korrelativer Zusammenhang, der durch die Gleichung

$$G = a \times TL^b$$

beschrieben wird. Hierbei sind G das Gewicht, TL die Länge und a und b Konstanten, die als Formkonstante und Längenexponent bezeichnet werden. Im Leben eines Fisches und insbesondere während der Larvalentwicklung ändert sich diese Längen-Gewichts-Beziehung häufig, da sich zwischen verschiedenen Wachstumsabschnitten oder "Stanzen" die Körperform und -struktur sprunghaft verändern. Die Körperform oder Korpulenz wird durch den Fulton'schen Konditionsfaktor K charakterisiert:

$$K = \frac{G}{TL^3} \times 100 \quad .$$

Ist der Exponent b einer Längen-Gewichts-Beziehung größer oder kleiner 3,0, so nimmt K mit zunehmender Länge zu bzw. ab und der Fisch wird korpulenter bzw. schlanker (allometrisches Wachstum). Ist b gleich 3,0, so bleibt der Konditionsfaktor K konstant (isometrisches Wachstum).

Um festzustellen, wie sich die Körperform der Fische der Altersgruppe 0 veränderte, wurden für jede Art und beide Untersuchungsjahre die Konditionsfaktoren der Einzelfische gegen ihre Totallänge graphisch aufgetragen. Anhand dieser Darstellung konnten Längengruppen oder "Stanzen" unterschieden werden, innerhalb derer sich die Konditionsfaktoren stetig linear änderten und die Längen-Gewichts-Beziehung unverändert blieb. Für diese Längengruppen wurde anhand von Regressionsanalysen die Beziehung in der logarithmierten Form

$$\ln G = \ln a + b \times \ln TL$$

berechnet. Da es sich um eine funktionale Abhängigkeit handelt, bei der sowohl die Länge als auch das Gewicht Zufallsvariable sind, wurde die Regression des geometrischen Mittels bestimmt (RICKER 1975).

3.7.2 Mittlere Längen und Gewichte

Vor der Berechnung mittlerer Längen und Gewichte an den sukzessiven Fangtagen wurde mittels der Längen-Häufigkeits-Verteilungen der gefangenen Fische jeder Art geprüft, ob unterschiedliche Kohorten der Altersgruppe 0 erkennbar waren. In diesem Fall hätte das Wachstum der Kohorten getrennt betrachtet werden müssen. Da jedoch die Häufigkeitsverteilungen der Larven von Plötze, Brassen, Flussbarsch, Zander und Kaulbarsch eingipfelig und annähernd normalverteilt waren, wurde davon ausgegangen, dass es sich jeweils nur um eine Kohorte handelte. Im weiteren konnten daher zu jedem Fangdatum die arithmetischen Mittel der Längen und Gewichte berechnet werden.

3.7.3 Relative Zuwachsraten

Zur Bestimmung der Wachstumsgeschwindigkeit, wird vereinfachend davon ausgegangen, dass das Wachstum innerhalb kurzer Zeitabschnitte exponentiell verläuft. Es gilt

$$G_t = G_0 \times e^{\gamma \times t}$$

und entsprechend der Längen-Gewichts-Beziehung

$$TL_t^b = TL_0^b \times e^{\gamma \times t} .$$

Hierbei sind G_t bzw. TL_t das Gewicht bzw. die Länge zum Zeitpunkt t , G_0 bzw. TL_0 das Anfangsgewicht bzw. die Anfangslänge und b der Längenexponent. γ wird als die spezifische oder momentane relative Wachstumsrate ("specific" oder "instantaneous growth rate") bezeichnet und entspricht der Steigung der Wachstumsfunktion in ihrer logarithmierten Form:

$$\ln G_t = \ln G_0 + \gamma \times t \quad \text{bzw.} \quad b \times \ln TL_t = b \times \ln TL_0 + b\gamma \times t .$$

Für die Berechnung der Zuwachsraten der Altersgruppe 0 wurden die Logarithmen der mittleren Gewichte gegen die Zeit aufgetragen und den Datenpunkten eine Regression höheren Grades (bis 5. Grad) angepasst (WIESER et al. 1988). Die spezifische Wachstumsrate γ entsprach der Steigung der Regressionskurve bzw. der ersten Ableitung dieser Funktion. Der relative Zuwachs $\Delta G\%$ in % des Anfangsgewichts berechnete sich für die betrachtete Zeitspanne $t(d)$ nach

$$\Delta G\% = (e^{\gamma \times t} - 1) \times 100$$

(WIESER 1986). Für die Zeitspanne $t=1d$ ergibt sich die in dieser Arbeit verwendete relative tägliche Zuwachsrates g in $\% \cdot d^{-1}$.

3.8 Untersuchungen zur Nahrungsökologie

3.8.1 Darminhaltsanalysen

An insgesamt 989 Larven und Jungfischen wurden Darminhaltsanalysen durchgeführt. Soweit genügend Material vorhanden war, wurden jeweils zehn Individuen jeder Art untersucht: bei Larven von Fangdaten in wöchentlichem Abstand und bei Juvenilen in zwei- bis vierwöchigem Abstand.

Nach Messung der Totallänge und Bestimmung des Entwicklungsstadiums sowie des Feuchtgewichts der Fische wurde der Verdauungstrakt unter dem Binokular herauspräpariert. Der Darminhalt der jüngsten Larvenstadien wurde auf einem Objektträger unter dem Mikroskop bei 400facher Vergrößerung analysiert. Der Darm größerer Larven und der Jungfische wurde unter dem Binokular geöffnet und der Nahrungsbrei mit Sortierlösung in ein Gefäß gespült und mit Bengalrosa angefärbt, bevor er in einer Zählkammer ausgewertet wurde. Der Füllungsgrad des Darms und der Grad der Verdauung der Nahrungsbestandteile wurden nach den fünfgradigen Einteilungen von BOHL (1980, Tab. 3.9) geschätzt. Die Nahrungsorganismen wurden identifiziert und gezählt. Abhängig von dem Verdauungsgrad und der Schwierigkeit der Bestimmung wurden die Nahrungsorganismen in höhere taxonomische Gruppen eingeordnet oder bis zur Gattung oder Art bestimmt. Die Volumenanteile von Algen an der Nahrung wurden geschätzt.

Tab. 3.9 Einteilung der Magen-Darm-Füllungsgrade sowie der Verdauungsgrade der Nahrung (bezogen auf Cladoceren) nach BOHL (1980)

Magen-Darm-Füllungsgrade	
0	leer
1	einige isolierte Portionen Futter, füllen Darm weder in Durchmesser noch Länge
2	lockere Füllung im ganzen Darm, Durchmesser nicht vollkommen ausgefüllt
3	Darm völlig gefüllt jedoch nicht prall
4	Darminhalt gepreßt, quillt bei Präparation heraus
Verdauungsgrade (bezogen auf Daphnien)	
0	fast unbeschädigt, Spina und Antennen kaum zerbrochen
1	Antennen abgebrochen, Körper braun, viele Öltropfen
2	Körper aus Carapax herausgelöst, Augen verdaut
3	"Helme" vom Carapax losgelöst
4	fast homogenes und amorphes Material

Die geringen Mengen der Darminhalte und die fortgeschrittene Verdauung ließen eine direkte Wägung der aufgenommenen Nahrung nicht zu; auch eine Längenmessung der Nährtiere war oft nicht möglich. Daher wurden dieselben entsprechend ihrer durchschnittlichen Größe in den Därmen und anhand von Literaturangaben über Längen-Gewichts-Regressionen in acht Gruppen eingeteilt, denen ein Konversionsfaktor proportional zum durchschnittlichen Trockengewicht zugeteilt wurde (PONTON & STROFFEK 1987). Die ermittelte Anzahl der Organismen eines Taxons wurde mit diesem Faktor multipliziert und so der Trockengewichtsanteil in der Nahrung geschätzt (Tab. 3.10).

3.8.2 Haupt-Nahrungs-Index

Die Nahrungszusammensetzung eines Fisches wurde durch den Abundanzanteil, die relative Frequenz des Auftretens und den rekonstruierten Biomasseanteil der Taxa charakterisiert. Der Abundanzanteil $\%N_i$ bezeichnet die Anzahl N_i der Nahrungsorganismen eines Taxons i relativ zur Gesamtzahl der aufgenommenen Nahrungsorganismen N :

$$\%N_i = \frac{N_i}{N} \quad .$$

Tab. 3.10 Identifizierte Taxa der Nahrungsorganismen und zugehörige Konversionsfaktoren nach folgenden Quellen:

ASSHOFF (Ass.), 1990; BOTTRELL et al. (B.), 1976; DUMONT et al.(D.), 1975; DEBUS (De.), 1989; FLECKNER (Fle.), unveröff.; HALL et al. (H.), 1970; HOERSCHELMANN (Hoe.), 1991; KOEHLER et al. (K.), 1989; LAUTERBACH (Lau.), unveröff.; LÖHLEIN (Löh.), unveröff.; MEYER (M.), 1989; NAUWERCK (N.), 1963; POTTER & LEARNER (P.), 1974; SMOCK (S.), 1980;

Abk. = Taxon-Abkürzung, TG = Trockengewicht, gesch. = geschätzt anhand Größe, KF = Konversionsfaktor in $\mu\text{g TG} \cdot \text{Ind.}^{-1}$, VK = Vorkommen, L = Litoral, P = Pelagial.

Taxon	Abk.	TG. μg	Quelle	KF	VK
Rotatorien	Rot	0,02 .. 1	B., D.	0,1	L & P
Nauplien	Nau	0,03 .. 0,5	B., D.	0,1	L & P
kleine Cladoceren:					
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	Cer	0,2 .. 4	B., D.	1	L & P
<i>Chydorus sphaericus</i>	Chy	0,2 .. 6	D., Fle.	1	L & P
<i>Alonella</i> sp.	Aln	0,2 .. 1	D.	1	L
Harpacticide Copepoden	Har	0,6 .. 12	D.	1	L
Hydracarina-Larven	Hyd	0,8 .. 19	Hoe., M.	1	L
mittlere Cladoceren:					
<i>Scapholeberis mucronata</i>	Sca	0,9 .. 18	D.	2,5	L
<i>Bosmina</i> sp.	Bos	0,2 .. 7	B., D., Fle.	2,5	L & P
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Dia	0,6 .. 14	B., D., Fle.	2,5	P
<i>Latona setifera</i>	Lat	0,6 .. 14	gesch.	2,5	L
<i>Polyphemus pediculus</i>	Pol	1,5 .. 7	D.	2,5	L
<i>Alona</i> sp.	Alo	1,1 .. 11	D.	2,5	L
<i>Acroperus harpae</i>	Acr	2,7 .. 8	D.	2,5	L
<i>Pleuroxus</i> sp.	Ple	0,8 .. 6	D.	2,5	L
<i>Peracantha truncata</i>	Per	0,8 .. 6	gesch.	2,5	L
<i>Camptocercus rectirostris</i>	Cam	2 .. 5	H.	2,5	L
<i>Monospilus dispar</i>	Mon	0,2 .. 6	gesch.	2,5	L
<i>Leydigia</i> sp.	Ley	3 .. 6	H.	2,5	L
Epphippien	Epp	ca. 2,9	gesch.	2,5	L & P
Cyclopoide Copepoden	Cyc	0,5 .. 33	B., D., Fle.	2,5	L & P
Statoblasten von Bryozoen	Sta	2 .. 8	gesch.	5	L
<i>Sida crystallina</i>	Sid	0,3 .. 30	gesch.	5	L
Calanaoide Copepoden	Cal	2 .. 13	B., D., Fle.	5	P
Chironomidenlarven <2 mm	Chi	5 .. 7	H., P.	5	L

Tab. 3.10 Identifizierte Taxa der Nahrungsorganismen und zugehörige Konversionsfaktoren nach folgenden Quellen:

ASSHOFF (Ass.), 1990; BOTTRELL et al. (B.), 1976; DUMONT et al. (D.), 1975; DEBUS (De.), 1989; FLECKNER (Fle.), unveröff.; HALL et al. (H.), 1970; HOERSCHELMANN (Hoe.), 1991; KOEHLER et al. (K.), 1989; LAUTERBACH (Lau.), unveröff.; LÖHLEIN (Löh.), unveröff.; MEYER (M.), 1989; NAUWERCK (N.), 1963; POTTER & LEARNER (P.), 1974; SMOCK (S.), 1980;

Abk. = Taxon-Abkürzung, TG = Trockengewicht, gesch. = geschätzt anhand Größe, KF = Konversionsfaktor in $\mu\text{g TG} \cdot \text{Ind.}^{-1}$, VK = Vorkommen, L = Litoral, P = Pelagial.

<i>Taxon</i>	<i>Abk.</i>	<i>TG. μg</i>	<i>Quelle</i>	<i>KF</i>	<i>VK</i>
<u>große Cladoceren:</u>					
<i>Daphnia</i> sp.	Dap	0,6 .. 30	B., D., Fle.	10	L & P
<i>Leptodora kindtii</i>	Lep	ca. 17	N.	10	P
<i>Eurycercus lamellatus</i>	Eur	10 .. 80	H.	10	L
Ostracoda	Ost	5 .. 36	De.	10	L
Oligochaeten	Oli	20 .. 150	Lau., LÖh.	50	L
<i>Gammarus</i> sp.	Gam	ca. 36	H.	50	L
Chironomidenlarven 2-6 mm	Chi	7.. 180	H., P.	50	L
Ceratopogonidenlarven	Crt	25 ..140	H.	50	L
adulte Hydracarina (Wassermilben)	Hyd	50 .. 1300	Hoe.,M.	100	L
Dipterenpuppen	Dip	100 .. 570	H., M.	100	L
Thysanoptera	Thy	30 .. 200	gesch.	100	L
Blattlaus	Bla	50 .. 270	gesch.	100	L
<i>Asellus aquaticus</i>	Ase	268 .. 424	P.	500	L
<i>Argyroneta aquatica</i> (Wasserspinnne)	Arg	ca. 400	gesch.	500	L
Gastropoda	Gas	240 .. 1100	Ass., M.	500	L
Chironomidenlarven >6 mm	Chi	180 .. 710	H., P.	500	L
Chaoboruslarven	Cha	325 .. 650	K.	500	P
Trichopterenlarven	Tri	26 .. 770	H.	500	L
Ephemeropterenlarven	Eph	10 .. 570	H.	500	L
Odonatenlarven	Odo	350 .. 5800	H.	500	L
Wasserwanzen (Heteroptera)	Was	200 .. 2000	S.	500	L
unbest. Insekten	uln	50 .. 5000	gesch.	500	L
Fische	Fis		direkte Schätzung anhand Länge		L & P

Die relative Frequenz des Auftretens $\%F_i$ entspricht der Anzahl F_i der Fische, die Organismen des Taxons i gefressen haben, relativ zur Anzahl aller untersuchten Fische mit gefüllten Verdauungstrakten F_v :

$$\%F_i = \frac{F_i}{F_v} \quad .$$

Als rekonstruierter Biomasseanteil $\%B_i$ wird der Quotient aus dem geschätzten Trockengewicht B_i der Nahrungskomponente i und dem Gesamttrockengewicht der Nahrung B bezeichnet.

$$\%B_i = \frac{B_i}{B} \quad .$$

In der Literatur sind verschiedene Ernährungsindizes definiert, welche die drei Parameter ($\%N_i$, $\%F_i$, $\%B_i$) zu einem Wert kombinieren. Deren Ziel ist es, auszusagen, welche Nahrungskomponenten am stärksten zur Ernährung eines Fisches beitragen und wie sich verschiedene Arten oder auch Größengruppen darin unterscheiden. Ein Vergleich der verschiedenen Indizes anhand konkreter Darminhaltsanalysen führten ROSECCHI & NOUAZE (1987) durch.

Ich habe mich für den Haupt-Nahrungs-Index MFI (Main-Food-Index) nach ZANDER (1982) entschieden:

$$MFI_i = \sqrt{\frac{\%F_i + \%N_i}{2}} \times \%B_i \quad .$$

Dieser Index berücksichtigt alle drei Parameter, indem er den geometrischen Mittelwert aus $\%B_i$ und dem arithmetischen Mittel von $\%F_i$ und $\%N_i$ berechnet. Dadurch erhält der relative Biomasseanteil ein größeres Gewicht als die beiden anderen Parameter. Der Haupt-Nahrungs-Index kann Werte zwischen 0 (die betreffende Nahrungskomponente wird von der betrachteten Gruppe Fische überhaupt nicht gefressen) und 100 (die Komponente wird von den betrachteten Fischen ausschließlich aufgenommen) annehmen.

Die graphische Darstellung erfolgte mittels von Drei-Größen-Diagrammen, auf deren vertikaler Achse die Werte von $\%F_i$ nach oben und von $\%N_i$ nach unten, und auf deren horizontaler Achse die Werte von $\%B_i$ kumulativ abgetragen werden. Die horizontale Achse wird entsprechend der Berechnung des MFI im Vergleich zur vertikalen Achse um das Doppelte gestreckt (ZANDER 1982).

3.8.3 Nahrungsüberlappung

Für den Vergleich der Nahrungszusammensetzung zweier Fischarten wurde der Index nach Schoener (LAMPERT & SOMMER 1993) angewendet. Seine Ergebnisse sind mit denen des Nahrungsüberlappungsindex nach Sorygin identisch, es unterscheidet sich lediglich die Berechnungsweise.

$$\alpha = 1 - 0,5 \times \left(\sum_{h=1}^n |p_{ih} - p_{jh}| \right) \quad \text{mit}$$

p_{ih} ; p_{jh} = Anteil der Komponente h an der Nahrung der Art i bzw. j .

Der Index wurde basierend auf den Biomasseanteilen der Nahrungskomponenten berechnet.

3.9 Mittlere Tagesrationen und Konsumtion

1991 wurde zunächst versucht, an zwei bestimmten Tagen alle drei Stunden Fische im Belauer See zu fangen (24-Stunden-Fischerei), um über Darmentleerungszeiten die mittlere Tagesration zu berechnen (TREASURER 1990). Aber insbesondere in den frühen Morgenstunden wurden für die Analyse nicht ausreichend Fische der verschiedenen Arten gefangen. Daraufhin wurde der indirekte Energiebudget-Ansatz von WINBERG (1956) zur Abschätzung der mittleren Tagesrationen verwendet.

Basierend auf der Energiebilanz:

$$C = F + U + \Delta B + R \quad , \text{ mit}$$

C = Konsumtion F = Faeces
 U = Exkrete (Urin) ΔB = Wachstum
 R = Respiration,

geht WINBERG (1956) davon aus, dass die verwertbare Energie $\Delta B + R$ 80% der konsumierten Energie beträgt. Es wird also vorausgesetzt:

$$0,8 \times C = \Delta B + R \quad \text{bzw.} \quad C = 1,25 \times (\Delta B + R) \quad .$$

Die für die Respiration benötigte Energie pro g Frischgewicht wird ermittelt nach:

$$R = \frac{a \times M^k \times b \times c \times t \times 100}{q \times M}$$

a = Sauerstoffverbrauch in ml $O_2 \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$
 M = durchschnittliches Frischgewicht in g
 k = Koeffizient der Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs vom Frischgewicht
 b = Aktivitätskoeffizient c = oxikalorischer Koeffizient in $kJ \cdot ml^{-1} O_2$
 t = Zeitraum in h.
 q = Koeffizient zur Berücksichtigung der Temperatur .

Um die Tagesration als Frischgewicht der Nahrung bezogen auf das Frischgewicht des Fisches zu berechnen ergab sich schließlich folgende Gleichung:

$$C' = 1,25 \times \left[\Delta B + \left(\frac{a \times M^k \times b \times c \times t \times 100}{q \times M \times c_F} \right) \right] \times \frac{c_F}{c_N}$$

c_F = kalorischer Koeffizient für Fische
 c_N = kalorischer Koeffizient für Nahrung .

Für das Wachstum ΔB wurden die festgestellten relativen Zuwachsraten eingesetzt. Für die Faktoren a , k , b , c und q wurden aus der Literatur diejenigen Werte ausgewählt, die den Verhältnissen dieser Untersuchung See am besten zu entsprechen schienen (Tab. 3.11).

Tab. 3.11 Verwendete Konversionsfaktoren; a=Sauerstoffverbrauch, k=Koeffizient der Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs vom Frischgewicht, b=Aktivitätskoeffizient, c=oxikalorischer Koeffizient, c_F =Energiegehalt Fisch, c_N = Energiegehalt Nahrung.

Faktor		Wert	Quelle
a	<i>Abramis brama</i>	0,430	MEL'NICUK (1969) n. THIEL (1990)
	<i>Rutilus rutilus</i>	0,470	MEL'NICUK (1969) n. THIEL (1990)
	<i>Perca fluviatilis</i>	0,546	MEL'NICUK (1975) n. THIEL (1990)
	<i>Stizostedion lucioperca</i>	0,444	MEL'NICUK (1975) n. THIEL (1990)
	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	0,561	MEL'NICUK (1978) n. THIEL (1990)
k	<i>Abramis brama</i>	0,92	MEL'NICUK (1969) n. THIEL (1990)
	<i>Rutilus rutilus</i>	0,87	MEL'NICUK (1969) n. THIEL (1990)
	<i>Perca fluviatilis</i>	0,78	MEL'NICUK (1975) n. THIEL (1990)
	<i>Stizostedion lucioperca</i>	0,87	MEL'NICUK (1975) n. THIEL (1990)
	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	0,72	MEL'NICUK (1978) n. THIEL (1990)
b		2	WINBERG (1956)
c		0,0187 kJ*ml O ₂	WIESER & FORSTNER (1986)
c_F		5,800 kJ*g ⁻¹ FG Fisch	HINTERLEITNER et al. (1987)
c_N		24,66 kJ*g ⁻¹ TG Nahrung entspricht	BRETT & GROVES (1979)
		3,699 kJ*g ⁻¹ FG Nahrung bei 85 % Wassergehalt	LUECKE et al. (1990)

3.10 Berechnung der Geburten- und Sterberaten für *Daphnia* sp.

Die Mortalität der Daphnien-Population wurde berechnet anhand der Ei-Verhältnis-Analyse (PALOHEIMO 1974 nach LUECKE et al. 1990).

Die Geburtenrate b berechnete sich aus der Populationsgröße zweier aufeinanderfolgender Probenahmedaten N_t und N_{t+I} , der Zahl der Eier in der Population E sowie der Entwicklungszeit der Eier D (GABRIEL et al. 1987 nach LUECKE et al. 1990):

$$b = \ln \left[\frac{(E + 1)}{D} \right]$$

$$d = b - \left[\frac{(\ln N_{t+1} - \ln N_t)}{t} \right]$$

$$D = \frac{1}{0,00041 T^2 + 0,0108 T - (0,00163)} \quad , \text{ mit}$$

T = Temperatur in °C in der Tiefenstufe mit der höchsten Dichte der adulten Daphnien.

4 Ergebnisse

4.1 Vergleich der Wetterverhältnisse im Frühjahr beider Untersuchungsjahre

Der Mai 1991 war relativ kühl mit Tages-Lufttemperaturen zwischen 7 und 14 °C und schwachen Winden (2 - 4 bft) aus westlichen Richtungen. Die tägliche Sonnenintensität überstieg in den ersten vier Wochen selten 2000 J*cm⁻², dadurch stieg die Wassertemperatur nur langsam von 9 auf 14° C in der letzten, etwas wärmeren, Maiwoche an. Im Juni herrschten ebenfalls schwache Winde aus westlichen Richtungen, die tägliche Strahlungsenergie betrug nur an wenigen Tagen über 2000 J*cm⁻² und die Wassertemperatur stieg bis zum Monatsende auf 16°C.

1992 war die erste Maihälfte kühl, die Wassertemperatur betrug zu Beginn 10° C, es war schwachwindig aus westlichen Richtungen. Mitte Mai drehte der Wind auf Ost (durchschnittlich 3 bft), es wurde sehr sonnig (Sonnenintensität durchschnittlich 2600 J*cm⁻² am Tag) und die Wassertemperatur stieg binnen zweier Wochen von 12 auf 20° C an. Im Juni blieb das warme, sonnige Wetter bestehen, lediglich die dritte Woche war etwas wechselhaft. Die Wassertemperatur stieg von 20 auf 22° C an.

4.2 Auswertung der Laichaktivitäten auf den ausgelegten Substraten

An den 1991 und 1992 ausgebrachten Tannenbäumen und "Zandernestern" wurde kaum Laich abgelegt. 1991 wurde lediglich am 2. Mai an dem in der Nordbucht ausgelegten Tannenbaum ein Laichband von einem Flussbarsch gefunden. Im Mai 1992 wurden insgesamt vier Flussbarsch-Laichbänder an Tannenbäumen am Südostufer und eins an einem "Zandernest" am Westufer des Hauptbeckens gefunden (Tab. 4.1).

Tab. 4.1 Zeitpunkt und Fundort der Flussbarschlaichbänder auf den künstlichen Substraten. T=Tannenbaum, Z="Zandernest". (Da die ausgelegten Substrate nicht täglich kontrolliert werden konnten, wurde anstelle des unbekannten Ablaihtermins das maximale Alter angegeben.)

<i>Datum</i>	<i>Ort</i>	<i>Wasser temperatur</i>	<i>Anzahl Laichbänder</i>	<i>Alter</i>
02.05.91	T, Nordbucht	9,1 °C	1	max. 5 Tage
14.05.92	T, Südostufer Z, Westufer	12,1 °C 12,0 °C	1 1	max. 13 Tage max. 13 Tage
21.05.92	T, Südostufer	17,1 °C	1	max. 6 Tage
28.05.92	T, Südostufer	17,7 °C	2	max. 6 Tage

Eier von Zandern wurden zu keinem Zeitpunkt gefunden.

Die Suche nach Cyprinidenlaich im Schilfgürtel blieb vom Boot und Ufer aus beide Jahre erfolglos, obwohl während der Probenahmen am Schilfrand z.B. am 28.05.91 Brassen mit deutlichem Laichausschlag am Westufer bei Laichspielen beobachtet wurden.

Im Juni wurden in beiden Untersuchungsjahren die meisten Fische gefangen, ab September nahmen die absoluten Fangzahlen deutlich ab. Diese Abnahme ist auf den verminderten Fangaufwand im Spätsommer und Herbst (Tab. 3.5), aber auch auf geringere Individuendichten und abnehmende Fängigkeit der eingesetzten Geräte zurückzuführen.

4.4 Abundanzen

4.4.1 Abundanzen und Artzusammensetzung in Bereichen tieferen Wassers

a) Durchschnittliche Individuendichte und Artzusammensetzung im Hauptbecken

Die durchschnittliche Individuendichte der 0-Gruppen-Fische im Bereich tieferen Wassers betrug im Frühjahr 1991 $0,16 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ (95% -Vertrauensbereich $0,06..0,28$) und 1992 $0,13 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ (95% -Vertrauensbereich $0,03..0,25$).

Anfang Mai betragen die mittleren Larvenkonzentrationen im Hauptbecken unter $0,15 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ (Abb. 4.1). In der zweiten Maihälfte wurden die höchsten Individuendichten gemessen: $0,59 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ (95%-Vertrauensbereich $0,30..0,94 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$) am 30.05.91 und $0,41 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ (95%-Vertrauensbereich $0,16..0,71 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$) am 21.05.92. Im Juni sanken die Konzentrationen wieder ab auf unter $0,1 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$. Am 27.06.91 erreichte die mittlere Individuendichte nochmals ein Maximum ($0,31 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$; 95%-VB $0,00..1,42 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$), das auf einen extremen Einzelfang zurückzuführen ist (vergl. Kap. 4.4.1 b)).

In beiden Untersuchungsjahren erschienen Zanderlarven als erste in den Fängen, außerdem wurden einzelne Quappenlarven gefangen. Die ersten Flussbarschlarven waren Mitte Mai in den Schubnetzfangen vertreten. Ihr relativer Anteil an den Individuendichten betrug bis zu 65% (1991) bzw. 57% (1992). Am 30.5.91 und 21.05.92, zum Zeitpunkt maximaler Individuendichten, wurden die ersten Brassen- und Plötzenlarven gefangen. Der relative Anteil der Cyprinidenlarven an den Gesamtabundanzen betrug zu diesem Zeitpunkt 36% (1991) bzw. 24% (1992). Anfang Juni sanken parallel zum Rückgang der absoluten Konzentrationen auch die relativen Häufigkeiten der Flussbarsche und Zander. Zu diesem Zeitpunkt befanden sich die Percidenlarven im Entwicklungsstadium 5-8 und waren zwischen 11 und 19 mm lang. Bis Ende Juni wurden nur noch Cyprinidenlarven gefangen. Im Juni 1992 bestanden die Fänge neben Plötzen und Brassen aus einer weiteren Cyprinidenart, deren Larven erst 7 bis 11 mm lang und 1 bis 8 mg schwer waren. Anhand ihrer Myomerenzahlen und Pigmentierung wurden sie als Moderlieschen bestimmt. Die Identifizierung konnte aber nicht einwandfrei abgesichert werden, weil später keine Individuen dieser Art mehr gefangen wurden.

b) Vertikale und horizontale Verteilung im Hauptbecken

An der **Wasseroberfläche** waren die Konzentrationen der Fischlarven sehr gering, sie betrugen durchschnittlich unter $0,1 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ (Abb. 4.2).

Vor allem an den Stationen I in der Seemitte und III am Ostufer des Sees wurden niemals mehr als $0,1 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ gefangen (Abb. 4.3). An den Stationen II (Südostufer) und IV (Westufer) hingegen trat am 30.05.91 ein Abundanzmaximum von $0,3 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ auf, und am 21.05.92 wurde an Station II eine maximale Dichte von $0,62 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ festgestellt. Der höchste Einzelfang trat am 27.06.91 an Station II auf: Zufällig wurde in einem der beiden parallelen Fänge an der Wasseroberfläche vor dem Schilf ein großer Schwarm Plötzen-Postlarven (1937 Ind. , $2,96 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$) mit dem Schubnetz gefangen.

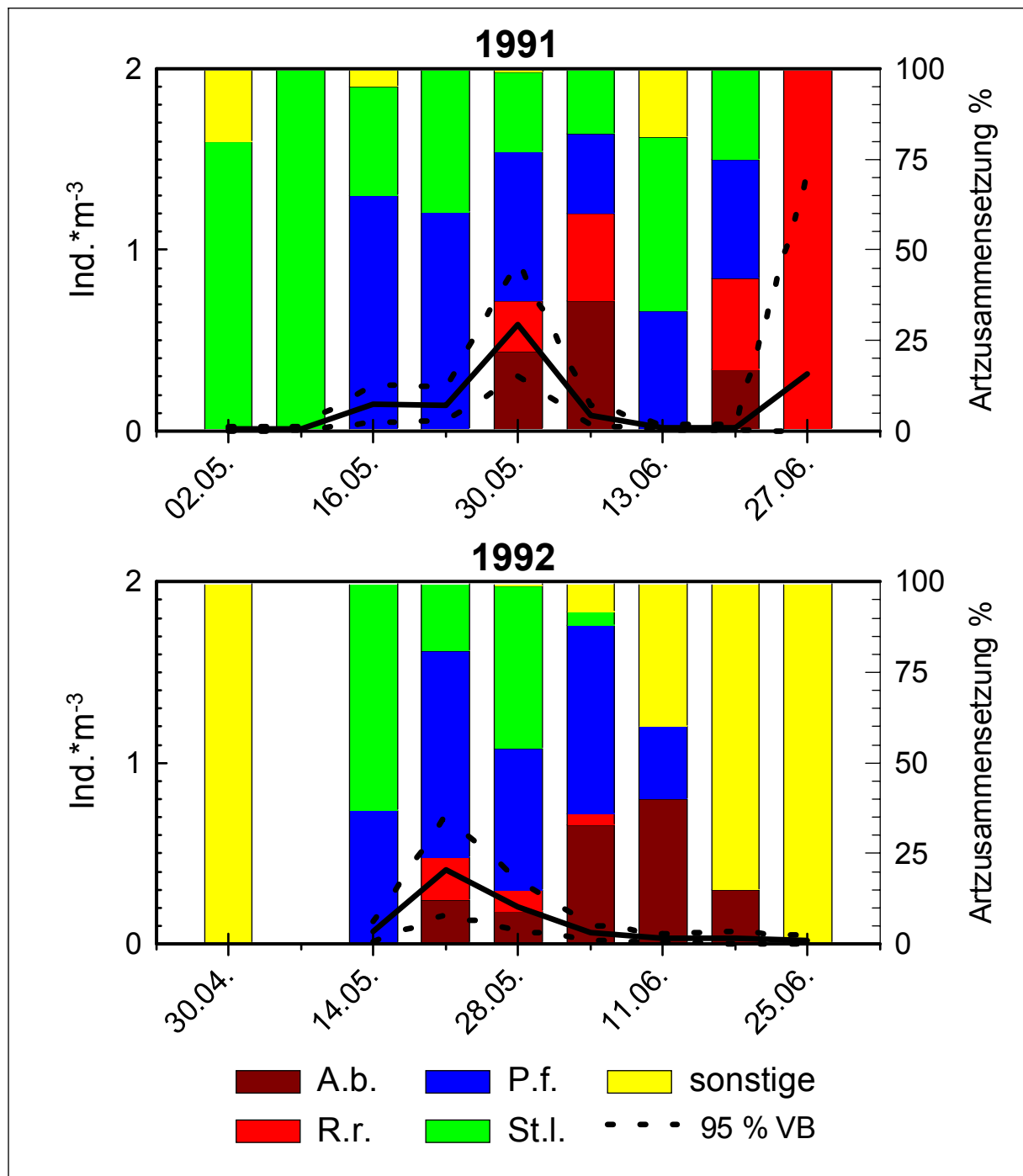


Abb. 4.1 Mittlere Individuendichten sowie relative Artzusammensetzung in den Bereichen tieferen Wassers im Hauptbecken. (Mittelwerte über die Stationen I-IV und die verschiedenen Tiefenstufen).

Dominiert wurden die Fänge an der Wasseroberfläche von Plötzen, Brassen und vermutlich Moderlieschen (vergl. Kap. 4.4.1 a)).

In **1 m Fangtiefe** wurden Anfang Mai nur vereinzelt Fischlarven gefangen. In der zweiten Maihälfte erfolgte ein Anstieg der Individuendichten auf Werte bis 1,2 Ind.*m⁻³ (1991) bzw. 0,8 Ind.*m⁻³ (1992). Ab Mitte Juni wurden kaum mehr Larven gefangen (Abundanzen < 0,1 Ind.*m⁻³).

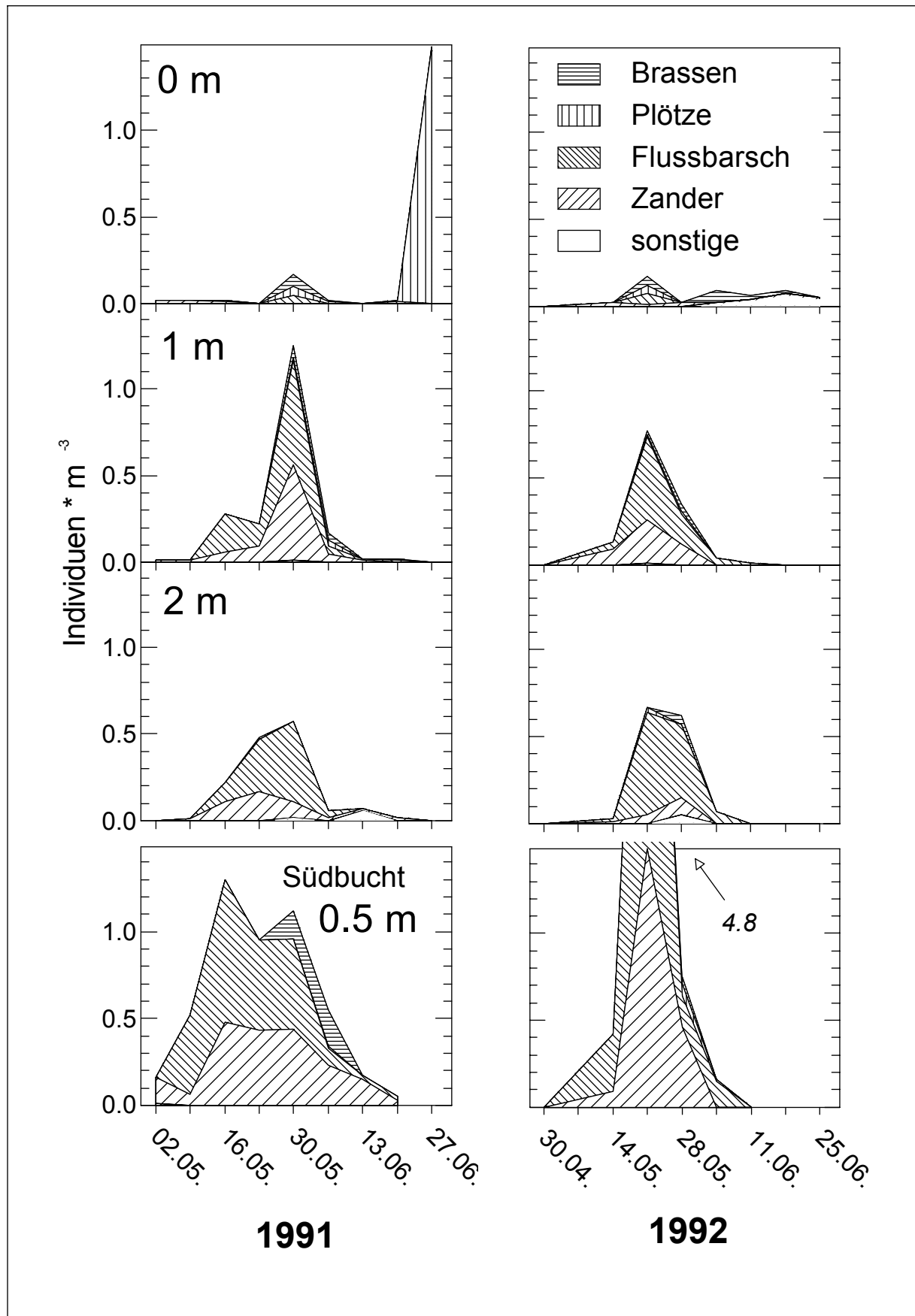


Abb. 4.2 Mittlere Individuendichten und relative Artzusammensetzung in den verschiedenen Tiefenstufen im Hauptbecken sowie in der Südbucht.

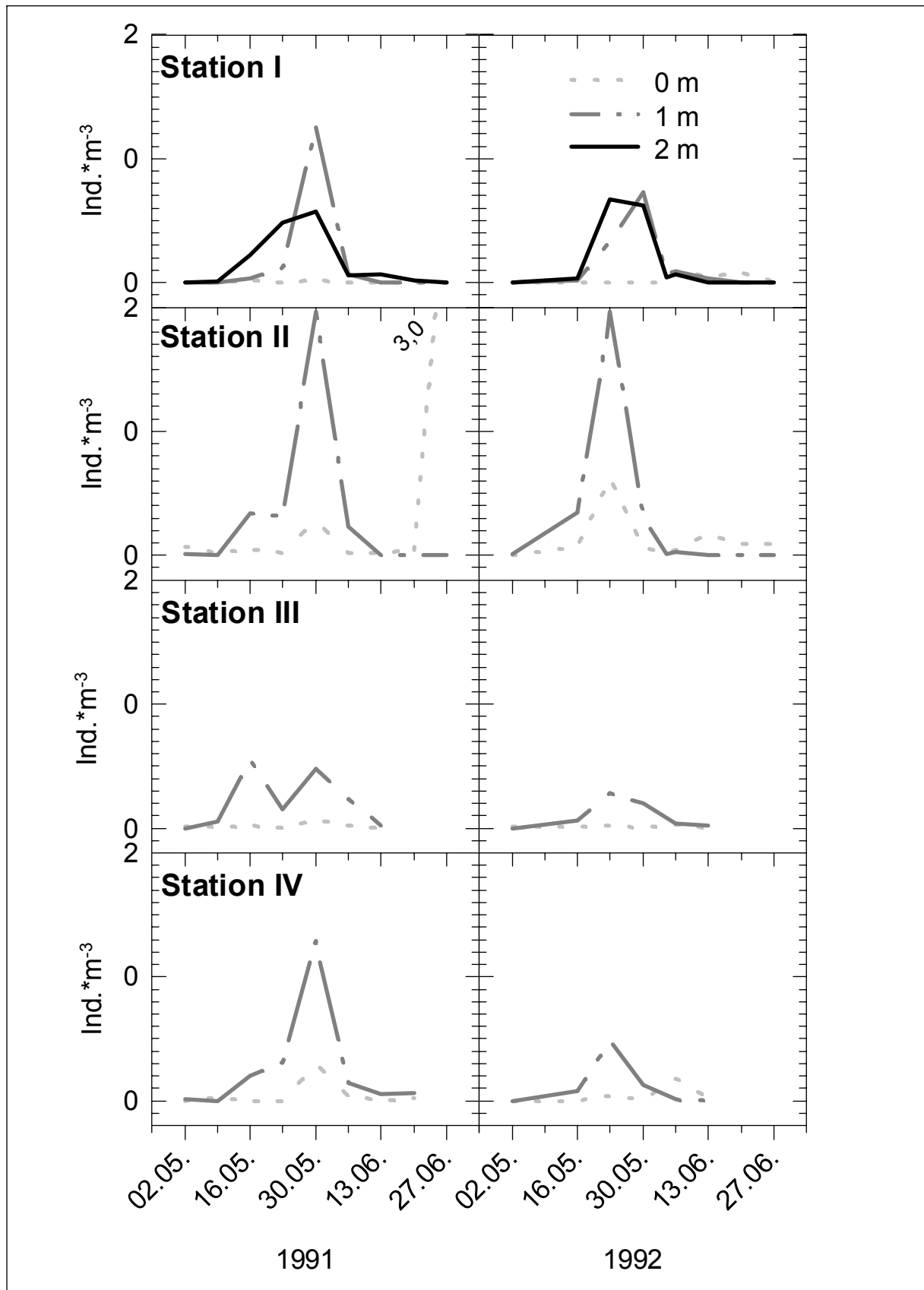


Abb. 4.3 Individuendichten in den Bereichen tieferen Wassers im Hauptbecken differenziert nach Stationen und Tiefenstufen.

Die höchsten Individuendichten traten am 30.05.91 ($1,96 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$) und 21.05.92 ($1,09 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$) an Station II auf (Abb. 4.3). An den Stationen I und IV wurden am 30.05.91 Maxima von $1,3 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ erreicht, ansonsten überschritten die Abundanzen nicht $0,7 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$.

Zanderlarven stellten Anfang Mai den größten Anteil der Fischlarven in 1 m Wassertiefe (über 65%). Ab Mitte Mai dominierten die Flussbarsche. Die Larvenkonzentrationen am 30.05.91 und 21.05.92 bestanden zu über 90% aus Perciden, der Anteil der Cyprinidenlarven erreichte erst Mitte Juni ca. 50%, als insgesamt nur noch sehr wenige Larven mit dem Schubnetz gefangen wurden (Abb. 4.2).

In **2 m Wassertiefe** wurde ausschließlich in der Seemitte gefischt. Von Mitte bis Ende Mai wurden hier zwischen 0,1 und maximal 0,6 (30.05.91) bzw. 0,7 (21.05.92) Fischlarven pro m^3 gefangen (Abb. 4.2).

Die Fänge wurden von Flussbarschlarven dominiert (max. 81%); Zanderlarven waren am zweithäufigsten vertreten. Plötzen und Brassen wurden nur zum Zeitpunkt der höchsten Gesamtindividuumdichten gefangen, ihr Anteil betrug maximal 9%.

c) Südbucht

1991 wurden in der Südbucht des Sees an allen Fangtagen, außer dem 30. Mai, signifikant höhere Abundanzen als an den Stationen im Hauptbecken des Sees festgestellt (t-Test, $\alpha < 5\%$). Von Mitte bis Ende Mai wurden zwischen 0,9 und 1,3 Fischlarven pro m^3 gefangen (Abb. 4.2).

Auch im Mai 1992 waren die Individuumdichten in der Südbucht höher als an den anderen Stationen. Am 21.05.92 trat hier mit $4,8 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ die höchste aller im Bereich tieferen Wassers festgestellten Individuumdichten auf.

Die Fänge setzten sich überwiegend aus Zander- und Flussbarschlarven zusammen. Der maximale Anteil der Cypriniden betrug 1991 41% (06.06.) und 1992 nur 15% (28.05.).

Die in der Südbucht gefangenen Zander- und Flussbarschlarven waren ab Mitte Mai (Zander) bzw. Ende Mai (Flussbarsch) größer als im Hauptbecken. Statistisch signifikant unterschieden sich die Totallängen der Zander 16.05.91, 06.06.91 und 21.05.92 und die der Flussbarsche am 06.06.91, 21.05.92 und 04.06.92 (t-Test $\alpha < 5\%$).

d) Abundanzen im Sommer – unbefriedigender Einsatz der Mini-Ringwade

Für den Sommer beider Untersuchungsjahre liegen keine Messungen der Abundanzen in den Bereichen tieferen Wassers vor. Zwar wurde an mehreren Fangtagen die Mini-Ringwade im Freiwasser eingesetzt (Tab. 3.7), doch lediglich am 18.07.91 und 01.08.91 wurden insgesamt sechs Zanderlarven gefangen. Ein effektiveres Gerät stand für den Fang der juvenilen Fische im Pelagial nicht zur Verfügung.

e) Artendiversität in Bereichen tieferen Wassers

Die Artendiversität nach Shannon-Weaver betrug im Durchschnitt zwischen 0,19 und 0,24. Die Werte variierten stark zwischen den Probenahmedaten (vergl. Standardfehler Tab. 4.3) und signifikante Unterschiede zwischen den Stationen wurden nicht festgestellt (Test nach Wilcoxon und Wilcox, $\alpha < 5\%$).

Tab. 4.3 Artendiversität nach Shannon-Weaver für die Stationen in den Bereichen tieferen Wassers.

Station	I	II	III	IV	V
Mittelwert 1991	0,15	0,15	0,22	0,25	0,28
+.- Standardfehler des Mittelwerts	0,05	0,07	0,08	0,06	0,05
Mittelwert 1992	0,24	0,25	0,18	0,27	0,19
+.- Standardfehler des Mittelwerts	0,06	0,09	0,06	0,07	0,08
Gesamtmittelwert	0,19	0,20	0,20	0,26	0,24
+.- Standardfehler des Mittelwerts	0,04	0,06	0,05	0,04	0,04

4.4.2 Abundanzen und Artzusammensetzung im Flachwasser

a) Durchschnittliche Individuendichten und Artzusammensetzung

Die durchschnittliche Gesamtindividuendichte über die ganze Fangperiode und alle Stationen betrug 1991 und 1992 $0,7 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ (95% VB $0,5..0,9$).

Aufgrund der extrem fleckenhaften Verteilungskonzentrationen der 0-Gruppen-Fische im Litoral kam es zu erheblichen Streuungen der Abundanzen an den verschiedenen Fangstationen und verschiedenen Fangtagen, woraus sehr weite 95%-Vertrauensbereiche (VB) für die Mittelwerte resultierten (Abb. 4.4).

Am 30.05.91 und 21.05.92 wurden die ersten Larven von Plötze und Brassen direkt am Schilfrand mit dem Käscher gefangen. Die Käscherfänge ließen sich nicht quantifizieren; doch es kann angenommen werden, dass die Individuendichten in Schwärmen jüngster Larvenstadien stellenweise weit über 100 Ind. pro m^2 betrugen, denn in der Regel wurden bereits mit nur einem Käscherzug über 100 Cyprinidenlarven gefangen. Erste erfolgreiche Fänge mit der Fischbrutwade und dem Auftriebsnetz wurden am 20.06.91 und 18.06.92 durchgeführt. Eine Woche später erreichten die Gesamtkonzentrationen der Altersgruppe 0 an den Flachwasserstationen ihr Maximum (Abb. 4.4): Am 27.06.91 betrug die mittlere Individuendichte $4,2 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ (95%-Vertrauensbereich (VB) $0,0..26,8 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$, maximale Abundanz $21,0 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ an Station 4) und am 25.06.92 ebenfalls $4,2 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ (VB $0,0..13,0 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$, maximale Abundanz $458,4 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ an Station 5).

Anfang Juli 1991 nahmen die Individuendichten ab auf $1,0$ bis $0,2 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$. Obwohl einige Schwärme von Cypriniden- und Barschlarven im Flachwasser gesehen wurden, wurden nur vereinzelt Fische gefangen. Ende Juli bis Mitte August erreichten die mittleren Abundanzen wieder höhere Werte zwischen $0,8$ und $2,8 \text{ Larven pro m}^2$. Im Oktober und Dezember 1991 wurden zwischen durchschnittlich $0,5$ und $0,9 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ angetroffen, wobei sehr große Streuungen festgestellt wurden (Abb. 4.4): Während vielerorts keine Fische gefangen wurden, hielten sich lokal Jungfische in sehr dichten Schwärmen (schätzungsweise 100 bis $300 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$) in geringen Wassertiefen auf. Einige ruhten offenbar im flachen Wasser auf dem Grund zwischen altem Laub.

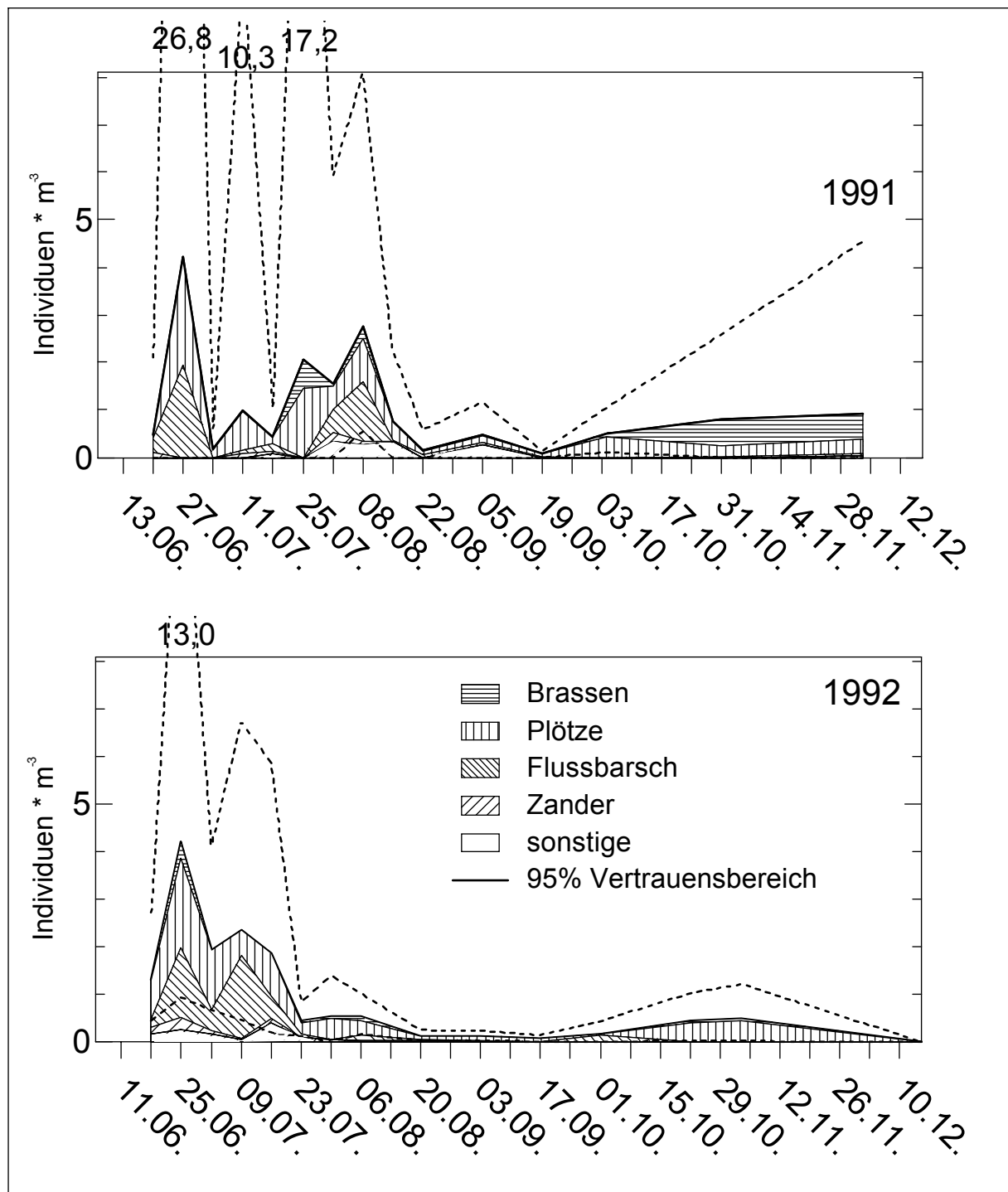


Abb. 4.4 Mittlere Individuendichten und relative Artzusammensetzung im Flachwasser. (Mittelwerte über die Stationen 1-8).

Im Sommer 1992 zeigten die Abundanzen einen stetigeren Verlauf und die Streuungen der Einzelwerte waren geringer als 1991 (Abb. 4.4). Im Juli betrugen die mittleren Individuendichten im Flachwasser zwischen 0,5 und 2,4 Ind.*m⁻² und fielen im August-September auf 0,5 bis 0,1 Ind.*m⁻² ab. Von Oktober bis Dezember wurden zwischen 0,0 und 0,4 Jungfische pro m² gefangen.

Bei der Betrachtung der Artenzusammensetzung im Flachwasser trat die Plötze als die das ganze Jahr über dominierende Art hervor. Ihr Anteil an der Gesamtindividuedichte schwankte zwischen 11 und 85% 1991 (Mittelwert 48%, Abb. 4.4) und 23 und 100% 1992 (Mittelwert 65%, Abb. 4.4). Die kleinsten gefangenen Larven waren 6,5 mm lang, die größten juvenilen Plötzen 75 mm (Gesamtzahl 2721, Tab. 4.4)).

Der Anteil der Brassen an den Gesamtindividuedichten schwankte zwischen 0 und 71% 1991 sowie 0 und 14% 1992. Er lag im Mittel (16% 1991, 4% 1992) deutlich unter dem der Plötzen. 1992 wurden von Anfang bis Mitte Juli und von Mitte August bis Anfang Oktober überhaupt keine 0-Gruppen-Brassen gefangen. Insgesamt wurden 1525 Brassen im Flachwasser gefangen, davon waren die kleinsten 6,5 mm und die größten 69 mm lang (Tab. 4.4).

Tab. 4.4 Totallänge (TL) und Anzahl der in den Flachwasserbereichen gefangenen Fische der vier wichtigsten Arten. A.b.=*Abramis brama*, R.r.=*Rutilus rutilus*, P.f.=*Perca fluviatilis*, St.l.=*Stizostedion lucioperca*.

Fischart	Jahr	mittl. TL	min. TL	max. TL	Anzahl
A.b.	1991	23,3	6,5	64,0	1068
	1992	14,9	6,8	69,0	457
R.r.	1991	30,7	6,7	75,0	1605
	1992	38,2	6,5	73,0	1116
P.f.	1991	39,8	16,7	75,0	1106
	1992	53,4	25,0	89,0	969
St.l.	1991	38,4	15,9	62,0	57
	1992	46,0	29,0	67,0	44

Die Flussbarsche wurden vor allem im Sommer im Flachwasser angetroffen. Ihre Abundanzanteile betrugen zwischen 0 und 66% (1991, Mittelwert 21%) bzw. 0 und 81% (1992, Mittelwert 22%; Abb. 4.4). Die kleinsten Flussbarschlarven, die im Flachwasser gefangen wurden, waren 16,7 mm lang, die größten Jungfische 89 mm (Gesamtzahl 2076; Tab. 4.4).

0-Gruppen-Zander waren lediglich bis Mitte August 1991 bzw. Mitte Juli 1992 in den Flachwasserfängen vertreten (1991 Mittelwert 4%, 1992 Mittelwert 2%, Abb. 4.4). Die Gesamtzahl der im Flachwasser gefangenen Zander belief sich auf lediglich 101, wobei die kleinsten Zanderlarven 15,9 mm und die größten 67 mm lang waren.

Kaulbarsche wurden nur zeitweilig gefangen. 1991 traten sie am 18.07. zum ersten Mal auf und wurden zuletzt am 05.09. gefangen (mittlerer Abundanzanteil 11%); 1992 waren sie vom 18.06. bis zum 06.08. in den Fängen vertreten (mittlerer Abundanzanteil 5%). Schließlich wurden vereinzelt noch 0-Gruppen-Fische von Rotfeder, Ukelei und Gründling gefangen, doch erreichte deren Abundanzanteil insgesamt maximal 8%.

b) Horizontale Verteilung im Flachwasser

Im Flachwasserbereich ließen sich ebenso wie in den Bereichen tieferen Wassers aufgrund der hohen Streuungen keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den durchschnittlichen Gesamtabundanzen verschiedener Stationen feststellen. Es wurden lediglich Trends beobachtet:

Zwischen Juni und August wurden die geringsten Individuendichten an den Stationen 1, 2 und 3 am Ostufer des Sees festgestellt. Hier waren die Fische der Altersgruppe 0 mit maximal $3,2 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ vertreten. An Station 4 in der Nordbucht wurden im Juni $21,0 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ (1991) bzw. $2,4 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ (1992) gemessen, im Juli und August betrugen die mittleren Individuendichten unter $1,0 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ (Abb. 4.5 und Abb. 4.6).

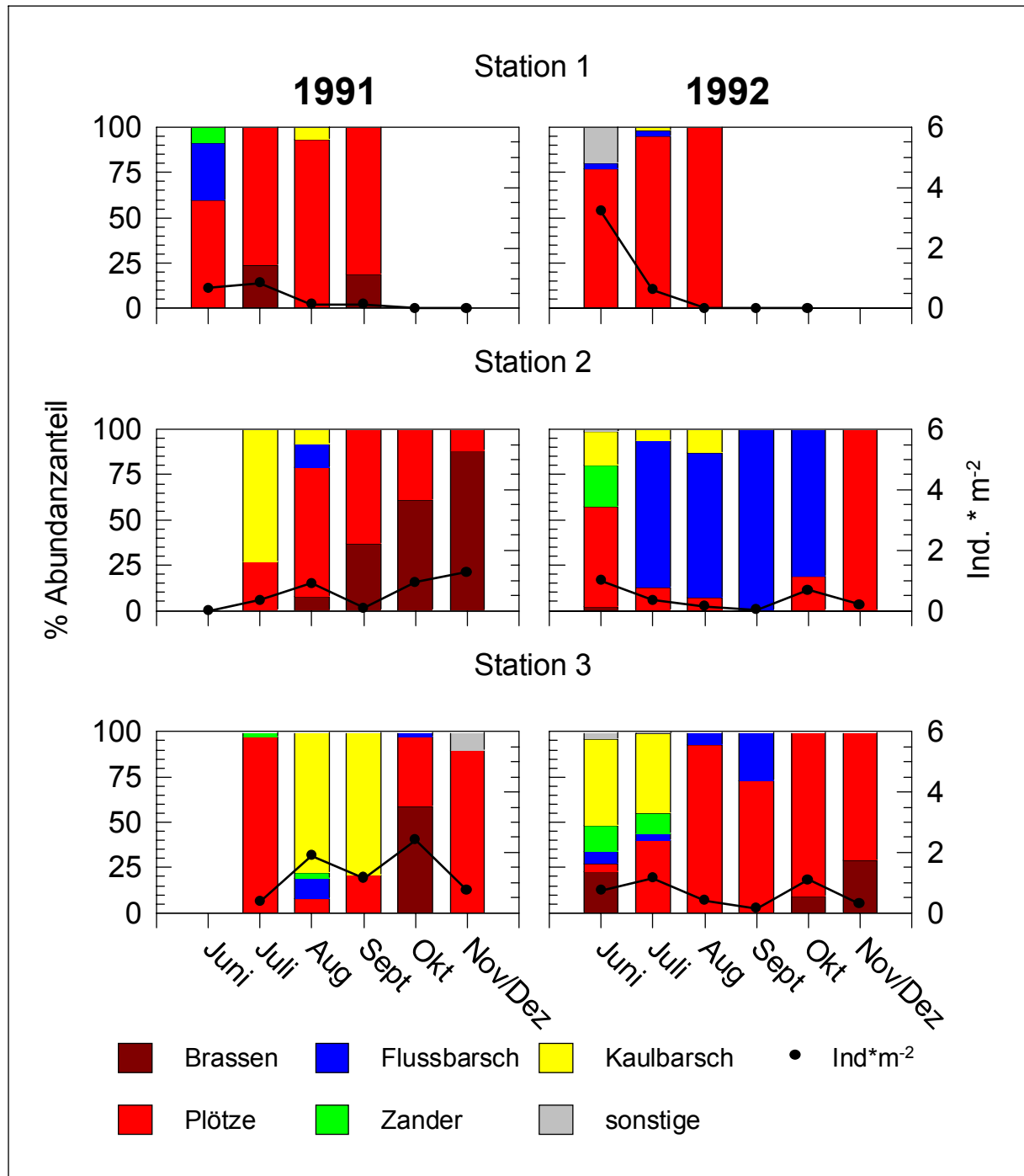


Abb. 4.5 Mittlere Individuendichte (Monatsmittelwerte) und Artzusammensetzung an den Flachwasserstationen 1, 2, 3 am Ostufer.

Die höchsten monatlichen Mittelwerte wurden während dieser Zeit an den Stationen 5 und 6 am Westufer des Hauptbeckens und 7 und 8 an der Westseite der Südbucht gemessen (Station 5, Juni 91: $458,4 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ (Einzelfang); Station 6, Juli 92: $5,9 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$; Station 7, Juni 91:

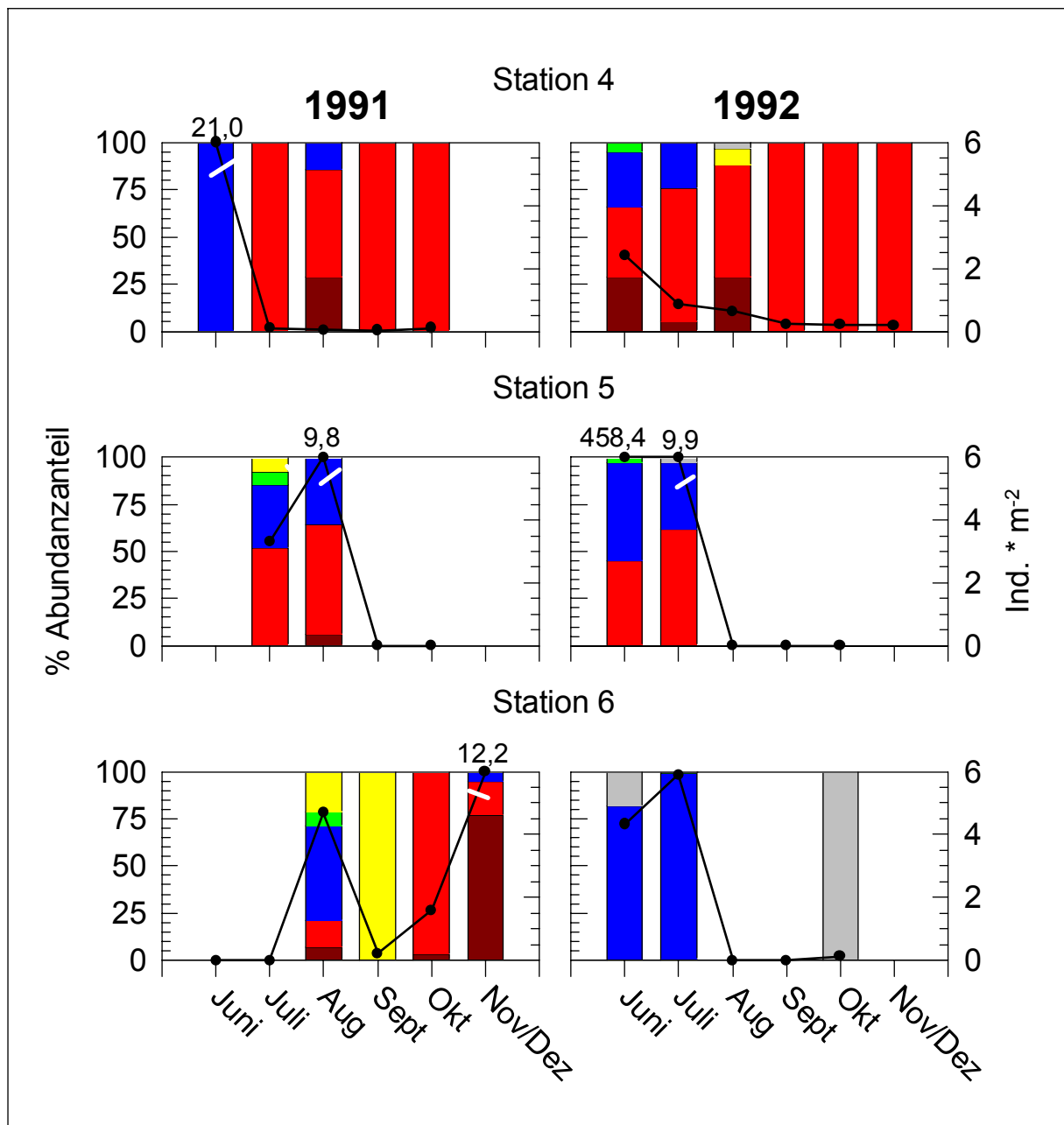


Abb. 4.6 Mittlere Individuendichten (Monatsmittelwerte) und Artzusammensetzung an den Flachwasserstationen 4 in der Nordbucht sowie 5 und 6 am Westufer (Legende s. Abb. 4.5).

12,3 Ind.*m⁻² (Einzelfang); Station 8, Juni 92: 15,0 Ind.*m⁻², Abb. 4.6 und Abb. 4.7).

Zugleich streuten die Individuendichten an diesen Stationen besonders stark, ab September wurden hier nur noch selten Fische gefangen.

Im September, Oktober und November/Dezember wurden weder am Ost- noch am Westufer mehr als 2,5 Jungfische pro m² gefangen bis auf einen Einzelfang im Dezember 91 an Station 6 (12,2 Ind.*m⁻²).

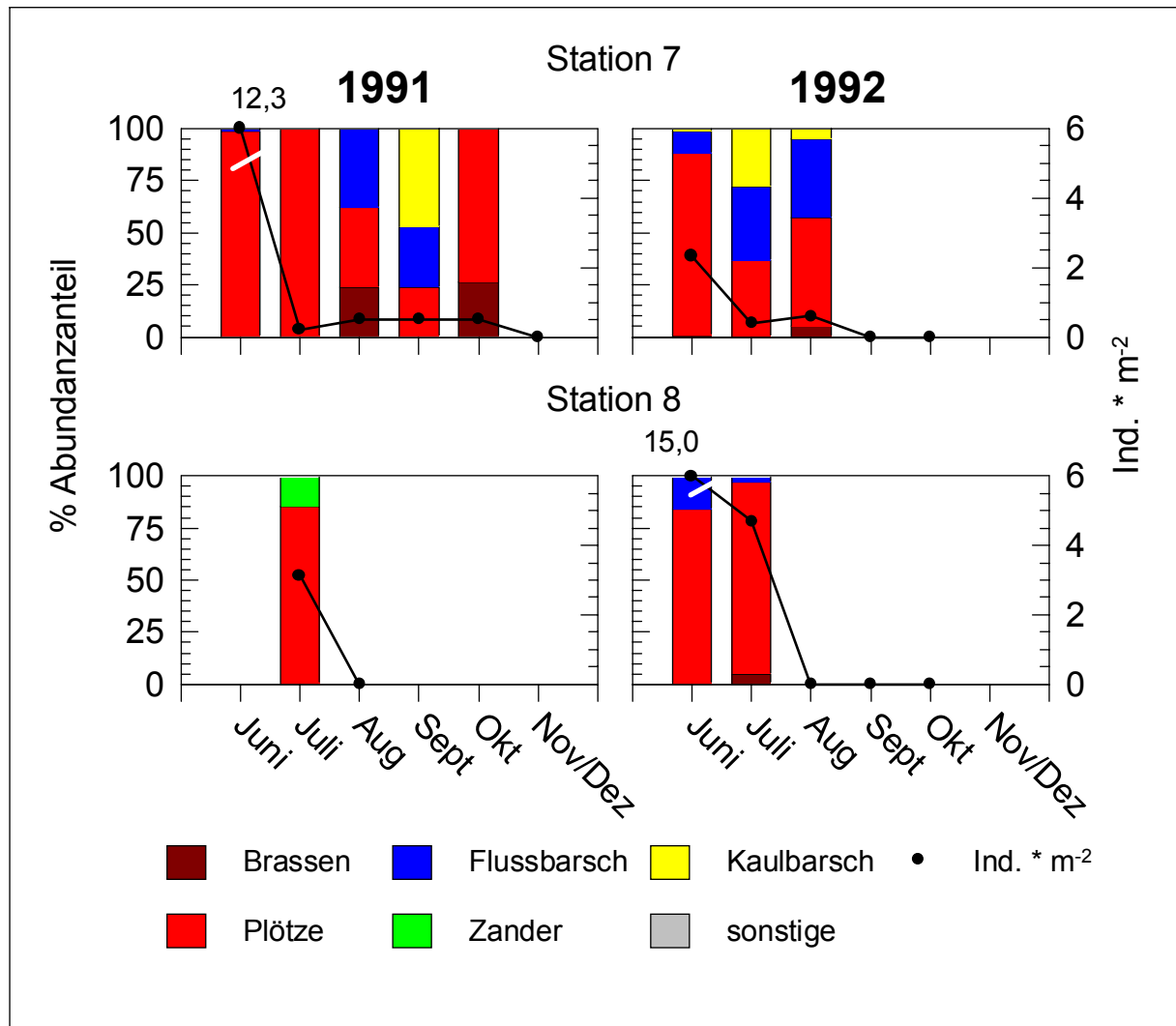


Abb. 4.7 Mittlere Individuendichte (Monatsmittelwerte) und Artzusammensetzung an den Flachwasserstationen 7 und 8 in der Südbucht.

c) Artendiversität

Die größte Artenvielfalt wurde erwartungsgemäß in den Sommermonaten Juni, Juli und August gefunden, als auch die höchsten Individuenkonzentrationen angetroffen wurden. Maximal wurden 6 Arten an einem Ort gefangen (Station 3 im Juni 92, Abb. 4.5). Im Herbst wurden lediglich noch 1 bis 3 Arten an den Fangstationen angetroffen.

Die Berechnung der Diversität für die verschiedenen Monate und Flachwasserstationen ergab eine eher zufällige Verteilung der Arten auf die Stationen, statistisch signifikante Unterschiede wurden nicht festgestellt (Test nach Wilcoxon und Wilcox, $\alpha < 5\%$). Am regelmäßigsten waren die Fänge an den Stationen 2 und 3. Hier ergaben sich die höchsten durchschnittlichen Diversitätsindizes von $0,24 \pm 0,04$ beziehungsweise $0,27 \pm 0,05$ (Tab. 4.5). Die geringste Artendiversität wurde für die Fangstation 8 in der Südbucht ermittelt: $0,07 \pm 0,04$. An dieser Station wurde allerdings auch nur an insgesamt 16 Tagen gefischt.

Die relativen Häufigkeiten des Auftretens der verschiedenen Arten an den Stationen im Flachwasser bestätigen dieses Ergebnis. Alle Arten wurden am regelmäßigsten an Station 3 am Nordwestufer des Sees gefangen (Tab. 4.6).

Tab. 4.5 Artendiversität nach Shannon Weaver für die Stationen in den Flachwasserbereichen.

<i>Monat</i>		<i>Station</i>							
		<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>
1991	Jun	0,38			0,00			0,02	
	Jul	0,24	0,25	0,06	0,00	0,48	0,00	0,00	0,18
	Aug	0,11	0,40	0,32	0,41	0,37	0,58	0,47	0,00
	Sept	0,21	0,29	0,22	0,00	0,00	0,00	0,46	
	Okt	0,00	0,29	0,34	0,00	0,00	0,06	0,25	
	Nov.Dez		0,16	0,14			0,29	0,00	
	Mittelwert	0,19	0,28	0,22	0,08	0,21	0,19	0,20	0,09
	± Stdfehler	0,06	0,04	0,05	0,08	0,12	0,11	0,09	0,09
1992	Jun	0,27	0,48	0,61	0,54	0,35	0,25	0,20	0,19
	Jul	0,10	0,26	0,50	0,32	0,33	0,05	0,47	0,14
	Aug	0,00	0,27	0,11	0,43	0,00	0,00	0,44	0,00
	Sept	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Okt	0,00	0,21	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Nov.Dez		0,00	0,26	0,00				
	Mittelwert	0,07	0,20	0,31	0,21	0,14	0,06	0,22	0,07
	± Stdfehler	0,05	0,07	0,08	0,10	0,08	0,05	0,10	0,04
Gesamtmittel		0,13	0,24	0,27	0,15	0,17	0,12	0,21	0,07
± Standardfehler		0,04	0,04	0,05	0,07	0,07	0,06	0,06	0,04

Larven und Jungfische der **Brassen** waren 1991 am stärksten an Station 2 (südliches Ostufer) vertreten. Durchschnittlich partizipierten sie dort mit 39% an den Gesamtindividuidichten (Abb. 4.5). 1992 hingegen wurden sie deutlich seltener gefangen; an Station 4 in der Nordbucht betrug ihr durchschnittlicher Abundanzanteil 11% und an Station 3 (Ostuferrand) 10%. Lediglich an Station 3 traten sie auch noch im Herbst in geringen Konzentrationen auf. Betrachtet man die relative Häufigkeit ihres generellen Auftretens in den Fängen beider Jahre, so waren sie am regelmäßigsten an den Stationen 3, 2 und 4 vertreten (22% bzw. 15% der Fangtage). Am seltensten wurden sie an den Stationen 5 sowie 8 (8% bzw. 6% der Fangtage) gefangen (Tab. 4.6).

Die **Plötze** war die dominierende Fischart der Jungfischgemeinschaft im Flachwasser. Plötzenlarven und Jungfische wurden in beiden Jahren an allen Stationen gefangen. An den Stationen 1 und 4 stellten sie in beiden Jahren über 70% der Gesamtindividuidichten (Abb. 4.5). Die geringsten prozentualen Anteile an den Gesamtabundanzen erreichten sie an Station 6 am Westufer (1991: 32%, 1992: 1%, Abb. 4.7). Am regelmäßigsten wurde sie an Station 3 am Ostufer angetroffen (78% der Fangtage), am seltensten wiederum an Station 6: 24% der Probenahme tage (Tab. 4.6).

Tab. 4.6 Relative Häufigkeit des Auftretens der einzelnen Arten an den verschiedenen Stationen des Flachwassers.

Station		1	2	3	4	5	6	7	8
Anzahl Fangtage 1991		16	12	12	12	11	12	12	3
Anzahl Fangtage 1992		13	15	15	15	13	13	13	13
alle Arten	1991	0,50	0,50	0,83	0,50	0,55	0,42	0,50	0,67
	1992	0,54	0,80	0,93	0,73	0,38	0,46	0,46	0,46
	Mittel	0,52	0,67	0,89	0,63	0,46	0,44	0,48	0,50
A.b.	1991	0,25	0,25	0,17	0,08	0,18	0,25	0,17	0,00
	1992	0,00	0,07	0,27	0,20	0,00	0,00	0,15	0,08
	Mittel	0,14	0,15	0,22	0,15	0,08	0,12	0,16	0,06
R.r.	1991	0,50	0,50	0,67	0,50	0,45	0,42	0,50	0,67
	1992	0,54	0,47	0,87	0,67	0,31	0,08	0,38	0,38
	Mittel	0,52	0,48	0,78	0,59	0,38	0,24	0,44	0,44
P.f.	1991	0,13	0,17	0,25	0,25	0,36	0,25	0,33	0,00
	1992	0,15	0,33	0,40	0,20	0,15	0,38	0,31	0,23
	Mittel	0,14	0,26	0,33	0,22	0,25	0,32	0,32	0,19
St.l.	1991	0,06	0,00	0,17	0,00	0,09	0,17	0,58	0,33
	1992	0,00	0,07	0,33	0,13	0,08	0,08	0,00	0,00
	Mittel	0,03	0,04	0,26	0,07	0,08	0,12	0,00	0,06
G.c.	1991	0,06	0,17	0,33	0,00	0,09	0,25	0,08	0,67
	1992	0,08	0,13	0,47	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00
	Mittel	0,07	0,15	0,41	0,00	0,04	0,12	0,16	0,13

Flussbarsche erreichten die höchsten relativen Anteile an den Gesamtabundanzen am Westufer: 1991 an Station 5 (35%) und 1992 an Station 6 (90%). 1992 waren sie an den Stationen 2 (57 %) und 5 (44%) stark vertreten (Abb. 4.5, Abb. 4.6). Doch der Fang von Flussbarsch-Jungfischen war deutlich seltener als der von Plötzen. Am regelmäßigsten wurden sie an den Stationen 3, 6 und 7 (33 bzw. 32% aller Fangtage) gefangen, nur jeden 7. Fangtag (14%) an Station 1 am südlichen Ostufer (Tab. 4.6).

Zanderlarven wurden nur bis Anfang August gefangen. Ihr relativer Anteil an den Gesamtabundanzen erreichte maximal 4% (1991 Station 5, 1992 Station 2 und 3). Am regelmäßigsten wurden sie an Station 3 gefangen (26% aller Fangtage), nie an Station 7 in der Südbucht.

Auch **Kaulbarsche** wurden nur in den Sommermonaten gefangen. Die höchste Konzentration erreichten sie an Station 3 (1991 30% Abundanzanteil, 1992 15%). Dort wurden sie beinahe jeden zweiten Fangtag – wenn auch in geringen Individuendichten – gefangen. An Station 4 wurden sie in beiden Jahren nie angetroffen.

4.4.3 Vergleich von Tag- und Nachtfängen

a) Bereiche tieferen Wassers

Im Juni beider Untersuchungsjahre wurden an Station I und II Nachtfänge durchgeführt. Dabei ergaben sich z.T. höhere Individuendichten als in den Tagfängen (Tab. 4.7).

Tab. 4.7 Vergleich der Individuendichten (Ind.*m⁻³) in den Tag- und Nachtfängen mit dem Schubnetz in Bereichen tieferen Wassers.

(uG..oG VB = untere und obere Grenze des 95% Vertrauensbereichs, * = alle Arten zusammengefasst, n.s. = nicht signifikant.)

Datum	Station	Fangtiefe	Art	Tag		Nacht		Signifikanzniveau (%)
				mittl. Abund.	uG..oG VB	mittl. Abund.	uG..oG VB	
27.06.91	I	0 m	*	0,0	0,0..0,0	0,0	0,0..0,0	n.s.
		1 m	*	0,0	0,0..0,0	0,0	0,0..0,0	n.s.
		2 m	*	0,0	0,0..0,0	0,0	0,0..0,0	n.s.
	II	0 m	A.b.	0,0	0,0..0,0	5,9	0,0..6*10 ³	1
			R.r.	3,0	0,0..8*10 ⁷	0,1	0,0..5,0	n.s.
		1 m	P.f.	0,0	0,0..0,0	1,4	0,1..4,4	5
			St.l.	0,0	0,0..0,0	0,2	0,0..0,3	5
			R.r.	0,0	0,0..0,0	0,1	0,0..1,4	n.s.
02.06.92	I	0 m	L.d.	0,0	0,0..0,0	0,0	0,0..0,2	n.s.
		1 m	A.b.	0,0	0,0..0,0	0,2	0,1..0,2	1
			P.f.	0,0	0,0..0,6	0,1	0,1..0,2	n.s.
			St.l.	0,0	0,0..0,0	0,3	0,0..2,8	n.s.
		2 m	A.b.	0,0	0,0..0,0	0,1	0,0..1,8	n.s.
			G.c.	0,0	0,0..0,0	0,0	0,0..0,7	n.s.
			P.f.	0,0	0,0..0,2	0,5	0,1..2,8	5
			St.l.	0,0	0,0..0,0	0,7	0,0..2,5	2
	II	0 m	A.b.	0,0	0,0..0,2	0,1	0,0..0,4	n.s.
			R.r.	0,0	0,0..0,2	0,0	0,0..0,0	n.s.
		1 m	A.b.	0,0	0,0..0,0	0,6	0,1..1,2	1
			R.r.	0,0	0,0..0,0	0,1	0,1..0,1	1
			G.c.	0,0	0,0..0,0	0,0	0,0..0,3	n.s.
			P.f.	0,0	0,0..0,2	0,3	0,0..7,9	n.s.
			St.l.	0,0	0,0..0,0	0,2	0,0..1,8	n.s.

Am 27.06.91 wurden in der Seemitte (Station I) weder tags noch nachts Fischlarven gefangen. Ufernah, an Station II, wurden an der Wasseroberfläche nachts signifikant mehr Brassen als tagsüber gefangen ($5,9 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ gegenüber $0,0 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$, t-Test $\alpha < 5\%$). In 1 m Fangtiefe wurden an Station II tagsüber keine Fische gefangen, nachts hingegen signifikant mehr (t-Test $\alpha < 5\%$): $1,7 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ bei einem 95%-Vertrauensbereich von 0,4 bis $4,2 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$. Es handelte sich vor allem um Flussbarsche ($1,4 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$) und Zander ($0,2 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$). Die Häufigkeit der Plötzen unterschied sich mit $0,1 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ in der Nacht nicht signifikant von $0,0 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ am Tage.

Am 02.06.92 wurden in der Seemitte (Station I) nachts in 1 und 2 m Fangtiefe und an Station II in 1 m Fangtiefe signifikant (t-Test $\alpha < 5$ bzw. 1%) mehr Individuen als tagsüber gefangen: tagsüber nur 0,01 bis $0,04 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$, in der Nacht zwischen 0,6 und $1,4 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$. Bezogen auf die verschiedenen Fischarten wurden in der Seemitte in 1m Tiefe nachts mehr Brassen als tagsüber gefangen, und in 2 m Tiefe wurden mehr Flussbarsche und Zander gefangen. An Station II enthielten die Nachtfänge in 1 m Tiefe mehr Brassen und Plötzen. An der Wasseroberfläche bestanden zwischen den Tag- und Nachtfängen an beiden Stationen keine signifikanten Unterschiede.

Ein Vergleich der mittleren Totallängen der 0-Gruppen-Fische in den Tag- und Nachtfängen ergab, dass am 27.06.91 die nachts gefangenen Plötzen signifikant (t-Test $\alpha < 0,1\%$) größer als die am Tag gefangenen Individuen waren (16,6 gegenüber 15,7 mm Totallänge, Tab. 4.8). Brassen, Flussbarsche und Zander wurden tagsüber mit dem Schubnetz gar nicht gefangen, die Längen der nachts gefangenen Fische betrugen 15,8 mm (Brassen), 25,2 mm (Flussbarsche) und 21,5 mm (Zander).

Tab. 4.8 Vergleich der mittleren Totallängen in den Tag- und Nachtfängen mit dem Schubnetz in den Bereichen tieferen Wassers.

<i>Datum</i>	<i>Art</i>	<i>Tag</i>			<i>Nacht</i>			<i>Signifikanz-niveau (%)</i>
		<i>Anz. Fische</i>	<i>mittl. TL</i>	<i>s</i>	<i>Anz. Fische</i>	<i>mittl. TL</i>	<i>s</i>	
27.06.91	R.r.	161	15,7	1,23	233	16,6	1,16	0,1
	A.b.	0	-	-	5	15,8	1,35	undefiniert
	P.f.	0	-	-	43	25,2	2,10	undefiniert
	St.l.	0	-	-	5	21,5	2,78	undefiniert
02.06.92	R.r.	1	12,6	-	5	14,1	1,98	undefiniert
	A.b.	1	8,1	-	47	12,6	1,85	undefiniert
	P.f.	8	13,7	2,37	46	20,0	2,59	0,1
	St.l.	0	-	-	64	19,2	1,67	undefiniert

Am 02.06.92 waren die Postlarven der Flussbarsche nachts wiederum signifikant (t-Test $\alpha < 0,1\%$) größer als die tags mit dem Schubnetz gefangenen Fische (13,7 mm gegenüber 20,0 mm Totallänge). Für die anderen Arten war ein statistischer Vergleich der Größen zwischen den Tag- und Nachtfängen nicht möglich, weil während des Tages keine Fischlarven mit dem Schubnetz gefangen wurden.

b) Flachwasser

Im Flachwasser wurden am 08.08.91 an Station 4 und 5 (Nordbucht und Nordwestufer) und am 28.07.92 an Station 1 (Südostufer) neben den Tagfängen auch Nachtfänge durchgeführt (Tab. 4.9).

Tab. 4.9 Vergleich der Individuendichten (Ind.*m⁻²) in den Tag- und Nachtfängen im Flachwasser.

(uG..oG VB = untere und obere Grenze des 95% Vertrauensbereichs, A = Auftriebsnetz, W = Fischbrutwade, n.s. = nicht signifikant.)

Datum	Station	Fang- gerät	Art	Tag			Nacht			Signifi- kantz- niveau (%)
				Anz. Fänge	mittl. Abund.	uG..oG VB	Anz. Fänge	mittl. Abund.	uG..oG VB	
27.06.91	4	W	R.r.	4	0,1	0,0..0,3	3	0,2	0,0..0,4	n.s.
			A.b.		0,0	0,0..0,0		0,1	0,0..0,4	n.s.
			P.f.		0,0	0,0..0,1		0,0	0,0..0,0	n.s.
	5	A	R.r.	4	7,9	1,0..39,5	3	0,0	0,0..0,0	2
			A.b.		0,8	0,0..4,9		0,0	0,0..0,0	n.s.
			P.f.		19,9	5,0..71,3		1,2	0,0..11,1	5
			G.c.		0,0	0,0..0,0		0,2	0,0..2,1	n.s.
			St.l.		0,0	0,0..0,0		0,2	0,0..2,1	n.s.
28.07.92	1	W	R.r.	3	0,7	0,0..6,9	3	0,2	0,0..0,6	n.s.
			G.c.		0,0	0,0..0,0		0,1	0,0..0,5	n.s.
			A.a.		0,0	0,0..0,0		0,0	0,0..0,2	n.s.

Ein Vergleich der mittleren Abundanzen ergab am 08.08.91 an Station 4, die mit der Fischbrutwade befischt wurde, keine signifikanten Unterschiede zwischen Tag und Nacht. Hingegen wurden an Station 5 (mit dem Auftriebsnetz befischt) nachts signifikant weniger Individuen als am Tag festgestellt: 2,0 Ind.*m⁻² gegenüber 33,5 Ind.*m⁻² (t-Test $\alpha < 2\%$). Hierbei unterschieden sich vor allem die Abundanzen der Plötzen (tags 7,9 Ind.*m⁻², nachts 0,0 Ind.*m⁻²) und der Flussbarsche (tags 19,9 Ind.*m⁻², nachts 1,18 Ind.*m⁻²) signifikant ($\alpha < 2\%$ bzw. 5%) voneinander.

Am 28.07.92 wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Abundanzen in den Tagfängen gegenüber den Individuendichten in den Nachtfängen festgestellt.

Für den 08.08.91 ergab der Vergleich der mittleren Totallängen in der Fischbrutwade, dass die tagsüber gefangenen Plötzen und Brassen signifikant größer (t-Test $\alpha < 5\%$ bzw. 2%) als die nachts gefangenen Individuen waren (Plötzen 45,4 mm gegenüber 41,8 mm, Brassen 42,4 mm gegenüber 35,0 mm; Tab. 4.10). Allerdings beruhten die mittleren Totallängen für die Nachtfänge lediglich auf 6 bzw. 2 Individuen. Zwischen den Totallängen der Fische in den Tag- und Nachtfängen mit dem Auftriebsnetz wurden keine Unterschiede festgestellt, ebenso wenig in den Fängen mit der Fischbrutwade am 28.07.92.

Tab. 4.10 Vergleich der mittleren Totallängen in den Tag- und Nachtfängen im Flachwasser.

<i>Datum</i>	<i>Art</i>	<i>Tag</i>			<i>Nacht</i>			<i>Signifikanz-niveau (%)</i>
		<i>Anz. Fische</i>	<i>mittl. TL</i>	<i>s</i>	<i>Anz. Fische</i>	<i>mittl. TL</i>	<i>s</i>	
08.08.91	A.b.	18	42,4	3,50	2	35,0	4,24	2
	R.r.	65	45,4	3,60	6	41,8	2,48	5
	G.c.	41	45,1	4,51	1	46	.	undefiniert
	St.l.	4	49,5	1,73	1	59	.	undefiniert
	P.f.	34	56,8	3,33	5	56,2	6,18	n.s.
28.07.92	A.a.	6	28,5	3,77	1	31	.	undefiniert
	R.r.	31	43,7	3,52	8	42	5,53	n.s.
	G.c.	3	53	3,60	.	.	.	undefiniert

4.5 Wachstum

4.5.1 Längen-Gewichts-Beziehungen

Bei Plötze, Brassen, Flussbarsch und Zander waren zwei bzw. drei Wachstumsabschnitte ("Stanzen") unterschiedlicher Längen-Gewichts-Beziehungen erkennbar.

Im ersten Wachstumsabschnitt (Stanze I, Tab. 4.11) nahmen die Larven rasch an Kondition bzw. Korpulenz zu. Die Fulton'schen Konditionsfaktoren stiegen von durchschnittlich 0,3 bei den jüngsten Larven auf 0,6 bis 0,8 an, und die Längen-Gewichts-Beziehungen aller Arten wiesen in dieser Stanze Längenexponenten b größer 3,5 auf. Die höchsten Exponenten traten 1992 bei Flussbarsch ($b = 3,98$) und Zander ($b = 3,90$) auf; sie waren signifikant größer als 1991 (Flussbarsch: $b = 3,74$, Zander: $b = 3,62$; t-Test $\alpha < 0,1\%$).

Die am Ende des ersten Wachstumsabschnitts erreichten Totallängen variierten zwischen den Arten und Untersuchungsjahren, aber in allen Fällen endete die erste Stanze beim Übergang von Entwicklungsstadium 7 zu 8, als sich in den Flossen (bis auf die erste Dorsalflosse bei den Perciden) knöcherne Flossenstrahlen entwickelt hatten. 1992 ließ sich beim Zander dieser Übergang nicht genau feststellen, da keine Individuen zwischen 22 und 29 mm gefangen wurden.

Im zweiten Wachstumsabschnitt (Stanze II, Tab. 4.11) nahmen die Konditionsfaktoren bei Plötze, Brassen und Flussbarsch nur noch durchschnittlich von 0,7 bis 0,8 auf 0,8 bis 1,0 zu. Die Exponenten der Längen-Gewichts-Beziehungen betrugen 3,0 bis 3,4. Bei den Zandern nahm die Korpulenz stattdessen wieder ab: Die Konditionsfaktoren betrugen 0,8 bis 0,7 und die Längenexponenten b nur 2,9 bis 3,0.

Eine dritte Stanze ließ sich für den Flussbarsch in beiden Jahren und für Plötze und Brassen lediglich 1991 abgrenzen (Stanze III, Tab. 4.11). Sie begann mit dem Erreichen des Juvenilstadiums und war durch konstante bzw. sinkende Konditionsfaktoren gekennzeichnet. In den anderen Fällen war jedoch kein dritter Wachstumsabschnitt erkennbar, oder die Längen-Gewichts-Beziehung der dritten Stanze unterschied sich nicht statistisch signifikant von der zweiten, so dass eine gemeinsame Regression berechnet wurde.

Tab. 4.11 Längen-Gewichtsbeziehungen der verschiedenen Wachstumsstanzen der Fische der Altersgruppe 0.Regressionsberechnung: $\ln G = \ln a + b \times \ln TL$ mit G=Gewicht, TL=Totallänge, $\ln(a)$ =Achsenabschnitt, b= Längenexponent, r^2 =Bestimmtheitsmaß der Regressionsgerade,* = signifikanter Unterschied zwischen den Längenexponenten b beider Untersuchungsjahre (Test nach SACHS (1984), $P < 5\%$).

Art	Jahr	Stanze	L in mm	Stadium	mittlerer K	b	$\ln(a)$	r^2
R.r.	1991	I	6 ... 16	2 ... 7	0,4 ... 0,8	3,74	-6,89	0,982
		II*	17... 29	8...10	0,8 ... 1,0	3,39	-5,96	0,979
		III	30 ... 75	11	1,0 ... 0,8	2,81	-4,00	0,974
	1992	I	6 ... 19	1 ... 7	0,4 ... 0,8	3,68	6,80	0,970
		II*	20 ... 73	8...11	0,8 ... 0,9	3,063	-4,96	0,992
A.b.	1991	I	6 ... 18	2 ... 7	0,4 ... 0,7	3,568	-6,58	0,979
		II	19 ... 29	8..10	0,7... 0,8	3,168	-5,34	0,993
		III	30 ... 64	11	0,7 ... 0,6	2,855	-4,41	0,973
	1992	I	6 ... 16	1 ... 7	0,4 ... 0,7	3,59	-6,58	0,978
		II	17 ... 69	8...11	0,7 ... 0,9	3,174	-5,40	0,996
P.f.	1991	I*	5 ... 16	1 ... 7	0,3 ... 0,7	3,736	-7,01	0,952
		II*	17...38	8...10	0,8 ... 1,0	3,252	-5,55	0,962
		III*	39 ... 72	11	1,0	3,062	-4,86	0,935
	1992	I*	4 ... 16	1 ... 7	0,2 ... 0,8	3,975	-7,52	0,894
		II*	17...44	8...10	0,9 ... 1,0	3,096	5,00	0,995
		III*	45 ... 89	11	1,0 ... 0,9	2,8829	-4,13	0,976
St.I.	1991	I*	3 ... 16	1 ... 7	0,2 ... 0,6	3,62	-6,76	0,9140
		II	17... 62	8...11	0,8 ... 0,7	2,87	-4,47	0,993
	1992	I*	3 ... 22	1 ... 8	0,1 ... 0,9	3,904	-7,35	0,974
		II	29 ... 67	9...11	0,7	2,956	-4,78	0,992
G.c.	1991	II*	27 ... 66	11	1,2	3,013	-4,47	0,959
	1992	II*	10 ... 58	8 ... 11	1,0 ... 1,3	3,126	-4,86	0,986

Für die Kaulbarsche konnte nur eine Längen-Gewichts-Beziehung (Stanze II, Tab. 4.11) aufgestellt werden, da 1991 ausschließlich juvenile Kaulbarsche und 1992 erst Larven ab Entwicklungsstadium 8 gefangen wurden.

4.5.2 Mittlere Längen und Gewichte

a) Brassen

Die ersten Brassenlarven, die am 30.05.91 gefangen wurden, waren durchschnittlich 7,1 mm lang, 2,0 mg schwer und im Entwicklungsstadium 3 (Abb. 4.8, Einteilung der Entwicklungsstadien Tab. 3.8). 1992 wurden bereits am 21.05. die ersten Dottersacklarven gefangen. Ihre mittlere Länge betrug 7,2 mm, ihr mittleres Gewicht 1,8 mg (mittleres Entwicklungsstadium 2). Eine Woche später, am 06.06.91 bzw. 28.05.92, hatten die Larven die Prolarvalphase abgeschlossen und waren 7,5 mm bzw. 9,3 mm lang und 2,0 bzw. 4,3 mg schwer.

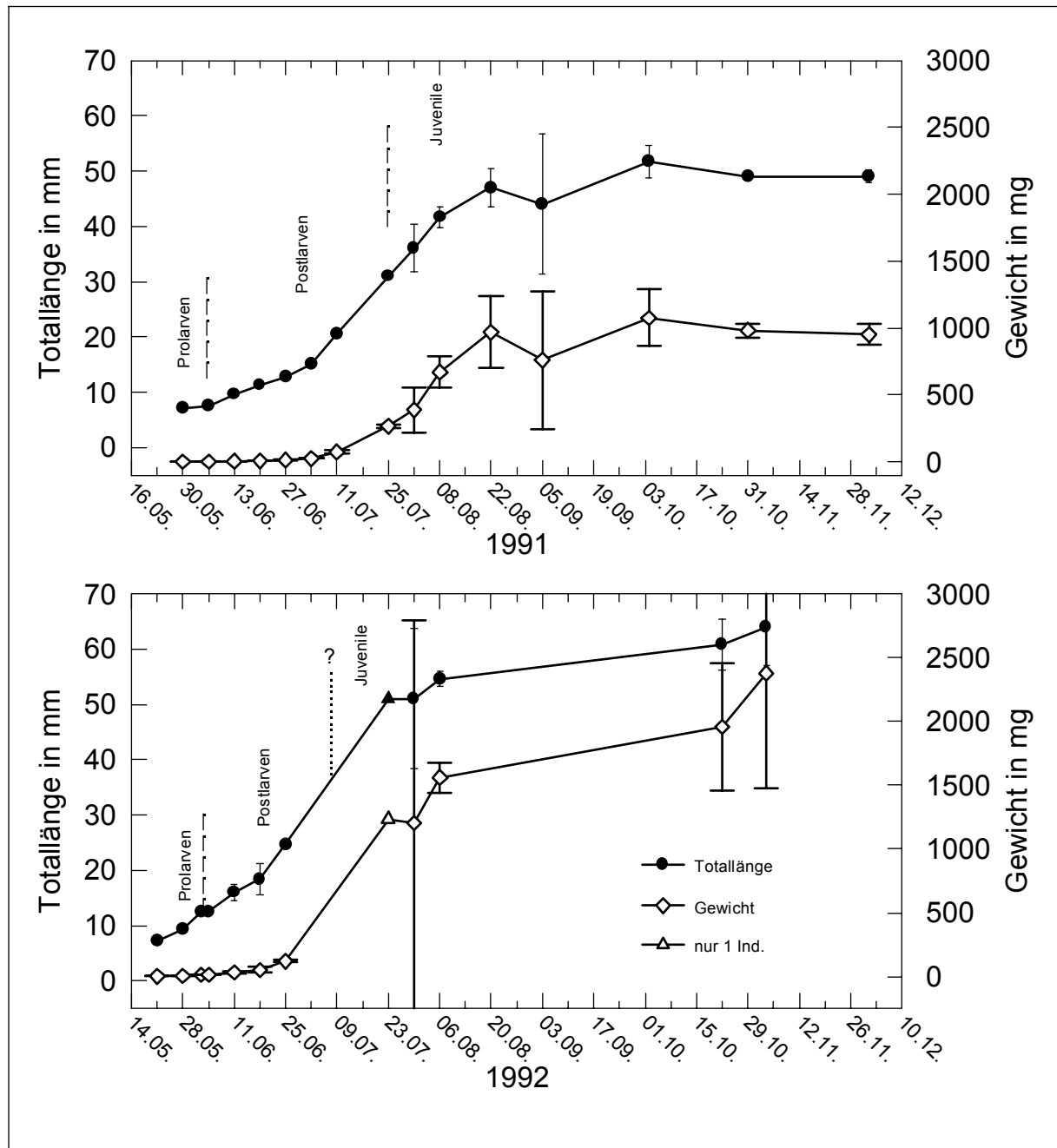


Abb. 4.8 Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Brassen. Fehlerbalken stellen den 95%-Vertrauensbereich des Mittelwerts dar.

1991 hatten die Brassen sieben Wochen später, am 25.07., die Postlarvalphase beendet. Zu diesem Zeitpunkt waren sie durchschnittlich 30,9 mm lang und 265,3 mg schwer. 1992 wurden zwischen dem 25.06. und 23.07. keine und am 23.07. und 30.07. lediglich ein und zwei juvenile Brassen gefangen. Daher ließ sich für 1992 der Zeitpunkt, an dem die Larven das Juvenil-Stadium erreichten, nicht genau bestimmen. Da sich die Brassen aber am 25.06.92 im Durchschnitt bereits im Entwicklungsstadium 9 befanden, kann angenommen werden, dass sie eine oder zwei Wochen später die Larvalphase beendeten.

Anfang September setzte 1991 eine Wachstumsstagnation ein; danach schwankten die mittleren Totallängen und Gewichte zwischen 44 und 52 mm bzw. 760 und 1080 mg. Im Herbst 1992 dagegen wurden die Jungfische signifikant ($\alpha < 0,1\%$) größer: am 22.10.92 ($n=4$) bzw. am 03.11.92 ($n=5$) durchschnittlich 61 bzw. 64 mm lang und 1958 bzw. 2378 mg schwer.

b) Plötze

Die ersten Plötzenlarven wurden 1991 am 30.05. gefangen. Ihre mittlere Totallänge und ihr mittleres Gewicht betrugen 7,1 mm und 1,8 mg (Abb. 4.9). Sie befanden sich durchschnittlich im Entwicklungsstadium 3. 1992 wurden bereits am 21.05. die ersten Plötzenlarven der Entwicklungsstadien 1 bis 2 gefangen, die durchschnittlich 7,0 mm lang und 1,6 mg schwer waren. Eine Woche später, am 06.06.91 bzw. 28.05.92, hatten die Larven ihren Dottersack aufgebraucht und waren 8,3 (1991) bzw. 9,5 mm (1992) lang und 3,0 bzw. 4,8 mg schwer.

Die anschließende Postlarvalphase dauerte in beiden Jahren sechs Wochen. In dieser Zeit wuchsen die Plötzen auf mittlere 32,0 mm und 330,6 mg (18.07.91) bzw. 38,6 mm und 523,0 mg (09.07.92) heran. Damit erreichten die Plötzen 1992 eine Woche früher das Juvenilstadium und waren signifikant größer als 1991 (t-Test, $\alpha < 0,1\%$).

Bis Anfang September wuchsen die Jungfische 1991 noch zu einer Größe von 59 mm und 1962 mg heran, aber 1992 erreichten sie nur 54 mm und 1547 mg und waren signifikant kleiner als 1991 (t-Test, $\alpha < 2\%$). Von da an stagnierte das Wachstum. Die mittleren Längen variierten zwischen 56 und 61 mm (1991) bzw. 53 und 56 mm (1992) und die mittleren Gewichte zwischen 1530 und 1960 mg bzw. 1340 und 1600 mg.

c) Flussbarsch

Die ersten Flussbarschlarven wurden am 09.05.91 und 14.05.92 gefangen. Sie waren durchschnittlich 6,1 und 6,4 mm lang, 1,0 und 0,9 mg schwer und befanden sich im Entwicklungsstadium 2 (Tab. 3.8). In beiden Jahren hatten die Larven zwei Wochen später ihren Dottersack aufgebraucht und waren am 23.05.91 bzw. 28.05.92 7,2 bzw. 10,2 mm lang und 1,5 bzw. 6,7 mg schwer.

1991 erreichten die Flussbarsche nach sieben Wochen am 18.07. das Juvenilstadium (mittlere Totallänge 43,1 mm und mittleres Gewicht 812,7 mg). 1992 hatten sie die Postlarvalphase nach fünf Wochen, am 02.07., abgeschlossen (50,76 mm und 1377,23 mg) und waren beim Eintritt in das Juvenil-Stadium signifikant größer als 1991 (t-Test, $\alpha < 0,1\%$).

Bis zum 05.09.91 bzw. 20.08.92 wuchsen die Jungfische noch auf mittlere 66 bzw. 71 mm und 2866 bzw. 3669 mg heran. 1991 wurden später nur noch am 31.10. und 03.12. zwei Individuen gefangen, die gegenüber dem 05.09.91 nicht mehr signifikant gewachsen waren. 1992 wurden die letzten Flussbarsche am 01.10. ($n=103$) gefangen. Ihre mittlere Länge betrug 79,7 mm und ihr mittleres Gewicht 4585 mg. Die Jungfische waren signifikant größer als 1991 geworden (t-Test, $\alpha < 0,1\%$).

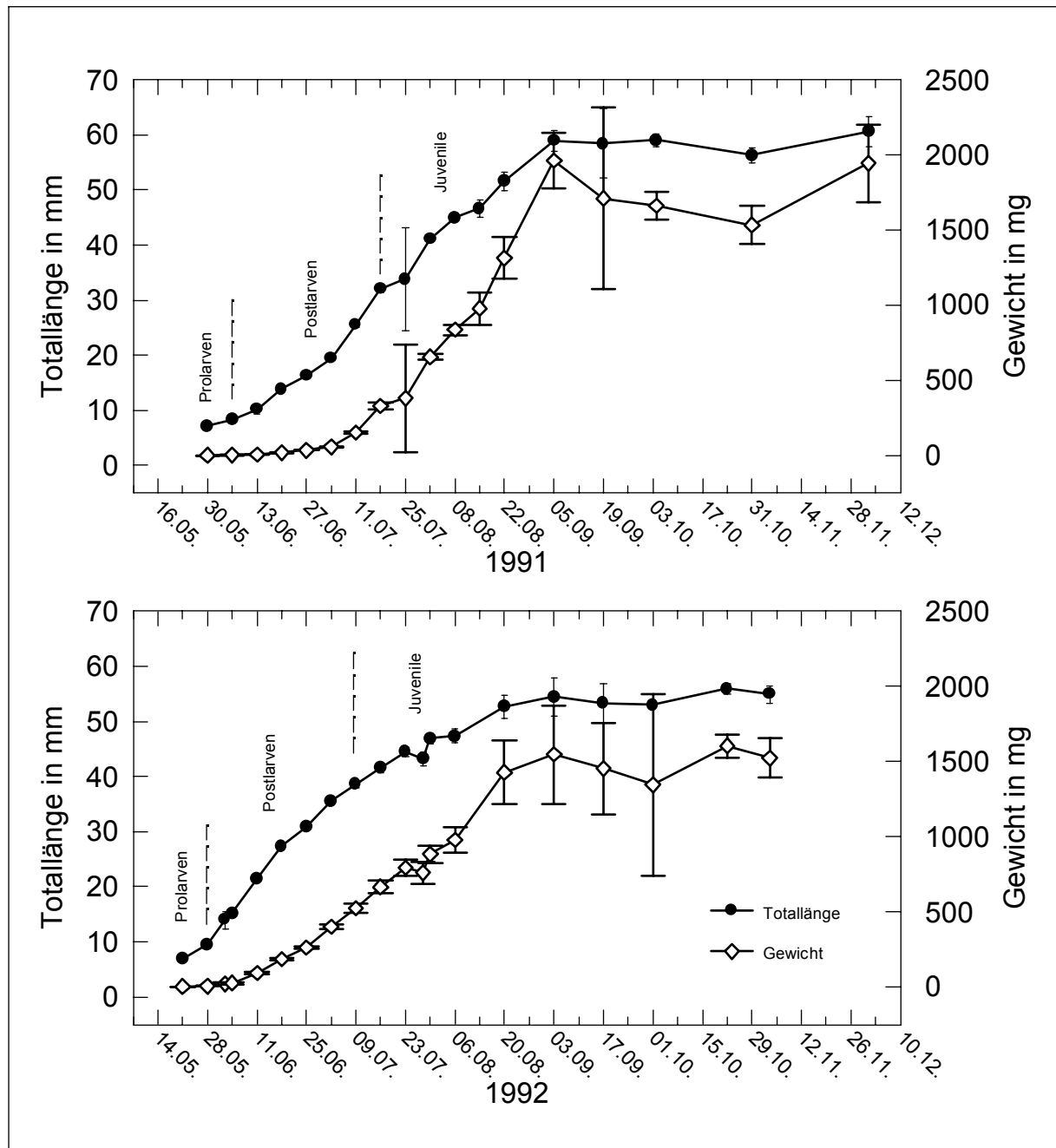


Abb. 4.9 Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Plötzen. Fehlerbalken stellen den 95%-Vertrauensbereich des Mittelwerts dar.

d) Zander

Die ersten Zanderlarven, die während der Probenahmen im Belauer See gefangen wurden, befanden sich im Entwicklungsstadium 1 und waren noch völlig unpigmentiert. Am 02.05.91 waren sie durchschnittlich 3,9 mm groß und 0,3 mg schwer und am 14.05.92 5,7 mm und 0,6 mg (Abb. 4.11; am 07.05.92 fiel die Probenahme aus). Am 30.05.91 bzw. 28.05.92 hatten die Zander die Prolarvalphase beendet und eine mittlere Länge von 8,0 bzw. 11,6 mm und ein mittleres Gewicht von 2,2 und 11,0 mg erreicht. 1991 dauerte die Postlarvalphase zehn Wochen und am 08.08. hatten die Zander das Juvenilstadium erreicht (mittlere Totallänge 51,4 mm, mittleres Gewicht 977,0 mg). 1992 entwickelten sich die Postlarven in nur sechs

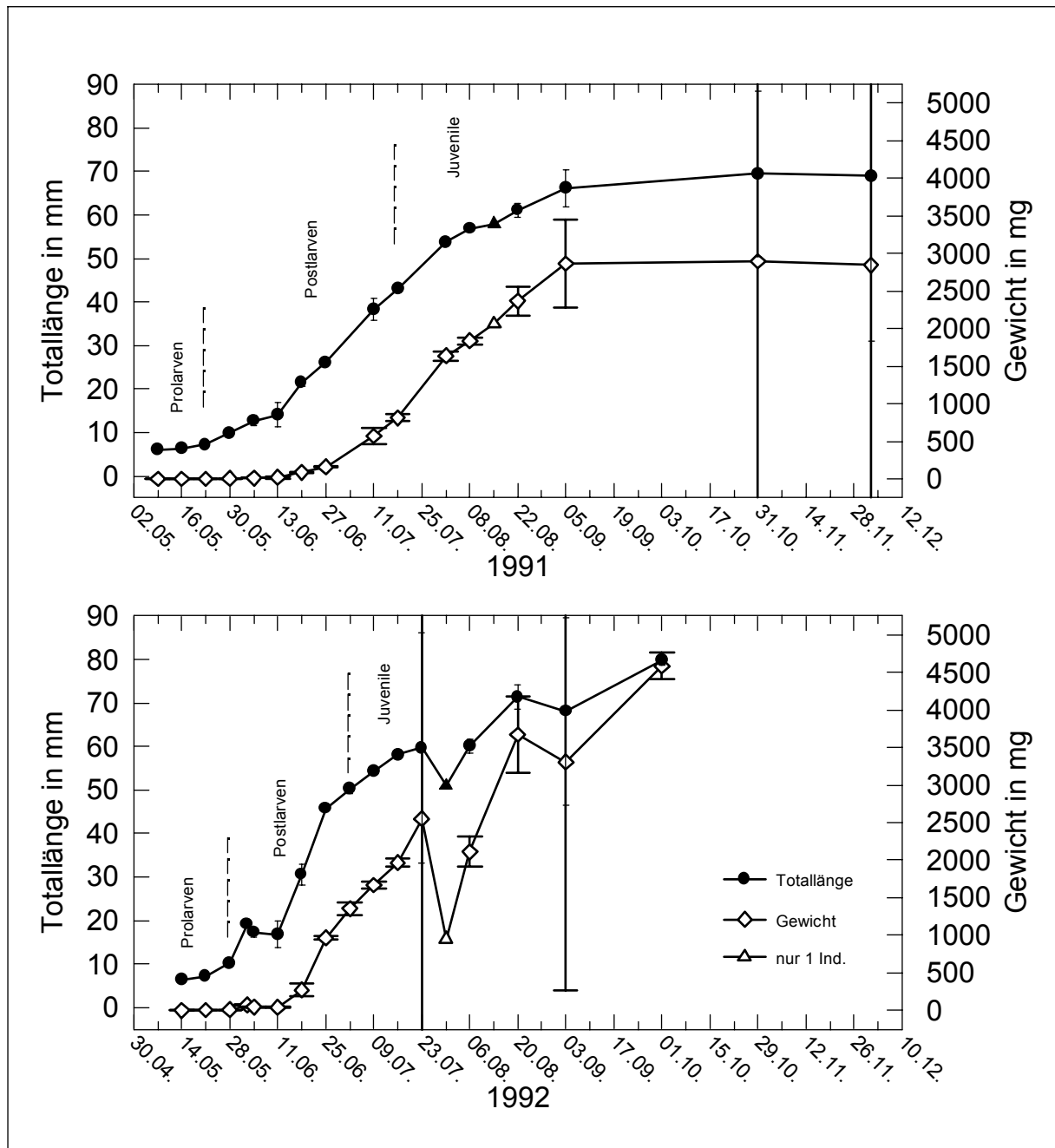


Abb. 4.10 Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Flussbarsche. Fehlerbalken stellen 95%-Vertrauensbereich des Mittelwerts dar.

bzw. sieben Wochen und hatten bereits am 09.07. ($n=1$) bzw. 16.07. ($n=11$, 56,4 mm, 1313,3 mg) das Juvenil-Stadium erreicht. Der Größenunterschied zwischen beiden Jahren war statistisch nicht signifikant. Anschließend wurden keine juvenilen Zander mehr gefangen.

e) Kaulbarsch

1991 wurden von Mitte Juli bis Anfang September ausschließlich juvenile Kaulbarsche gefangen; 1992 wurden am 02.06. zwei Kaulbarschlarven gefangen: Entwicklungsstadien 6 und 8, mittlere Länge 12,0 mm und mittleres Gewicht 19,6 mg (Abb. 4.12). Das Juvenil-stadium hatten die Kaulbarsche am 09.07.92 bei einer mittleren Länge von 34,0 mm und einem mittleren Gewicht von 443,6 mg erreicht.

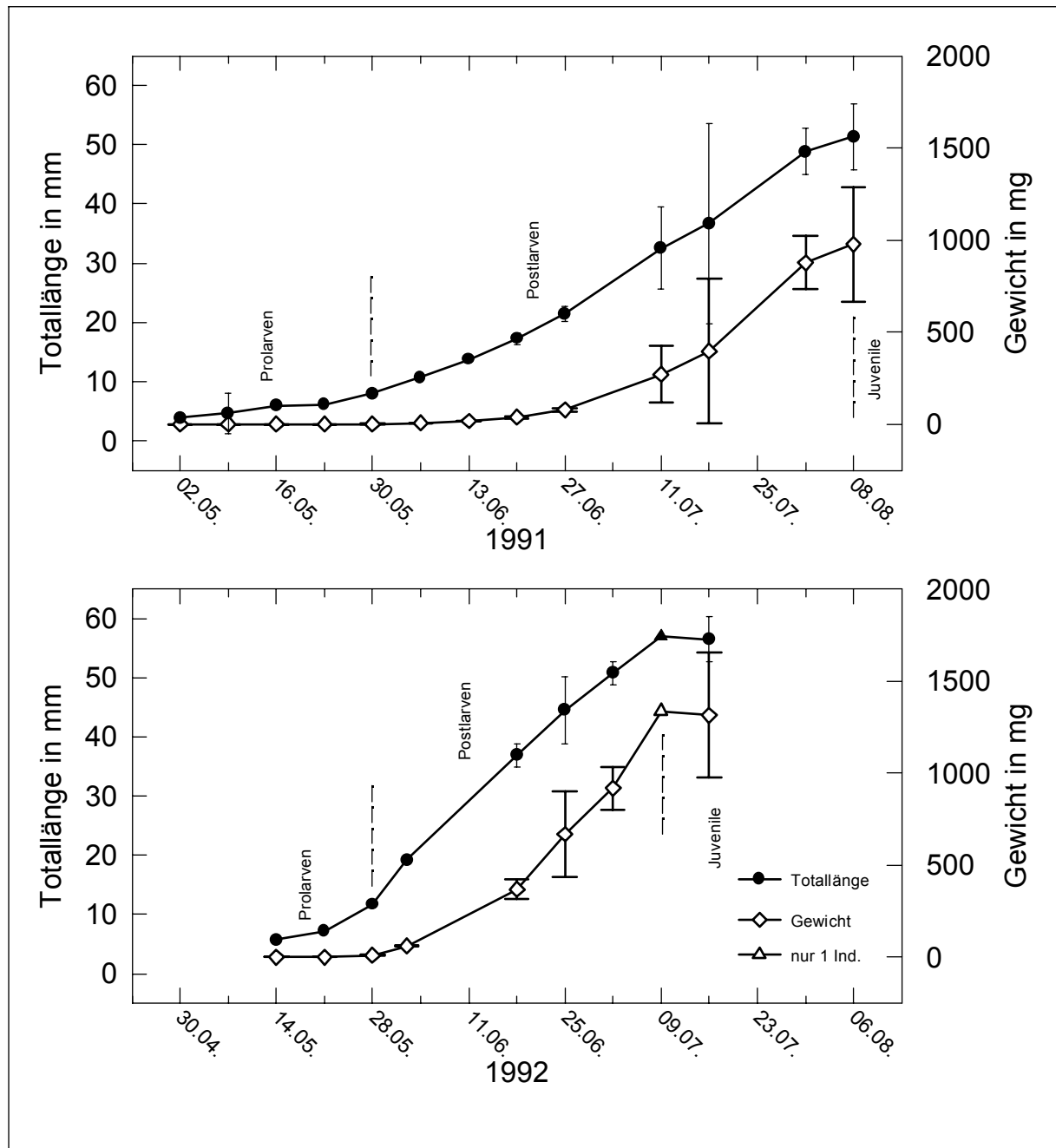


Abb. 4.11 Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Zander. Fehlerbalken stellen 95%-Vertrauensbereich des Mittelwerts dar.

An allen vergleichbaren Fangdaten waren die Kaulbarsche 1992 signifikant größer als 1991 (t-Test, $\alpha < 0,1\%$). Die letzten Jungfische wurden am 05.09.91 (durchschnittlich 53 mm, 1830 mg) und am 06.08.92 (55 mm, 1869 mg) bzw. 20.08.92 ($n = 1!$, 57 mm, 2350 mg) gefangen.

4.5.3 Zuwachsraten

Die relativen täglichen Zuwachsraten von Plötze, Brassen, Flussbarsch und Zander zeigten übereinstimmende Verläufe, die offenbar an die Entwicklung der Fischlarven gekoppelt waren. In beiden Jahren stiegen die spezifischen Zuwachsraten innerhalb der ersten vier Lebenswochen rasch an. In der Postlarvalphase, als sich die Flossen und Schwimmuskulatur entwickelten (Entwicklungsstadien 5 bis 7, Tab. 3.8), nahmen die Larven dann maximal zwischen

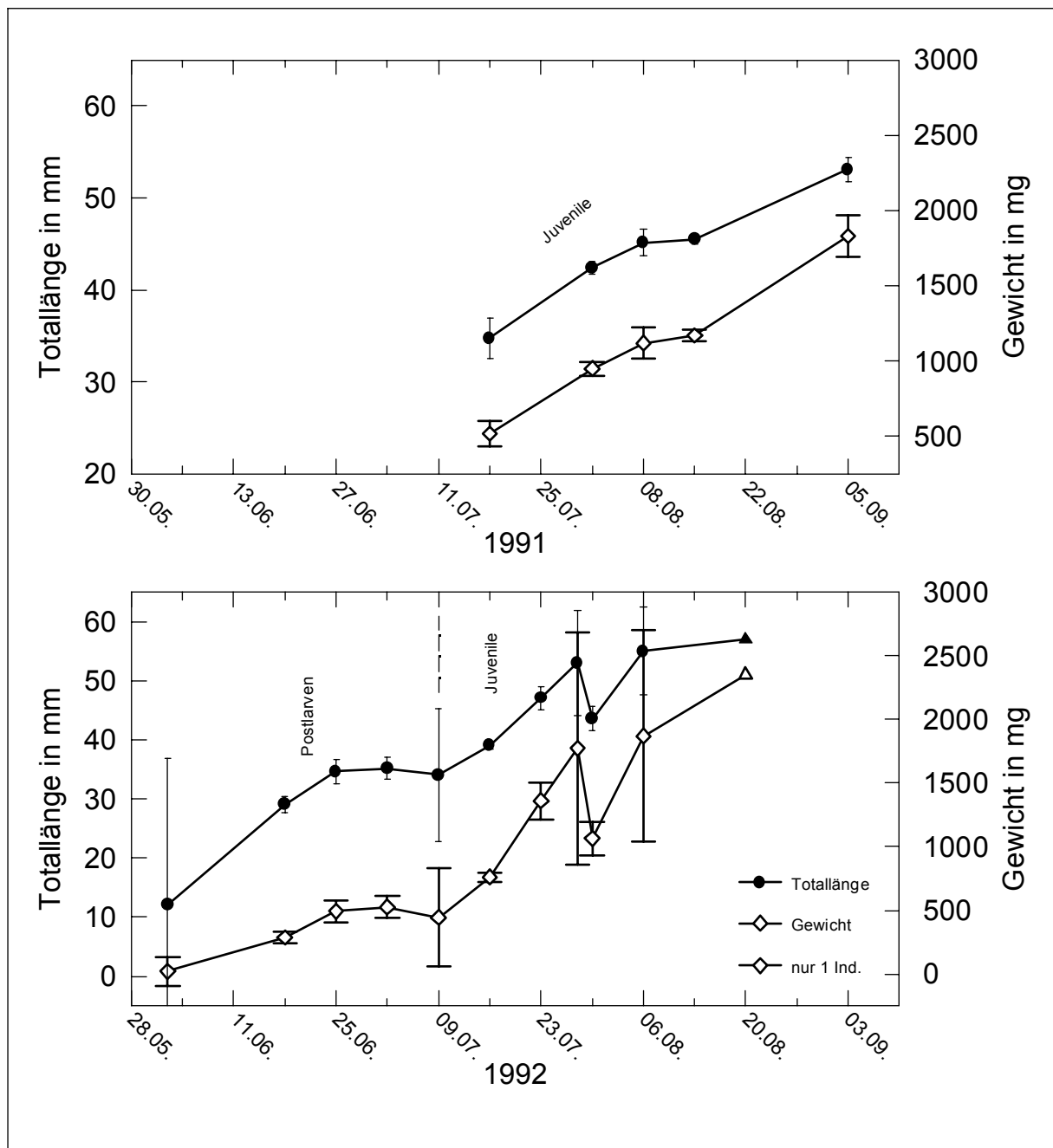


Abb. 4.12 Längen- und Gewichtswachstum der Altersgruppe 0 der Kaulbarsche. Fehlerbalken stellen den 95%-Vertrauensbereich des Mittelwerts dar.

12 und 36% ihres Körpergewichts pro Tag zu. Die absoluten Wachstumsraten betrugen zu diesem Zeitpunkt zwischen 0,4 und 10,2 mg Frischgewicht pro Tag bzw. 0,3 und 1,5 mm Totallänge pro Tag. Danach nahmen die spezifischen Wachstumsraten wieder stetig ab und tendierten ab Anfang September gegen 0% Frischgewicht pro Tag (Abb. 4.13).

Die Temperatur scheint deutlich die Höhe der maximalen Zuwachsraten zu beeinflussen. 1991 stieg die Wassertemperatur des Belauer Sees langsam von 9 °C Anfang Mai bis auf 13 °C Ende Mai an, die relativen Zuwachsraten erreichten nach drei bis vier Wochen der Larvalentwicklung (Perciden 04.06., Cypriniden 25.06.) Maxima zwischen 10 und 15%*d⁻¹. Im Mai 1992 erfolgte sehr plötzlich ein Temperaturanstieg von 9 °C auf 19 °C, und bereits nach ein bis zwei Wochen Entwicklung wurden Ende Mai deutlich höhere Wachstumswerte von

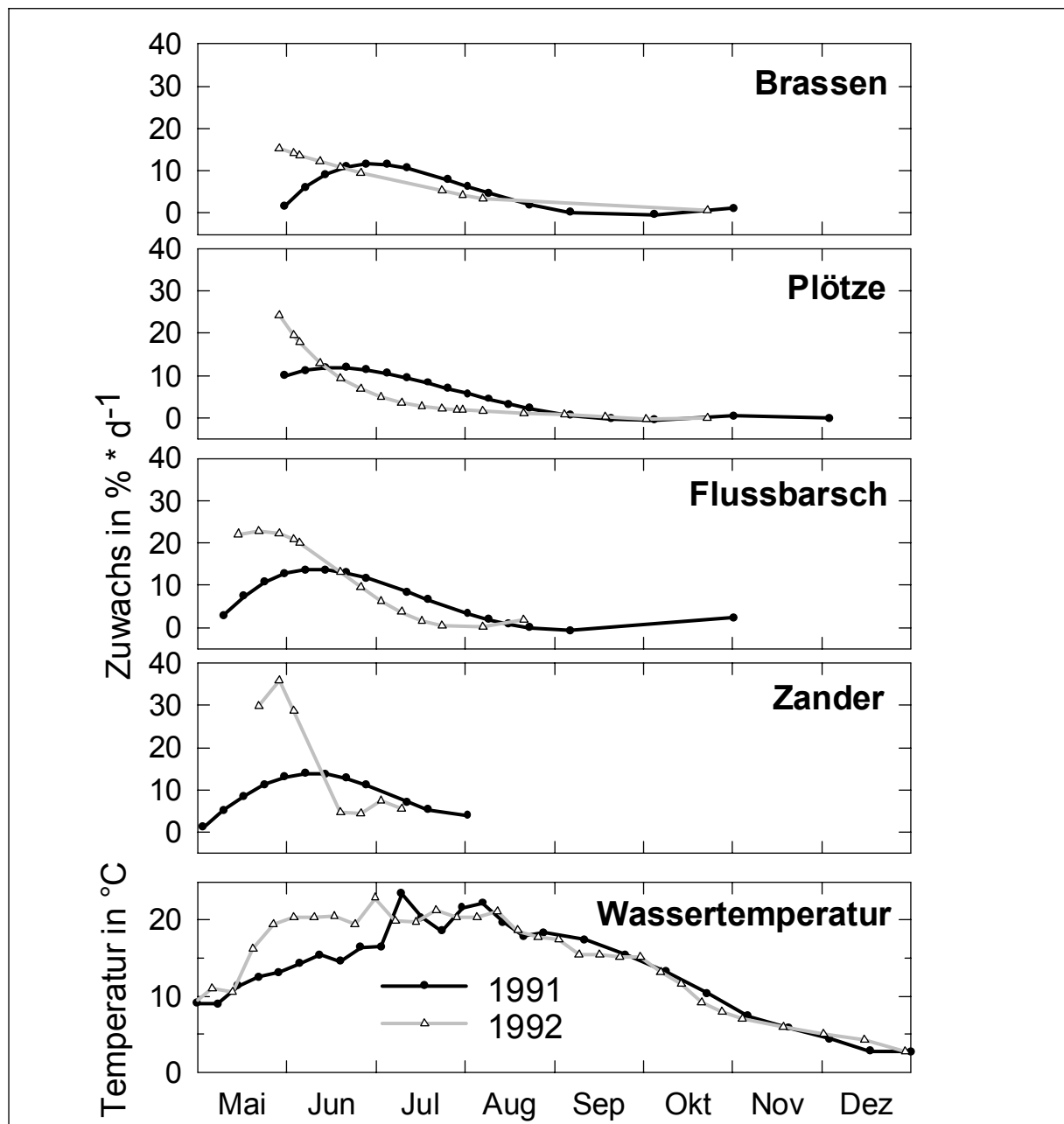


Abb. 4.13 Relative Zuwachsraten der Altersgruppe 0 sowie die Wassertemperatur in der Seemitte (1 m Tiefe).

33 (Plötzen), 17 (Brassen), 22 (Flussbarsche) und 36%*d⁻¹ (Zander) gemessen. Allerdings verringerten sich anschließend die Zuwachsraten 1992 schneller: Die relativen Gewichtszunahmen betrugen zu Beginn des Juvenilstadiums nur noch zwischen 2 und 5%*d⁻¹ gegenüber 5 bis 8%*d⁻¹ im Vorjahr. Bei den Plötzen führte der steilere Abfall der Wachstumskurve 1992 dazu, dass sie Ende des Jahres nicht schwerer als 1991 waren (vergl. Kap. 4.5.2 b)). Die relativen täglichen Zuwachsraten der Kaulbarsche, die nur zwischen Juli (1991) bzw. Juni (1992) und September gefangen wurden, variierten zwischen 1 und 7% * d⁻¹ (Tab. 8.5).

Absolut erreichten die Tageszuwachsraten 1991 zwischen Mitte Juli und Ende August höchstens 29 (Brassen und Zander) bis 51 mg*d⁻¹ (Flussbarsch). 1992 wurden zwischen Ende Juni und Anfang August maximale absolute Zuwachsraten zwischen 26 (Plötze) und 79 mg*d⁻¹ (Flussbarsch) beobachtet (Tab. 8.5).

4.6 Biomassen

In den **Bereichen tieferen Wassers** unterschieden sich der Verlauf der mittleren Biomassen und ihre Artzusammensetzung in den ersten Lebenswochen nicht wesentlich von der der Abundanzen, da die Körpergewichte der verschiedenen Arten nahezu identisch waren. Die maximalen Biomassen wurde am 30.05.91 mit $1,9 \text{ mg Frischgewicht} \cdot \text{m}^{-3}$ und am 04.06.92 mit $1,7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ festgestellt (Abb. 4.14). Aufgrund der höheren Zuwachsraten (Abb. 4.13) nahm ab Juni der Biomasseanteil der Percidenarten im Vergleich zu ihrem Abundanzanteil zu.

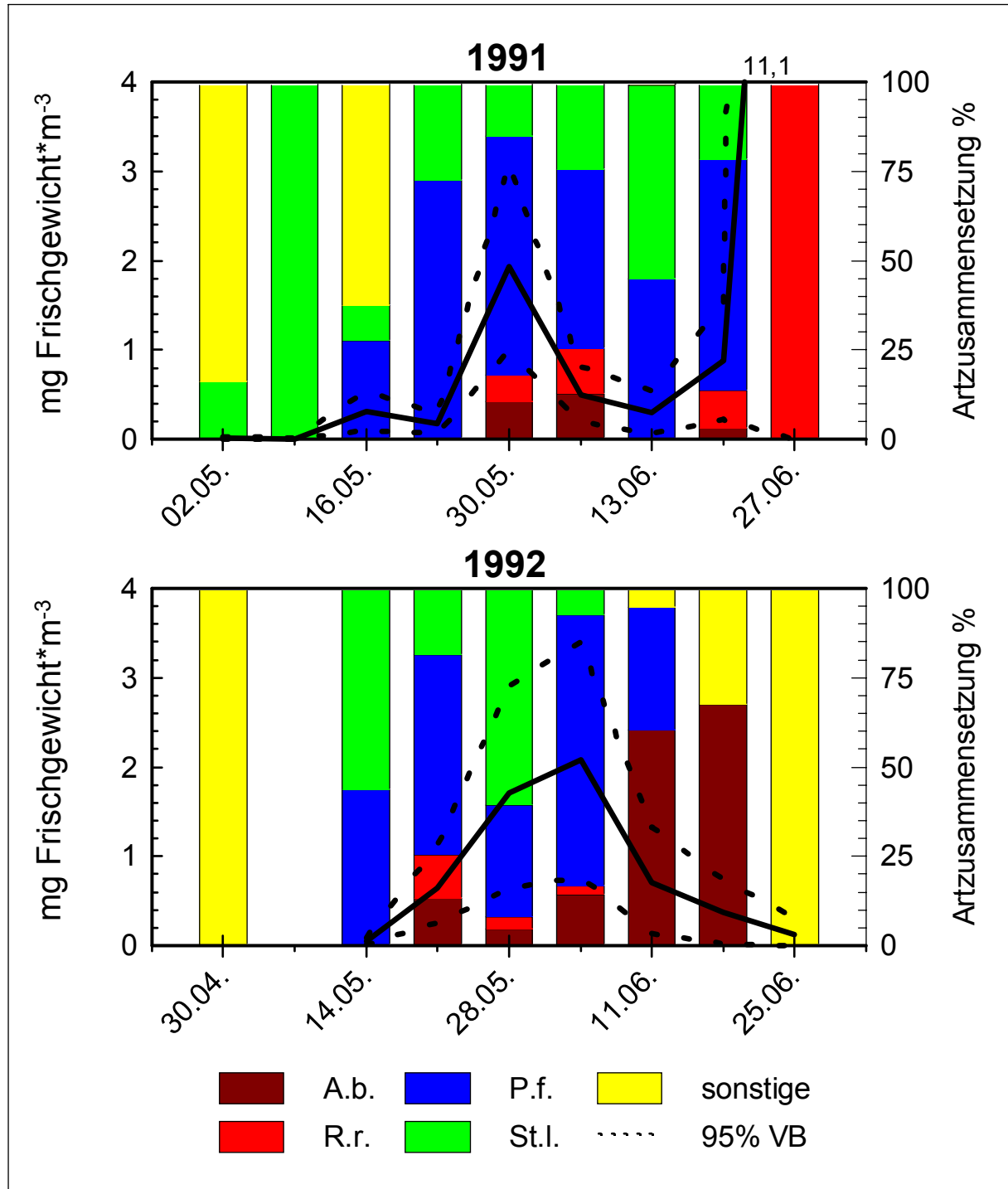


Abb. 4.14 Mittlere Biomasse der Altersgruppe 0 und Artzusammensetzung der Fische in den Bereichen tieferen Wassers.

In den **Flachwasserbereichen** stiegen 1991 die mittleren Biomassen von $0,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ am 20.06.91 langsam an und erreichten am 08.08.91 ein Maximum von $3,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (95%-Vertrauensbereich (VB): $0,8..10,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, Abb. 4.15). Anschließend nahmen sie rasch wieder ab. Am 22.08.91 wurde die geringste mittlere Biomasse im Flachwasser festgestellt ($0,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, VB $0,0..1,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). Von September bis Dezember schwankten die mittleren Biomassen zwischen $0,8$ und $1,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$.

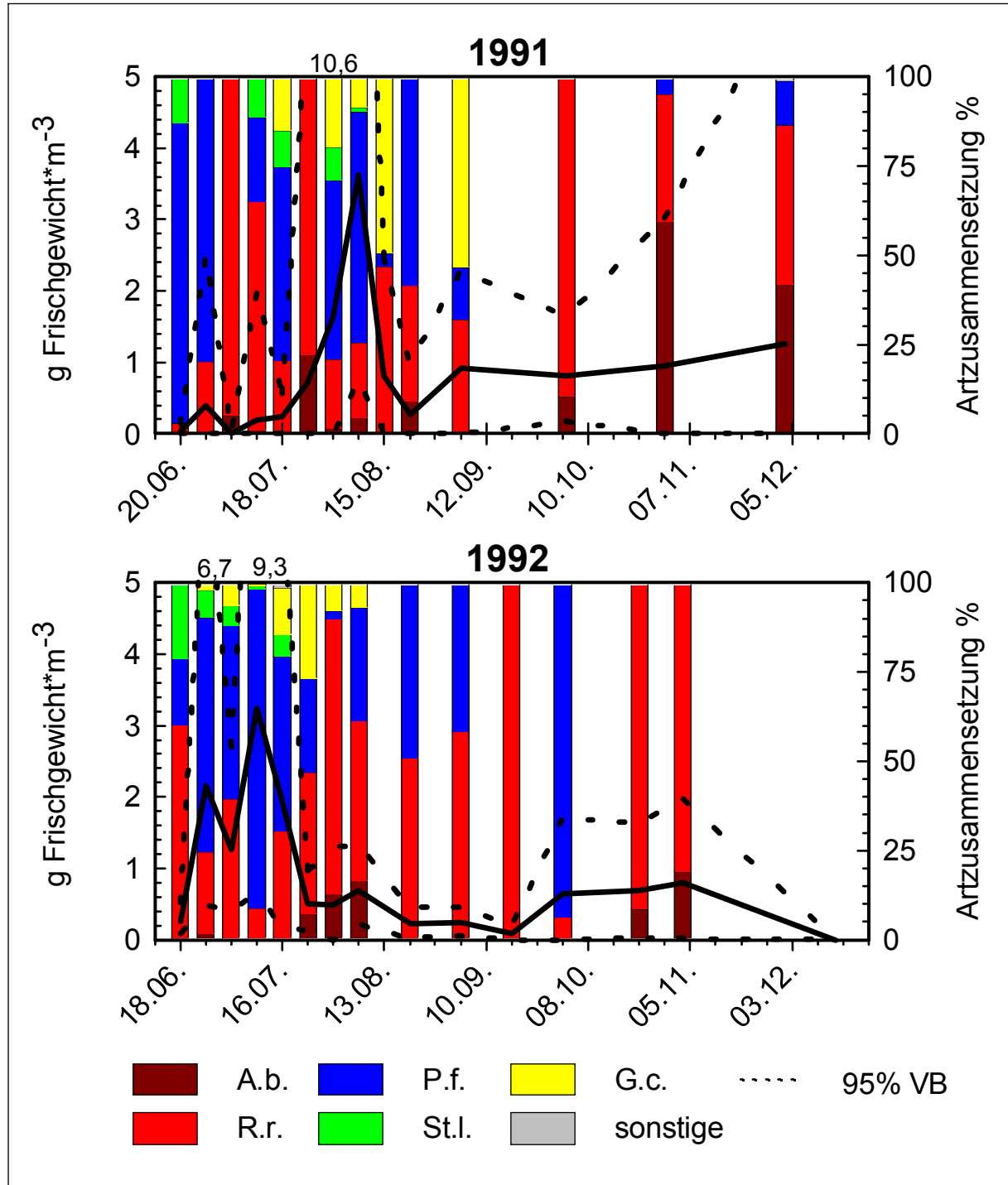


Abb. 4.15 Mittlere Biomasse der Altersgruppe 0 und Artzusammensetzung der Fische in den Flachwasserbereichen.

Im Unterschied zu 1991 stiegen die mittleren Biomassen 1992 sprunghaft an, und der höchste Wert wurde bereits am 09.07.92 verzeichnet ($3,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, VB $0,6..9,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, Abb. 4.15). Diese zeitliche Verschiebung um vier Wochen gegenüber 1991 wurde durch das schnellere Abwachsen der Altersgruppe 0 1992 hervorgerufen. Bis Ende Juli fiel die mittlere Biomasse dann steil ab und sank bis zum 17.09.92 auf $0,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (VB: $0,0..0,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). Im Oktober-November wurden nochmals mittlere Biomassewerte zwischen $0,6$ und $0,8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ gefunden.

Die Artzusammensetzung der Biomassen unterschied sich von der Artzusammensetzung der Abundanzen hinsichtlich der gestiegenen Bedeutung der Flussbarsche (Mittelwert 1991 37%, 1992 32%) gegenüber der der Cypriniden (Plötzen Mittelwert: 1991 51%, 1992 43%; Brassen Mittelwert: 1991 5%, 1992 11%). Dieses ist auf die höheren Körpergewichte der juvenilen Flussbarsche im Vergleich zu den Plötzen und Brassen zurückzuführen. So betrug z.B. Der mittlere Abundanzanteil der Flussbarsche am 20.08.92 25%, ihr Anteil an der mittleren Gesamtbiomasse jedoch 49%. Das mittlere Körperfrischgewicht der 0-Gruppen-Barsche lag zu diesem Zeitpunkt mit 3669 mg deutlich über dem der Plötzen (1427 mg) und der an diesem Tag ebenfalls gefangenen Ukelei (34 mg). Bei den Zandern wirkte sich dieser Effekt nicht aus, weil sie nur bis zum Frühsommer im Litoral gefangen wurden und zu diesem Zeitpunkt noch nicht viel schwerer als die Cypriniden waren. Ihr mittlerer Anteil an der Gesamtbiomasse betrug 1991 und 1992 3%.

4.7 Nahrungsökologie

4.7.1 Prolarven

Bei den Dottersacklarven von Plötte, Brassen, Flussbarsch und Zander zeigte sich in beiden Jahren der Einfluss der fortschreitenden Entwicklung - insbesondere die größer werdende Maulspalte - auf die Nahrungswahl. Die Därme der jeweils jüngsten Larven (Entwicklungsstadium 1-2, Tab. 3.8) enthielten ausschließlich planktische Rotatorien und coccale Algen. (Letztere wurden in den Abbildungen nicht berücksichtigt.)

a) Cyprinidae

Bei Erreichen des Entwicklungsstadiums 3, hatten Plötzen und Brassen Nauplien und *Bosmina longirostris* aufgenommen. Zwar hatten noch immer über 90% der Larven Rotatorien gefressen, doch deren Bedeutung nahm deutlich ab, und ihr Gewichtsanteil an der Gesamtnahrung sank unter 50% (Abb. 4.16).

b) Percidae

Die Larven von Flussbarsch und Zander, die sich überwiegend im Pelagial aufhielten, begannen ab Entwicklungsstadium 3 Nauplien und juvenile cyclopoide Copepoden sowie juvenile calanoide Copepoden zu fressen (Abb. 4.16).

4.7.2 Postlarven

a) Cyprinidae

In beiden Untersuchungsjahren fraßen die Cypriniden von Anfang bis Mitte Juni überwiegend *Bosmina longirostris*. Ende Juni wurde die Zusammensetzung ihrer Nahrung vielfältiger: Die wichtigsten Nährtiere wurden Chydoriden (*Chydorus sphaericus*, *Acroperus harpae*), *Daphnia* sp., Oligochaeten, Dipterenpuppen und Chironomidenlarven (Abb. 4.17).

Prolarven

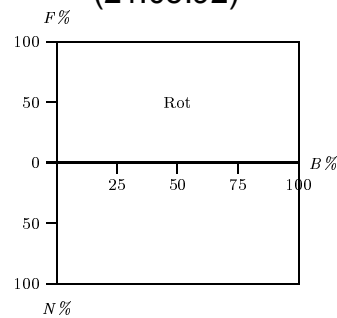
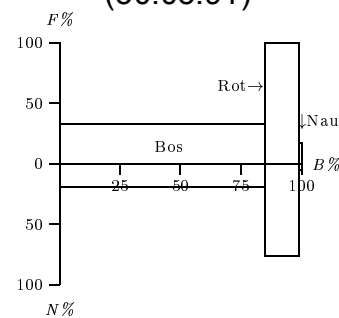
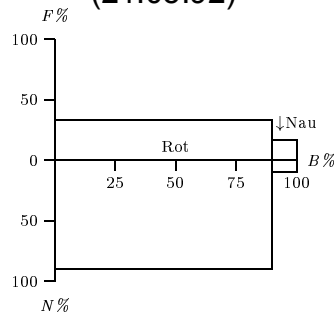
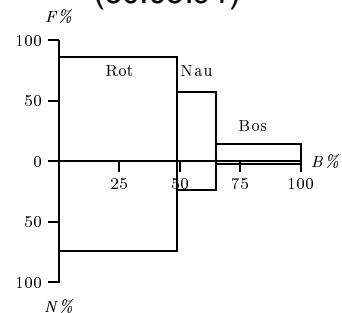
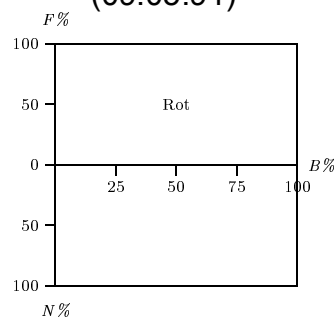
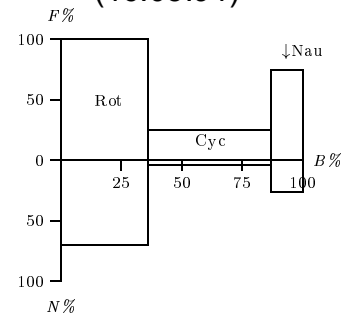
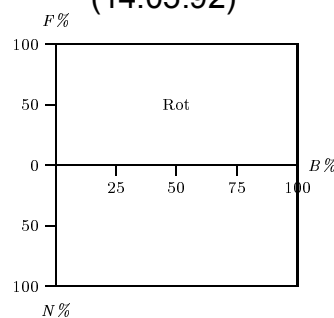
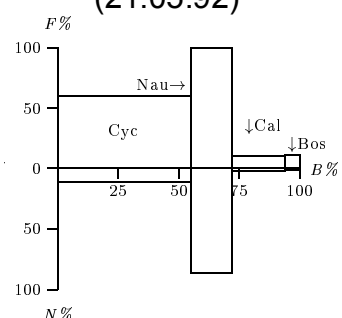
*A. brama*Stadium 2, TL 7,2 mm
(21.05.92)Stadium 3, TL 7,1 mm
(30.05.91)*R. rutilus*Stadium 2, TL 6,9 mm
(21.05.92)Stadium 3, TL 7,1 mm
(30.05.91)*P. fluviatilis*Stadium 2, TL 6,1 mm
(09.05.91)Stadium 3, TL 6,3 mm
(16.05.91)*St. lucioperca*Stadium 2, TL 5,7 mm
(14.05.92)Stadium 3, TL 7,2 mm
(21.05.92)

Abb. 4.16 Nahrungszusammensetzung der Prolarven von Brassen, Plötze, Flussbarsch und Zandern. Drei-Größen-Diagramme nach ZANDER (1984).

F% = relative Häufigkeit des Auftretens in den Magen-Darm-Trakten der untersuchten Fische, N% = relativer Anteil an der Gesamtzahl der aufgenommenen Nahrungsorganismen, B% = relativer Anteil an der Gesamtnahrungsbiomasse; Abkürzungen der Nahrungsorganismen s. S. 60.

Postlarven

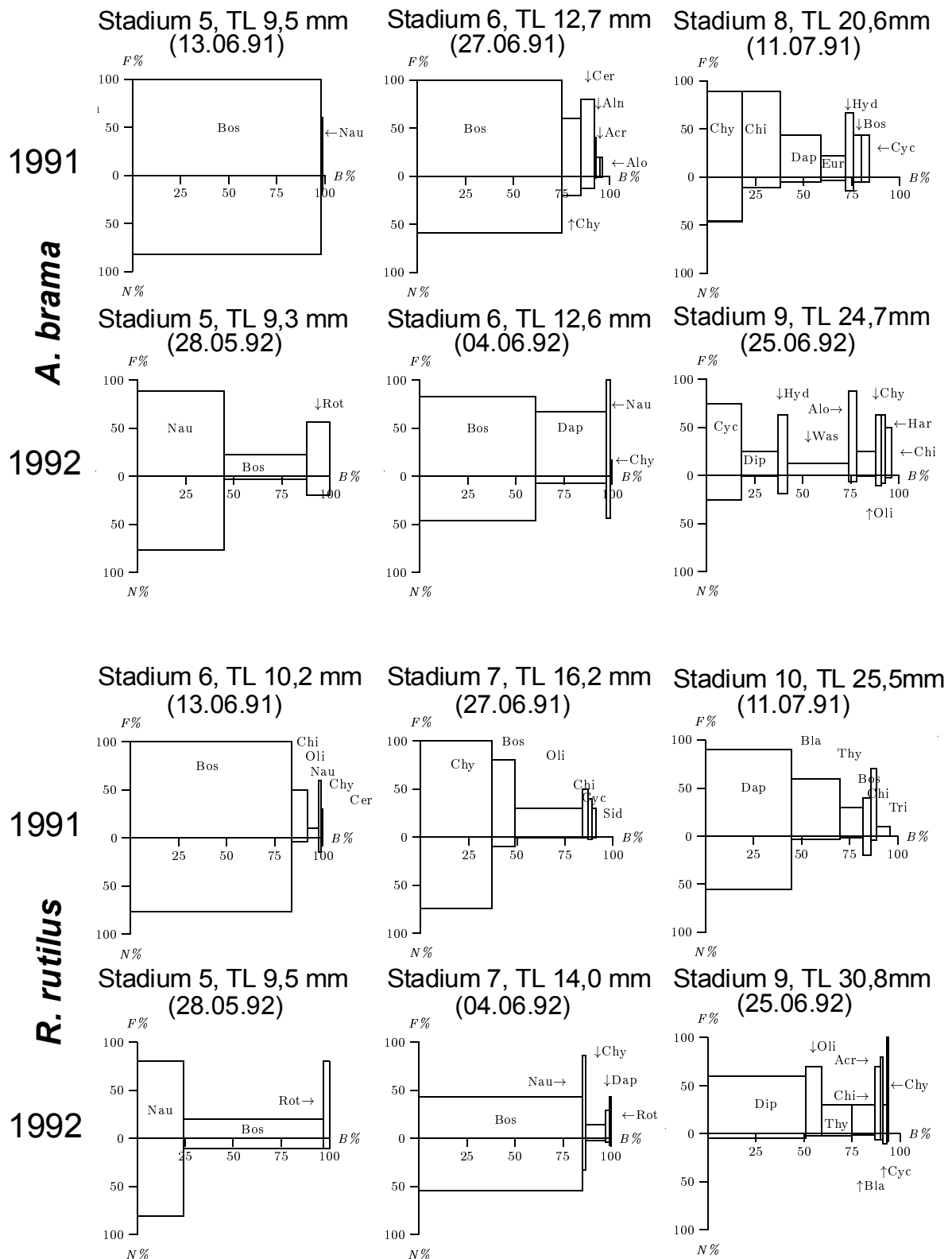


Abb. 4.17 Nahrungszusammensetzung der Postlarven von Brassen und Plötze.

Abkürzungen der Nahrungsorganismen: Acr = *Acroperus harpae*; Aln = *Alonella* sp.; Alo = *Alona* sp.; Arg = *Argyroneta aquatica* (Wasserspinne); Ase = *Asellus aquaticus*; Bla = Blattlaus; Bos = *Bosmina* sp.; Cal = Calanaoide Copepoden; Cam = *Camptocercus rectirostris*; Cer = *Ceriodaphnia* sp.; Cha = Chaoboruslarven; Chi = Chironomidenlarven; Chy = *Chydorus sphaericus*; Crt = Ceratopogonidenlarven; Cyc = Cyclopoide Copepoden; Dap = *Daphnia* sp.; Dia = *Diaphanosoma brachyurum*; Dip = Dipterenpuppen; Eph = Ephemeropterenlarven; Epp = Epphippien; Eur = *Eurycercus lamellatus*; Fis = Fische; Gam = *Gammarus* sp.; Gas = Gastropoda; Har = Harpacticide Copepoden; Hyd = Hydracarina (Wassermilben); Lat = *Latona setifera*; Lep = *Leptodora kindtii*; Ley = *Leydigia* sp.; Mon = *Monospilus dispar*; Nau = Nauplien; Odo = Odonatenlarven; Oli = Oligochaeten; Ost = Ostracoda; Per = *Peracantha truncata*; Ple = *Pleuroxus* sp.; Pol = *Polyphemus pediculus*; Rot = Rotatorien; Sca = *Scapholeberis mucronata*; Sid = *Sida crystallina*; Sta = Statoblasten von Bryozoen; Thy = Thysanoptera; Tri = Trichopterenlarven; uln = unbest. Insekten; Was = Wasserwanzen (Heteroptera).

b) Percidae

1991 enthielten die Därme der Percidenlarven im Juni fast ausschließlich calanoide Copepoden. *Daphnia* sp., cyclopoide Copepoden. *Leptodora kindtii* und Chironomidenlarven stellten bis Anfang Juli nur maximal 15% Gewichtsanteil (Abb. 4.18). Danach nahm die Bedeutung der calanoiden Copepoden schlagartig zugunsten dieser Nährtiere ab. So stellte am 11.07.91 *Daphnia* sp. über 70% der Nahrungsmasse von Flussbarsch und Zander dar. Die Flussbarsche beendeten in dieser Woche ihre Postlarvalphase. Die der Zander dauerte noch bis Ende Juli, in dieser Zeit fraßen die Zander vor allem Daphnien und *Leptodora kindtii* sowie calanoide und cyclopoide Copepoden, Dipterenpuppen und Chironomidenlarven.

1992 wurden von den Flussbarschen bereits ab Mitte Juni neben calanoiden Copepoden, die ca. 50% der Nahrungsmasse darstellten, auch Daphnien gefressen (mit einem Gewichtsanteil von ca. 30%). Die Zanderlarven erjagten zu diesem Zeitpunkt neben calanoiden Copepoden und *Daphnia* sp. zum ersten Mal Fischlarven und bereits eine Woche später waren Fischlarven ihre wichtigste Nahrung.

1992 wurden am 25.06. Postlarven des Kaulbarsch gefangen. Alle untersuchten Individuen hatten überwiegend Chironomidenlarven (relativer Biomasseanteil 92%) gefressen (Abb. 4.21).

4.7.3 Juvenile

Mit Eintritt in das Juvenilstadium wurde die Nahrung am vielfältigsten, und die Arten zeigten auch innerhalb der Familien unterschiedliche Nahrungspräferenzen.

a) Brassen

Die juvenilen Brassen ernährten sich 1991 von Ende Juli bis Anfang Oktober hauptsächlich von *Chydorus sphaericus*, *Alona* sp. und *Daphnia* sp. (Abb. 4.19). Außerdem fraßen sie cyclopoide Copepoden, Chironomidenlarven und *Diaphanosoma brachyurum*. Ab Ende Oktober war die Nahrungszusammensetzung nicht mehr so vielfältig, es dominierten Daphnien und Harpacticide. Für 1992 liegen nur die Nahrungszusammensetzungen von drei Fangtagen vor. Am 06.08. und 22.10. hatten die Brassen fast ausschließlich *Alona* sp. gefressen, am 03.11. dominierte *Daphnia* sp. mit 50% Anteil an der Nahrungsmasse, daneben wurden die Chydoriden *Chydorus sphaericus* und *Monospilus dispar* sowie Harpacticide in den Därmen gefunden.

Postlarven

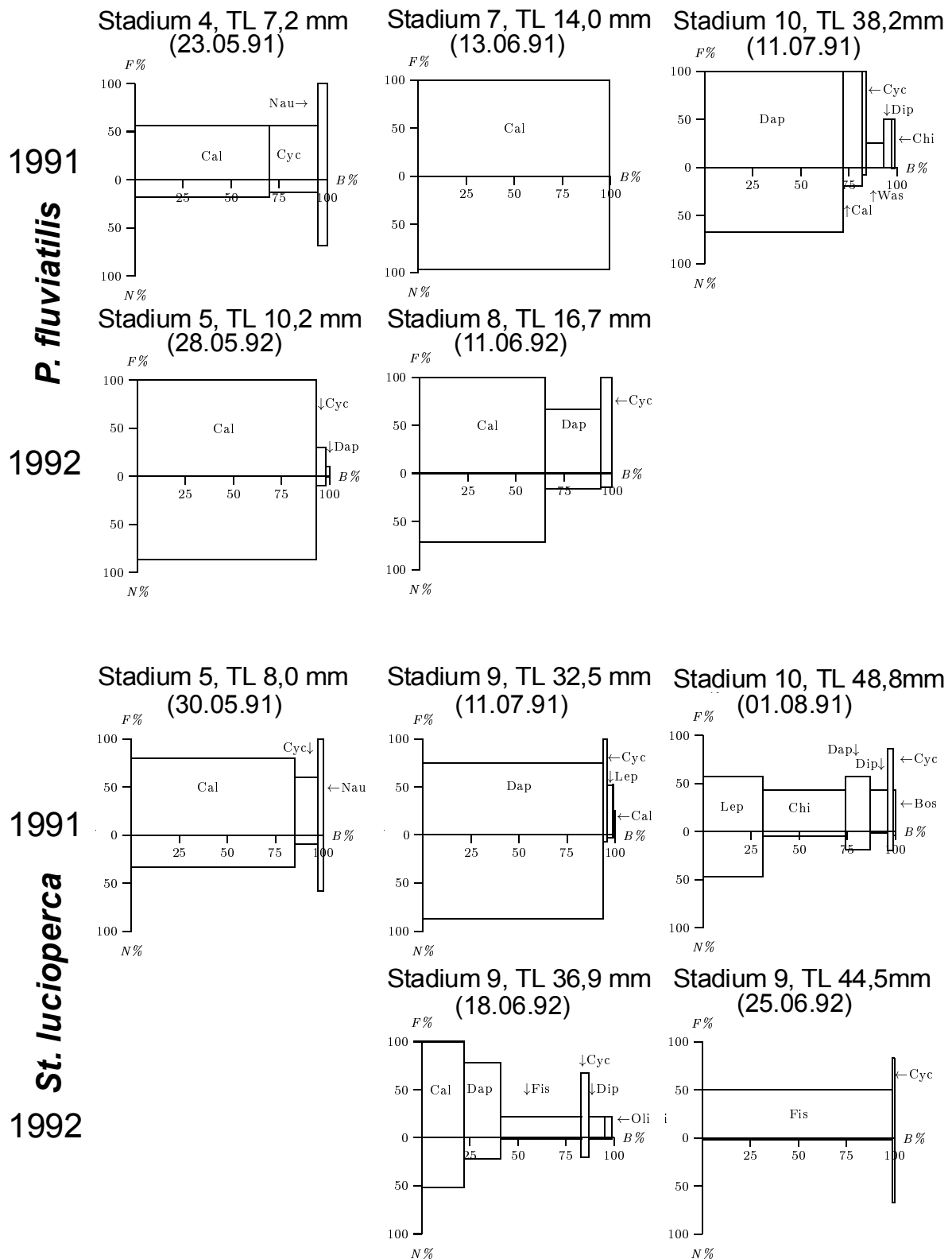


Abb. 4.18 Nahrungszusammensetzung der Postlarven von Flussbarsch und Zander.

Juvenile (Stadium 11)

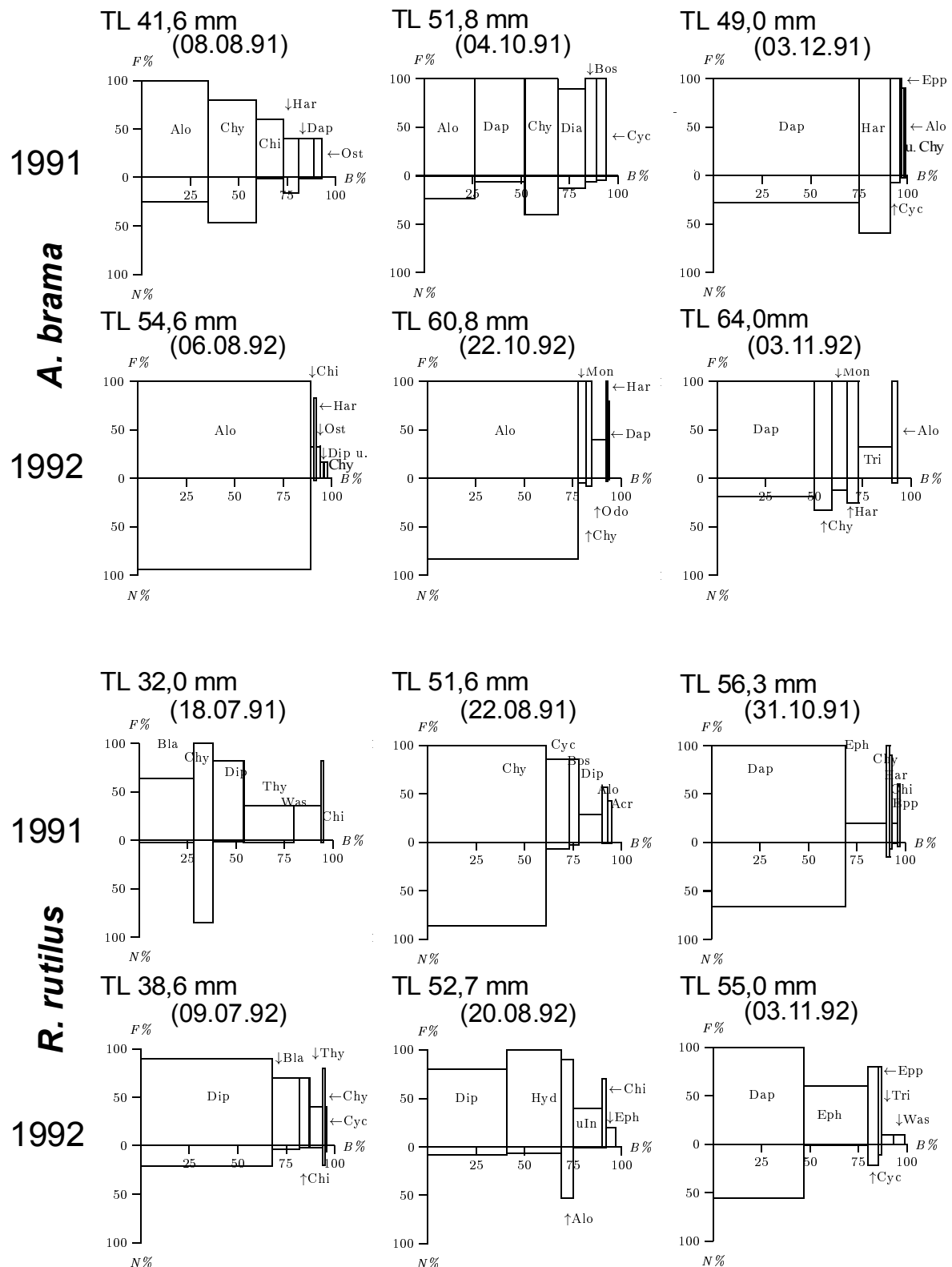


Abb. 4.19 Nahrungszusammensetzung der Juvenilen von Brassen und Plötze.

b) Plötze

Die Nahrung der juvenilen Plötzen setzte sich im Juli überwiegend aus Anflug vom Schilfrand (Blattläusen und Thysanopteren), Dipterenpuppen und unbestimmten Insekten sowie *Chydorus sphaericus* zusammen (Abb. 4.19). In einzelnen Wochen waren außerdem *Daphnia* sp. und *Alona* sp. unter den wichtigsten Nährtieren. 1991 erreichte *Chydorus sphaericus* von Ende August bis Anfang Oktober einen Anteil von ca. 50% an der Nahrungsmasse, wohingegen 1992 in diesem Zeitraum Dipterenpuppen und *Alona* sp. die Nahrungszusammensetzung dominierten. Ab Ende Oktober wurden in beiden Jahren in den Därmen der Plötzen vor allem Daphnien und Ephemeropterenlarven (zusammen ca. 80% Nahrungsbiomasse) und außerdem Epphippien, cyclopoide Copepoden, *Chydorus sphaericus* und Harpacticide gefunden.

c) Flussbarsch

Von Juli bis September 1991 dominierten in den Därmen der juvenilen Flussbarsche große Cladoceren (*Daphnia* sp., *Diaphanosoma brachyurum*) und calanoide Copepoden (Abb. 4.20). Darüber hinaus wurden vor allem cyclopoide Copepoden, *Bosmina* sp. und *Leptodora kindtii* gefressen. Im Herbst 91 bestand die Nahrung aus cyclopoiden Copepoden, *Daphnia* sp. sowie Chironomidenlarven.

1992 schien die Nahrungsaufnahme der juvenilen Flussbarsche uneinheitlich: an den Fangtagen 09.07., 06.08., 01.10.92 dominierten die Crustaceen (*Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia* sp., calanoide und cyclopoide Copepoden), wohingegen am 23.07., 20.08. und 03.09.92 hauptsächlich Insektenlarven (Ephemeropteren-, Chaoborus- und Chironomidenlarven) gefressen wurden.

d) Zander

Juvenile Zander wurden in beiden Untersuchungsjahren jeweils nur an einem Fangtag gefangen. Am 08.08.91 enthielten die Därme der Jungfische überwiegend cyclopoide Copepoden, *Leptodora kindtii* und Chaoboruslarven, Fische hatten ca. 20% der juvenilen Zander gefressen, der durchschnittliche Anteil an der Nahrungsbiomasse betrug 10% (Abb. 4.20). Am 16.07.92 stellten Fische den größten Anteil an der Gesamtnahrungsmasse (75%). Doch es hatten wiederum nur ca. 20% aller untersuchten juvenilen Zander Fische erjagt, während fast alle *Leptodora kindtii* und cyclopoide Copepoden gefressen hatten.

e) Kaulbarsch

Für die juvenilen Kaulbarsche waren Chironomidenlarven in beiden Untersuchungsjahren die wichtigsten Nährtiere mit einem Gewichtsanteil von über 30% (Abb. 4.21). Außerdem wurden Insektenlarven (Ceratopogonidae, Ephemeroptera), Wasserwanzen, Ostracoda und Mollusken gefressen.

4.7.4 Nahrungsüberlappung zwischen den Arten

Eine weitgehende Nahrungsüberlappung traf vor allem für das Frühjahr zu, als die Nahrungsspektren sich auf nur wenige Taxa beschränkten (Tab. 4.12).

Im Mai konkurrierten Flussbarsch und Zanderlarven um pelagische Rotatorien, Nauplien sowie calanoide und cyclopoide juvenile Copepoden. Der Überlappungsindex nach Sorygin betrug durchschnittlich 79%.

Juvenile (Stadium 11)

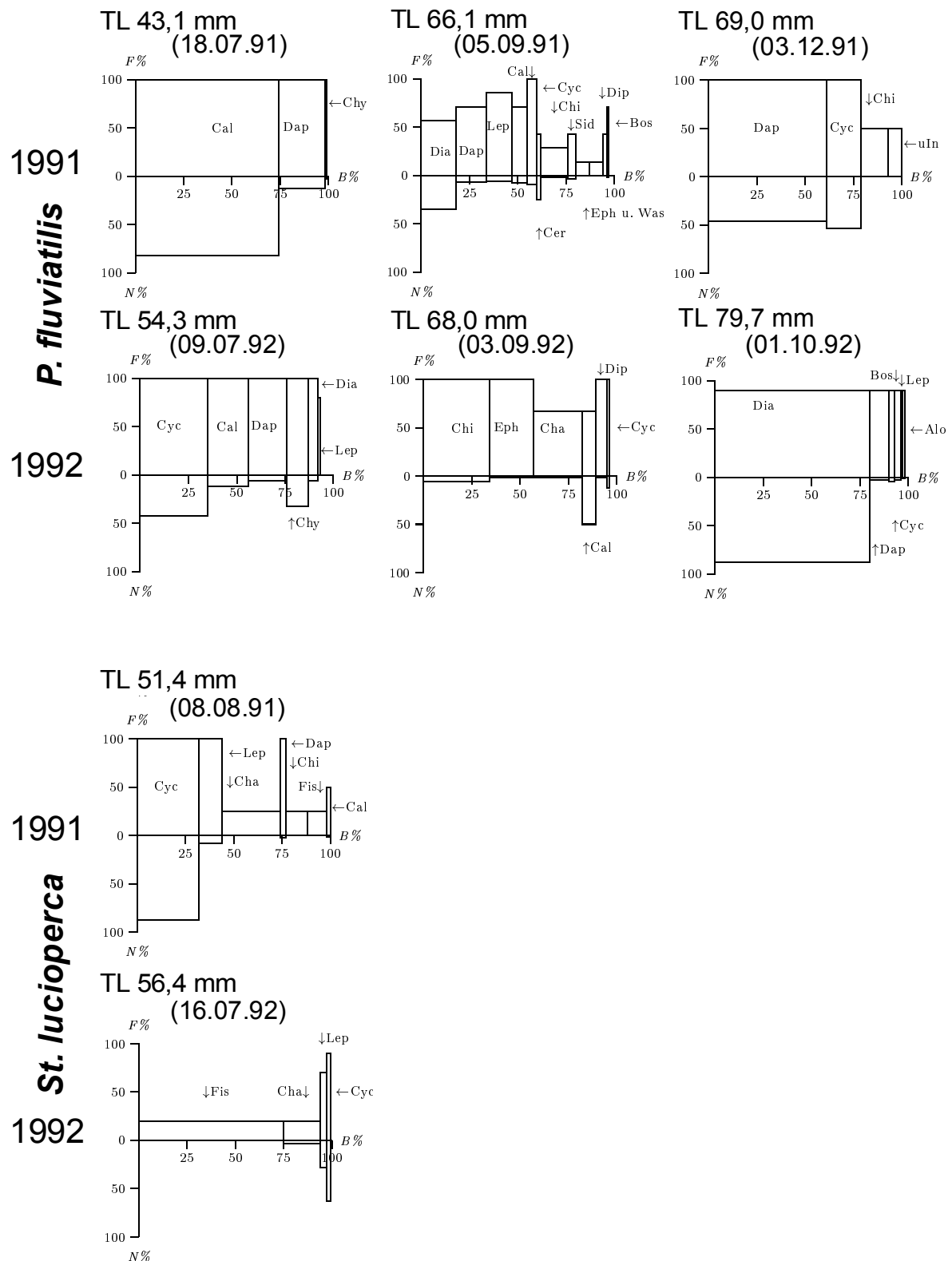


Abb. 4.20 Nahrungszusammensetzung der Juvenilen von Flussbarsch und Zander.

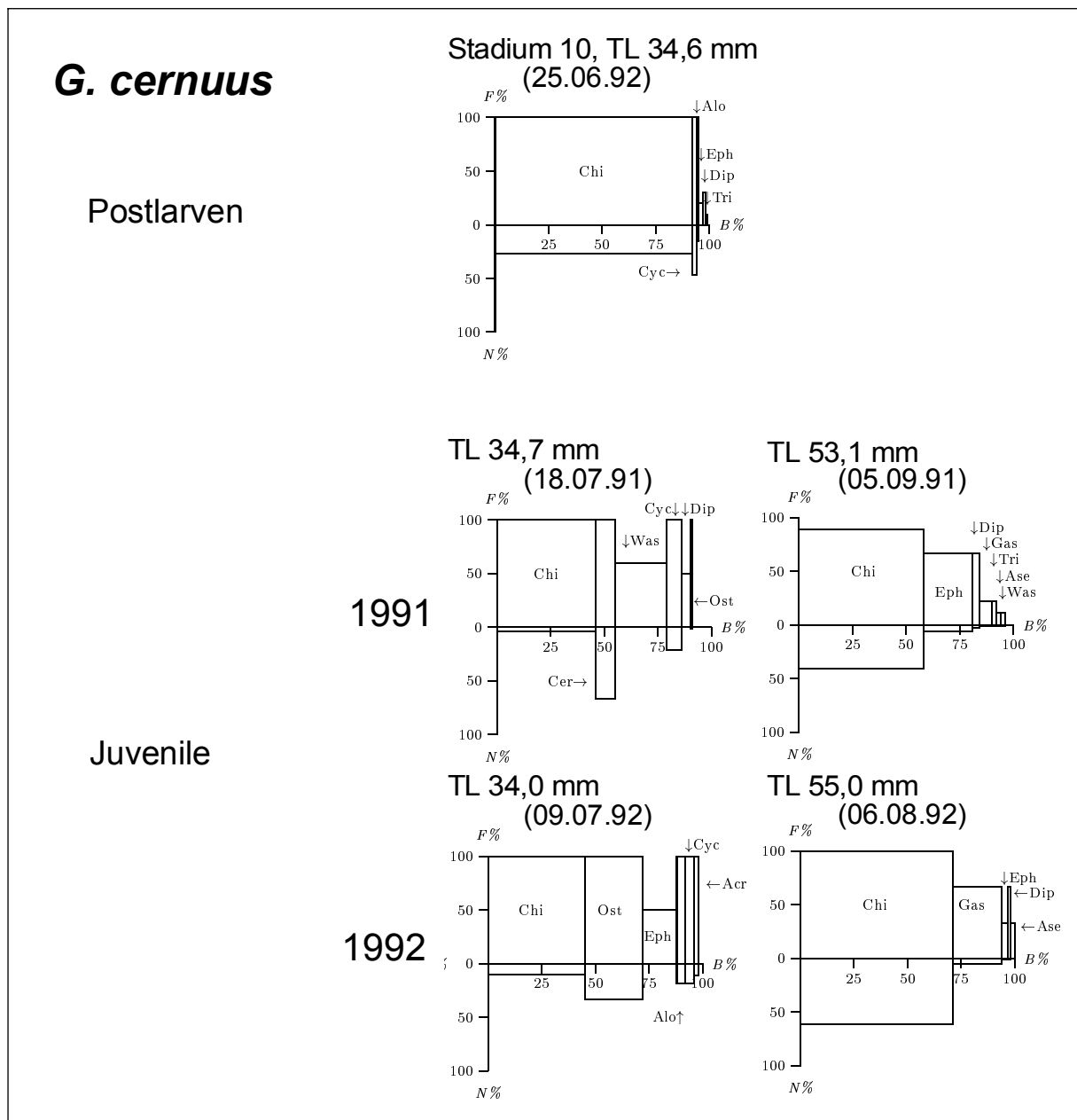


Abb. 4.21 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Kaulbarsch.

Die ersten Larven von Plötze und Brassen fraßen Ende Mai im Litoral Rotatorien, sowie 1992 *Bosmina* sp. und Nauplien, die Nahrungsüberlappung betrug 65%.

Im Juni ergab sich für Flussbarsch und Zander eine durchschnittliche Nahrungsüberlappung von 68%. Dabei war die Konkurrenzsituation in beiden Untersuchungs Jahren sehr unterschiedlich: 1991 stellten calanoide Copepoden für die Postlarven von Flussbarsch und Zander die fast ausschließliche Nahrung dar, (Nahrungsüberlappung 95%), 1992 hingegen begannen die Zander bereits Ende Juni Daphnien und Fische zu fressen (Überlappung 41%). Die Nahrungsspektren der Cyprinidenlarven überschneiden sich vor allem hinsichtlich *Bosmina* sp. und 1992 außerdem hinsichtlich Daphnien (Überlappung 61%).

Im Juli und August waren die Nahrungsspektren der Fische am breitesten. Es wurden viele Nahrungskomponenten von mehreren Arten genutzt, doch häufig an verschiedenen Fangtagen und in sehr unterschiedlichen Prozentanteilen. Im Juli 91 stellten Copepoden und Daphnien für Flussbarsch wie Zander die wichtigsten Nahrungskomponenten dar (Überlappung 61%); im

Tab. 4.12 Monatliche mittlere Nahrungsüberlappung in % nach Schoener.

⁹¹: von einer Art nur Daten zu 1991, ⁹²: von einer Art nur Daten zu 1992, [?]: von einer Art weniger als 5 Tiere.

		<i>A. brama</i>	<i>R. rutilus</i>	<i>P. fluviatilis</i>	<i>St. lucioperca</i>
<i>R. rutilus</i>	<i>Mai</i>	65			
	<i>Jun</i>	61			
	<i>Jul</i>	23 ⁹¹			
	<i>Aug</i>	17			
	<i>Sept</i>	56 [?]			
	<i>Okt</i>	33			
	<i>Nov.Dez</i>	69			
<i>P. fluviatilis</i>	<i>Mai</i>	0	5		
	<i>Jun</i>	6	9		
	<i>Jul</i>	29 ⁹¹	15		
	<i>Aug</i>	6	11		
	<i>Sept</i>	28 [?]	23		
	<i>Okt</i>	14 ⁹¹	15		
	<i>Nov.Dez</i>	66 [?]	61 [?]		
<i>St. lucioperca</i>	<i>Mai</i>	1	5	79	
	<i>Jun</i>	9	8	68	
	<i>Jul</i>	25 ⁹¹	12	35	
	<i>Aug</i>	7 [?]	6 [?]	39 [?]	
	<i>Sept</i>				
	<i>Okt</i>				
	<i>Nov.Dez</i>				
<i>G. cernuus</i>	<i>Mai</i>				
	<i>Jun</i>	4 ⁹²		1 ⁹²	
	<i>Jul</i>	12	9	9	
	<i>Aug</i>	9	9	2	
	<i>Sept</i>	3 [?]	7	24	
	<i>Okt</i>				
	<i>Nov.Dez</i>				

Juli 92 hingegen fraßen die Zander überwiegend Fische, so dass zwischen den beiden Arten keine Konkurrenz mehr auftrat (Überlappung 8%). Im August 91 wurden nur noch 4 Zander gefangen, 1992 gar keine, daher ist die ermittelte Überlappung der Nahrungsspektren von 39% unsicher. Für die anderen Arten ergaben sich Überschneidungen der Nahrungsspektren zwischen 2 und 29%. So konkurrierten juvenile Plötzen, Brassen, Flussbarsche und Zander vor allem um Daphnien; Plötzen und Brassen nutzten beide typische Nahrungsorganismen des Schilfgürtels wie *Alona* sp., *Acroperus harpae* und Oligochaeten und für Kaulbarsche, Brassen und Flussbarsche waren Chironomidenlarven eine wichtige Nahrungsquelle.

Im Herbst (September, Oktober, November, Dezember) überschnitten sich die Nahrungszusammensetzungen von Plötzen, Brassen und Flussbarschen wieder stärker (maximal 69%), was insbesondere auf die Konsumtion von Daphnien zurückzuführen ist.

4.7.5 Mittlere Tagesrationen

Da die Tagesrationen nicht direkt gemessen werden konnten, wurden sie nach dem Winberg'schen Ansatz berechnet. Die auf diese Weise berechneten Tagesrationen schätzen den Energiebedarf basierend auf dem beobachteten Wachstum.

Die höchsten relativen Tagesrationen ergaben sich jeweils für die Postlarvalphase, die Entwicklungsphase mit den höchsten Wachstumsraten. 1991 betrug die geschätzte maximale Tagesration der Flussbarsche 56% (bezogen auf Frischgewicht)*d⁻¹ (Abb. 4.22); Zander, Plötze und Brassen nahmen täglich maximal 41% ihres Körperfrischgewichts auf. Anschließend sanken die Ingestionsraten stetig, und ab September wurden nur noch Werte unter 12% ermittelt. Ende Mai 1992 erreichten Flussbarsch, Zander und Plötze zu Beginn der Postlarvalphase relative Tagesrationen von ca. 95%, die Brassen hingegen nahmen mit maximal 49% deutlich weniger Nahrung auf (Abb. 4.22). Im Juli 92 sanken die Ingestionsraten von Flussbarsch, Plötze und Brassen (für Zander lagen keine weiteren Daten vor) wieder auf durchschnittlich 20%. Zur gleichen Zeit wurden im Vorjahr noch Tagesrationen zwischen 30 und 40% geschätzt. Ab September wiederum wurden lediglich Werte unter 12% erreicht.

Absolut erreichten die Flussbarsche 1991 Tagesfressmengen von maximal 387 mg Frischgewicht (01.08. bei Totallänge 54 mm), im September und Oktober betrug die Ration durchschnittlich 250 mg und sank auf 0 mg am 03.12. (Abb. 4.24). Die Zander erreichten am 08.08.91 bei einer Länge von 51 mm die höchste Tagesration mit 253 mg, doch an diesem Fangtag endete auch der Datensatz. Die Plötzen konsumierten absolut maximal 232 mg pro Tag (05.09., TL 59 mm), anschließend nahm die Tagesration bis 39 mg Anfang Dezember ab (Abb. 4.23). Die geschätzten Tagesrationen der Brassen waren am geringsten, sie betrugen höchstens 165 mg (08.08., TL 42 mm) und nahmen ab September von 85 auf 0 mg ab.

Auch 1992 erreichten die Flussbarsche die höchsten Tagesrationen. Am 03.09. konsumierten sie 558 mg Nahrungsfrischgewicht bei einer Körperlänge von 68 mm, am 01.10., dem letzten Fang, war keine Nahrung aufgenommen worden. Die Tagesfressmenge der Zander betrug am 09.07. (TL 57 mm) 320 mg, spätere Daten liegen nicht vor (Abb. 4.24). Die Plötzen fraßen maximal 199 mg pro Tag (20.08., TL 53 mm), im Oktober konsumierten sie noch durchschnittlich 90 mg. Die maximale Tagesfressmenge der Brassen lag mit 283 mg am 23.07. (TL 51 mm.) über der der Plötzen und Ende Oktober. Anfang November erreichte sie noch immer über 120 mg (Abb. 4.23).

Die Magen-Darm-Füllungsgrade (Tab. 3.9) gaben keine Anhaltspunkte zur Überprüfung der berechneten Konsumtionswerte (Abb. 4.23 und Abb. 4.24). Die Füllungsgrade waren sehr uneinheitlich verteilt, selbst bei Larven oder Jungfischen gleicher Art und aus dem gleichen Fang. Auffällig war, dass bis zu 50% der Brassen-Jungfische im August 91 leere Magen-

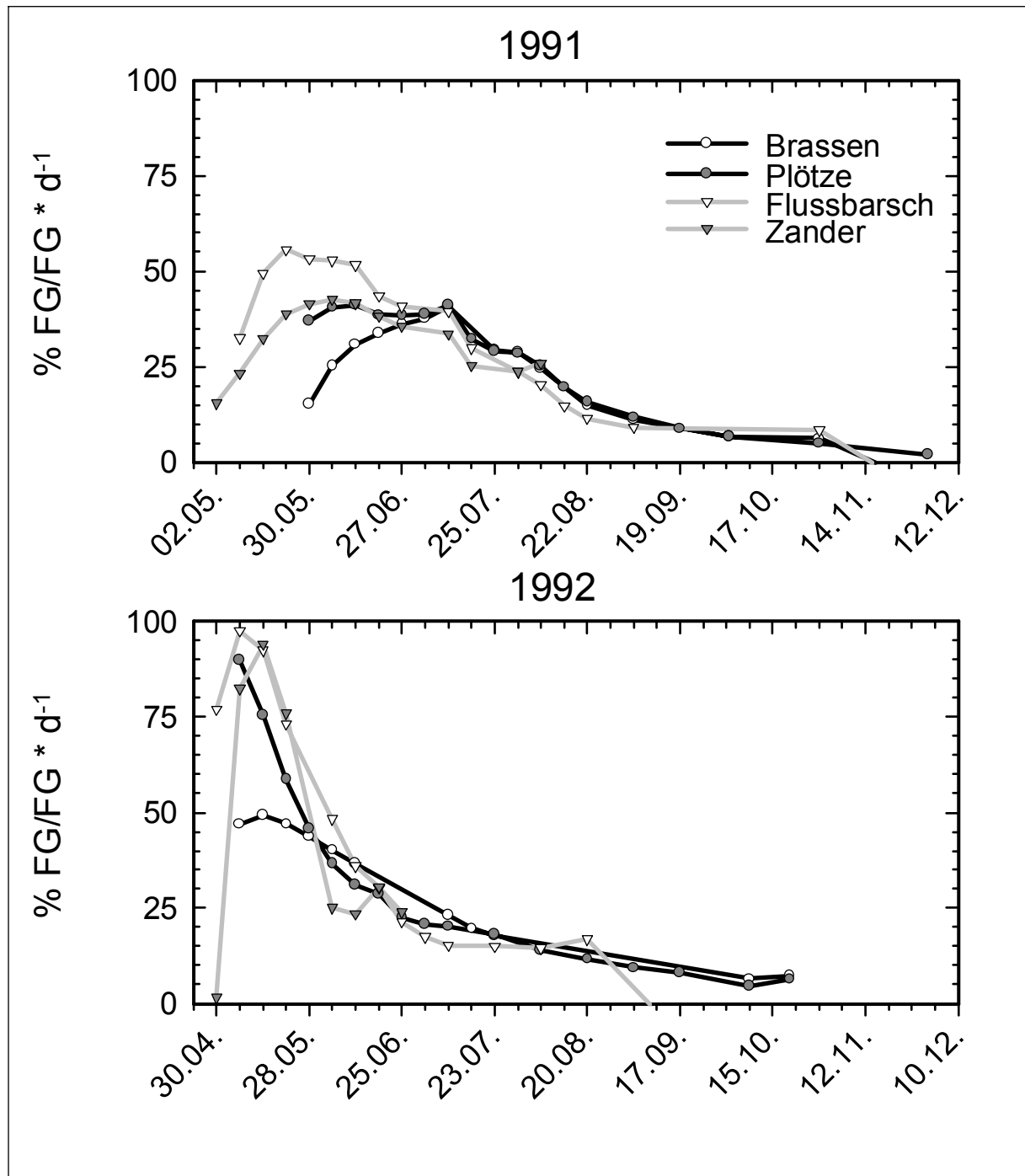


Abb. 4.22 Mittlere Tagesrationen in % Frischgewicht Nahrung pro Frischgewicht Fisch.

Darm-Trakte aufwiesen; 1992 hatten Anfang August alle Brassen gefüllte Darm-Trakte (Füllungsgrad 2-3). Die Plötzen wiesen im Juni und Juli die am stärksten gefüllten Magen-Darm-Trakte auf (Füllungsgrad 2-4). Flussbarsche und Kaulbarsche hatten den ganzen Sommer überwiegend gut gefüllte Verdauungs-Trakte (Füllungsgrad 2-4).

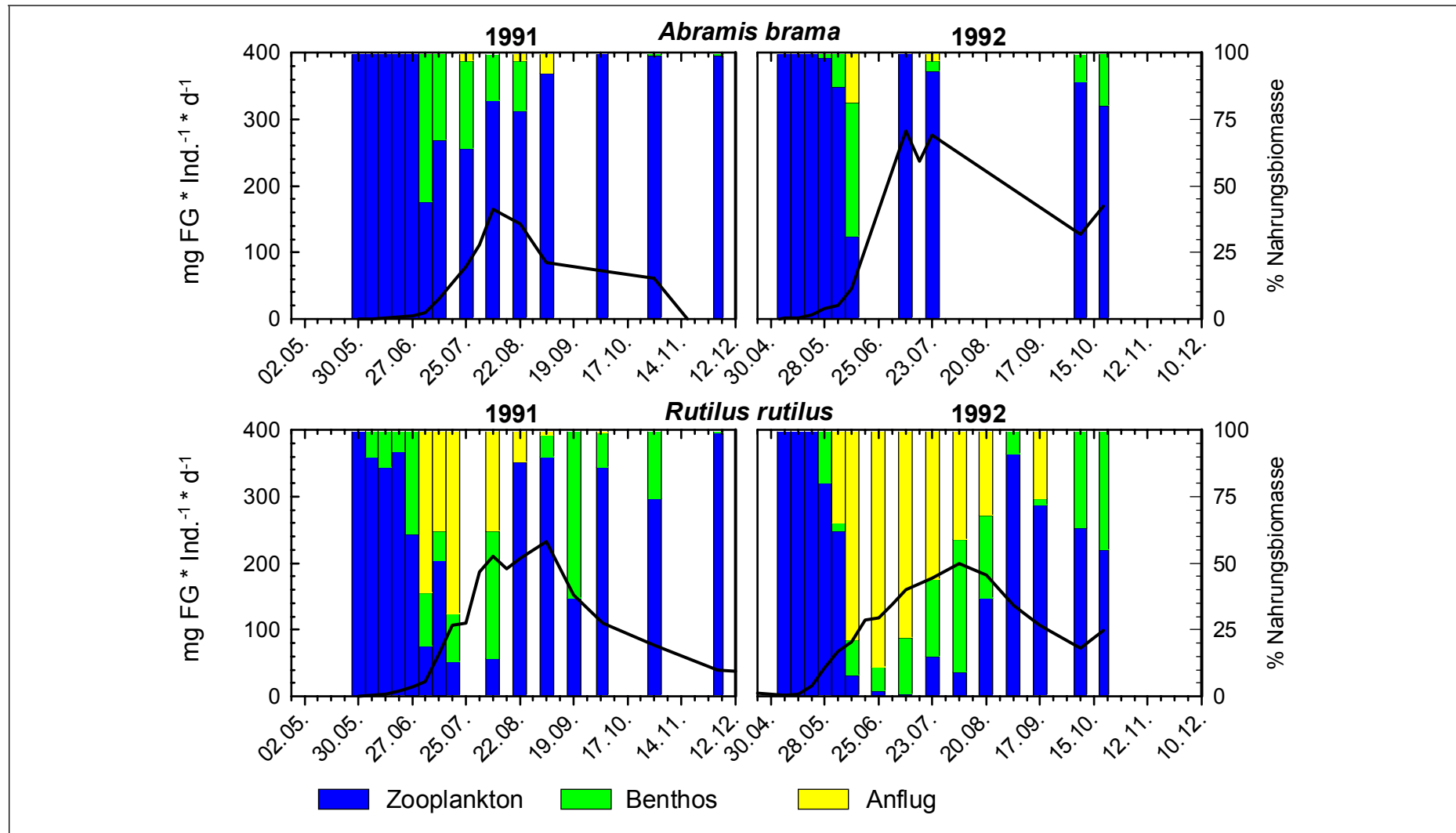


Abb. 4.23 Mittlere Tageskonsumtion in mg Frischgewicht pro Fisch (Brassen und Plötze).

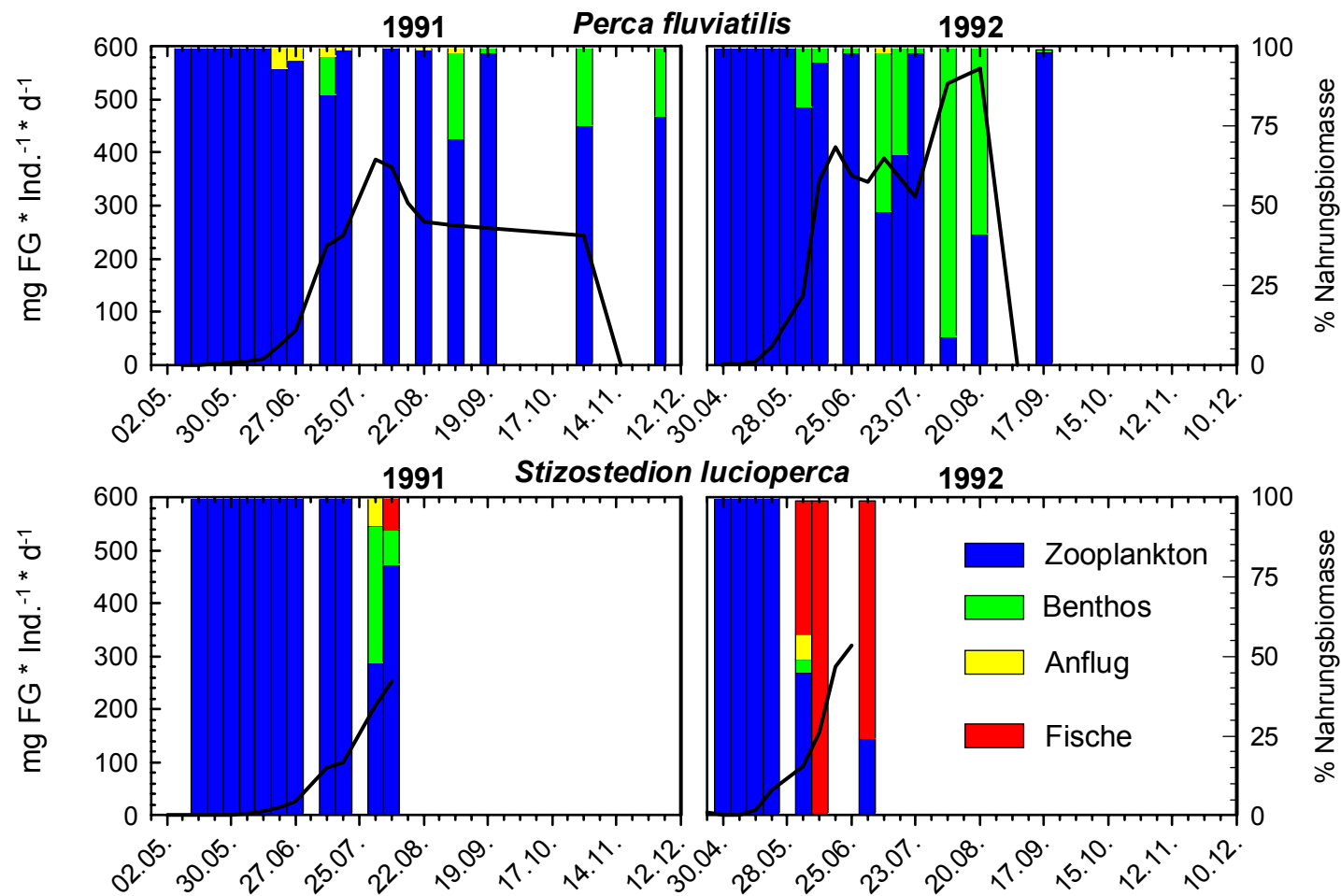


Abb. 4.24 Mittlere Tageskonsumtion in mg Frischgewicht pro Fisch (Flussbarsch und Zander).

5 Diskussion

5.1 Beginn des Abbläichens im Belauer See

Die im Belauer See ausgebrachten Laichhilfen wurden insbesondere 1991 von den Perciden nicht wie erwartet genutzt, so dass der Zeitpunkt des Abbläichens nicht direkt bestimmt werden konnte (Tab. 4.1). Im nahe gelegenen Plußsee hingegen wurden solche künstlichen Laichsubstrate regelmäßig angenommen (pers. Mitt. H.-H. Arzbach und A. Kremser, DELOS REYES 1992). Der Unterschied mag auf eine stärkere Kohorte laichreifer Flussbarsche im Plußsee zurückzuführen sein. Darüber hinaus standen im trichterförmigen Plußsee mit seinem sehr schmalen Flachwassergürtel nur wenige natürliche Laichplätze zur Verfügung (DELOS REYES 1992), weshalb die „Tannenbäume“ vermutlich besonders gut angenommen wurden.

Das Abbläichen der Flussbarsche beginnt in der Regel bei etwa 8°C (THORPE 1977, JONES 1982). Die Laichzeit dauert zwischen 2 und 6 Wochen (THORPE 1977), wobei 3/4 der Eier innerhalb von 2 Wochen gelegt werden (ZEH et al. 1989). Im Plußsee laichten die Flussbarsche in beiden Jahren bei Wassertemperaturen zwischen 6 und 15 °C ab und die Laichperiode dauerte ca. 3 Wochen (pers. Mitt. H.-H. Arzbach und A. Kremser, DELOS REYES 1992). Die wenigen Beobachtungen im Belauer See scheinen auf den Beginn des Abbläichens bei ca. 9 °C Wassertemperatur hinzudeuten. Das Abbläichen setzte ungefähr zwei Wochen später als im windgeschützten Plußsee ein, da sich der Belauer See langsamer erwärmte. Die langgestreckte Laichperiode 1992 (ca. 4 Wochen), bei der einige Flussbarsche erst Ende Mai bei einer Wassertemperatur von 17 °C laichreif wurden, war möglicherweise die Folge des kühlen Aprils und der sprunghaften Erwärmung im Mai.

5.2 Effizienz der Fangmethoden

Seit über 30 Jahren wird an der Etablierung von Methoden zum quantitativen Fang von Fischlarven und Jungfischen gearbeitet (NELLEN & SCHNACK 1975, BAGENAL & BRAUM 1978, BAGENAL & NELLEN 1980), trotzdem sind diese noch immer sehr unzureichend entwickelt (URHO 1997, WANZENBÖCK et al. 1997 b).

Im Pelagial von Seen können Methoden aus dem marinen Bereich bedingt adaptiert werden: Für den Fang jüngster Fischlarven z.B. Bongo- und andere Plankton-Netze, Miller-Sampler und zum Fang älterer Larven und juveniler Fische Schlepp- und Umschließungsnetze. Stark eingeschränkt wird der Einsatz mariner Fanggeräte im Freiwasser allerdings durch geringe Wassertiefen und ganz besonders durch das Fehlen ausreichend motorisierter Schiffe.

Im Litoral mit seiner Vielzahl von Habitatstrukturen ist eine Kombination unterschiedlicher Fanggeräte unerlässlich, da jedes Gerät nur ein begrenztes Spektrum an Einsatzmöglichkeiten (v.a. bezüglich Wassertiefe und Vorhandensein von Makrophyten) bietet. Eine Reihe typischer Fanggeräte im Flachwasserbereich wie (Licht)fallen (HAMMER 1983, GREGORY & POWLES 1985), Stellnetze und Elektrofischerei lässt eine flächen- oder volumenbezogene Quantifizierung der Fänge nicht zu. Die Angabe von Konzentrationen per „Catch-Effort“ umgeht diese Schwierigkeiten der Abundanzabschätzung (SCHEFFEL & SCHIRMER 1991, POHLMANN 1995). Doch für die quantitative Analyse trophischer Beziehungen und ihre Modellierung, wie sie im Ökosystemforschungsprojekt „Bornhöveder Seenkette“ angestrebt wurde, ist die Erhebung absoluter Individuendichten mit zugehörigen Fehlerabschätzungen im Prinzip unerlässlich.

Für die Untersuchungen im Belauer See konnten deshalb zunächst nur erste Informationen über die räumliche und zeitliche Verteilung der Altersgruppe 0 im See gesammelt, Fanggeräte getestet, teilweise neu angefertigt sowie optimiert werden. Trotzdem waren die Fangergebnisse nur bedingt zufriedenstellend:

Das im Freiwasser verwendete Schubnetz fing Fischlarven nur bis zu einer Länge von ca. 15 mm effizient. Netze, die vor dem Bug geschoben werden, sind i.d.R. geschleppten Plankton-Netzen überlegen (COLES et al. 1977, VILJANEN 1987, WANZENBÖCK et al. 1997 a), da sich vor dem Netz keine Hindernisse befinden, sie in diskreten Tiefenstufen eingesetzt werden können und kleine Boote mit ca. 30 PS-Motor ausreichend dimensioniert sind. Ab einer Fischlänge von 15 mm war jedoch die Netzöffnung zu klein, so dass die Fischlarven schon Ende Juni dem Gerät tagsüber entfliehen konnten. Daher musste ab Juli eine Mini-Ringwade eingesetzt werden. Während WHITESIDE & HATCH (1997) mit einer vergleichbaren Ringwade (Netzkörper 28 m * 2 m, 2 mm Maschenweite) im Juli für *Perca flavescens* und Sonnenbarsche bis zu 76% Fangeffizienz erreichten, war der Einsatz des Umschließungsnetzes im Belauer See sehr unbefriedigend (vergl. Kap. 3.1.2). Da auch die Verwendung eines Echolots (SCHULTZ 1988, GOLDSPIK 1990, GLIWICZ & JACHNER 1992) fehlschlug, konnten keine Aussagen zur Verteilung der juvenilen Fische im Freiwasser im Sommer und Herbst getroffen werden. Hierfür wäre der Einsatz eines Jungfischtrawls sinnvoll gewesen, aber es fehlte an einem hinreichend starken zweiten Boot und auch an der Einwilligung des örtlichen Fischers. Mit einem Schleppnetz hätten zugleich auch Jungfische gefangen werden können, die jetzt unterrepräsentiert blieben, da sie sich überwiegend bodennah in tieferen Wasserschichten aufhielten (v.a. Brassen und Kaulbarsche).

Für Flachwasserbereiche ohne oder nur mit spärlichem Makrophyten-Bewuchs waren die Fischbrutwade und das Auftriebsnetz gut geeignet (HEWITT 1979, THIEL 1990). Für den Einsatz innerhalb dichter Makrophytenbestände erprobten SERAFY et al. (1988) erfolgreich ein „Pop-up“-Netz ohne Boden und auch THIEL (1990) erzielte mit einer ähnlichen Netzfalle (9 m * 12 m Kantenlänge) im Flachwasser des Barther Bodden sehr gute Ergebnisse. Für den Belauer See mit seiner relativ schmalen Flachwasserzone wurde eine entsprechend kleinere Falle gebaut, aber das verwendete Gerät ließ sich nur schwer hantieren, sein Einsatz war sehr zeitaufwändig, und es fing nicht repräsentativ (POHLMANN 1995). Damit das Netz mit dem Seegrund dicht abschloss, war ein planer Boden ohne Hindernisse und Erhebungen wie z.B. Steine oder Pflanzen erforderlich. Andererseits konnte der Netzrahmen auf glattem Sandboden von den Fischen deutlich als Unterwasserstruktur erkannt werden und wurde möglicherweise gemieden. In Bereichen dichter Vegetation erfordert die Abfischung eines solchen Netzes außerdem die Entfernung Makrophyten im umschlossenen Wasserkörper und schädigt somit das Habitat. Ein vielversprechenderer Ansatz für den quantitativen Fang in der Gelegezone könnten neue Methoden der Elektrofischerei sein: Elektrofischerei mit speziellen vorpositionierten Rahmen und umschließenden Kathoden (BARAS & NINDABA 1999) oder die „Random Point-Abundance Sampling“-Methode mittels Elektrofischerei (COPP & PENAZ 1988). Möglicherweise ließe sich auch Videotechnik für die Erfassung von Individuendichten in solch schwer zugänglichen Habitaten erfolgreich einsetzen.

Die geklumpfte kleinräumige Verteilung von Fischen erschwert Abschätzungen von Individuendichten zusätzlich. Um den Vertrauensbereich mittlerer Abundanzen möglichst eng zu fassen, sind eine Vielzahl von kleinen Fängen notwendig (VILJANEN 1987, COPP & PENAZ 1988). Weniger zeit- und kostenaufwändig sind größere integrative Fänge (LACROIX & LESCHER-MOUTOUÉ 1995). Allerdings gehen bei großen Fangvolumina Informationen über die kleinräumige Verteilung verloren, und sie lassen sich nur in strukturarmen Bereichen (z.B. Freiwasser) durchführen.

Die vorliegende Untersuchung war breit angelegt. Die Untersuchung des Wachstums, der Nahrungsökologie im Laufe der Ontogenie und der Wechselwirkungen zwischen Zooplankton und Fischlarven bzw. Jungfischen erforderten zeitlich engmaschige Probenahmen. Die Fänge mit dem Schubnetz, der Fischbrutwade und dem kleinen Auftriebsnetz erbrachten für diese Untersuchungen ausreichend Material, das durch Käscherfänge noch ergänzt wurde. Für die Erhebung von Daten zur Populationsstärke der Altersgruppe 0 hingegen wären rückblickend grobmaschigere (z.B. einmal monatlich) aber dafür noch aufwändigere Probenahmen (regelmäßige Nachtfänge, Einsatz zweier Boote und eines Jungfisch-Trawls) sinnvoll gewesen, um präzisere Schätzwerte für die Berechnung von Produktion und Sterblichkeiten zu erhalten.

5.3 Abundanzen

5.3.1 Abundanzen und Artzusammensetzung in den Bereichen tieferen Wassers

Zeitlicher Verlauf der Abundanzen

Die geschätzten mittleren Fischlarven-Konzentrationen im Bereich tieferen Wassers des Belauer Sees waren zwar gering, doch waren sie vergleichbar mit den Ergebnissen anderer Autoren (Tab. 5.1).

Die Fänge in den Bereichen tieferen Wassers wurden von den Perciden dominiert. Die Abundanzmaxima am 30.05.91 und 28.05.92 traten zwar zeitgleich mit dem ersten Fang von Cypriidenlarven auf, doch Brassen- und Plötzenlarven hatten nur an den Fängen an der Wasseroberfläche maßgeblichen Anteil. Die Individuenkonzentrationen der Percidenlarven stiegen offenbar während der Laichperiode infolge des fortwährenden „Nachschubs“ frischgeschlüpfter Larven bis Ende Mai stetig an. Anschließend wurden keine Perciden der kleinsten Längenklassen mehr gefangen. Die Mortalität, die Abwanderung der größten Längenklassen (> 15 mm) ins Litoral und die zunehmende Fähigkeit der Larven, dem Schubnetz zu entkommen, führten Anfang Juni zur raschen Abnahme der Individuendichten. Einen ähnlichen zeitlichen Verlauf der Abundanzen bei wöchentlicher Probenahme fand FABER (1967) für *Perca flavescens* in zwei Seen in Wisconsin. Auch dort stiegen die Konzentrationen im Mai innerhalb von 1-3 Wochen bis zu einem Maximum an und fielen anschließend sofort wieder ab.

Der Sinn der pelagischen Phase der Percidenlarven liegt möglicherweise in der Dispersion der Larven, einer höheren Nahrungsdichte im Pelagial sowie einem geringeren Prädationsdruck aufgrund der schlechten Sichtbarkeit der fast farblosen Larven gegen die Wasseroberfläche begründet (FABER 1967, COLES 1981, WHITESIDE et al. 1985). Im Belauer See trafen der Schlupf der Percidenlarven Anfang Mai und das Frühjahrsmaximum des Zooplanktons im Pelagial in beiden Untersuchungsjahren zusammen, daher fanden Flussbarsch- und Zanderlarven ihre ersten Nahrungsorganismen in sehr hohen Konzentrationen (Nauplien > 160 Ind. $\cdot$ l $^{-1}$, juvenile Copepoden > 100 Ind. $\cdot$ l $^{-1}$, FLECKNER unveröff.), während im Litoral zu diesem Zeitpunkt erst geringe Zooplanktondichten auftraten. Eventuell stellt die schlechte Unterscheidbarkeit, der nur schwach pigmentierten Percidenlarven zwischen den vielen pelagischen Crustaceen (welche sich beim Aussortieren der Planktonproben zeigte), einen zusätzlichen Schutz vor Prädation dar.

Aus mehreren Gewässern ist bekannt, dass Flussbarsche und Zander nach der Ausbildung erster Flossen und beginnender Pigmentierung mit 12-20 mm Körperlänge ins Litoral abwandern (NELLEN & SCHNACK 1975, WANG & ECKMANN 1994), wofür der Zusammenbruch der Zooplankton-Populationen im Pelagial, die besseren Schutzmöglichkeiten vor Räubern und

Tab. 5.1 Vergleich der Abundanzen von Fischlarven im Freiwasser verschiedener Gewässer.

Gewässer	Zeitpunkt	Fischarten	Mittl. Abundanz	Fanggerät	Quelle
Rybinsk-Stausee, Russland	Juli	Flussbarsch, Zander, Stint (Gesamtabundanz)	0,08-3,72 Ind.*m ⁻³	Schleppnetz	KONOBAYEVA & PODDUBNIY 1982
Llyn Tegid, mesotropher See in Nord-Wales	Juni	Flussbarsch	0,06-0,28 Ind.*m ⁻³	Plankton-Netz mit Pumpe	COLES et al. 1977
			0,0-1,5 Ind.*m ⁻³ , (mittlere Konzentration < 0,3 Ind.*m ⁻³)	Plankton-Netz	COLES 1981
Bay of Quinte, Lake Ontario, Kanada	April-Juni	<i>Perca flavescens</i>	max. 2,75-7,75 Ind.*m ⁻³	Plankton-Netz	LESLIE & TIMMINS 1992
Bergumermeer, Niederlande	Mai-Juni	Flussbarsch: Zander: Plötze und Brassen:	0,2-0,3 Ind.*m ⁻³ 1,1-3,5 Ind.*m ⁻³ 0,0-0,3 Ind.*m ⁻³	Plankton-Netz	VAN DENSEN & HADDERINGH 1982
Bodensee	Juni	Flussbarsch	0,03-0,36 Ind.*m ⁻³	Plankton-Netz (nachts)	WANG & ECKMANN 1994
Barther Bodden, südliche Ostsee	Anf. Juli 87: Anf. Juli 88:	Gesamtabundanz (Hering, Stint, Gobiidae, Dreist. Stichling, Percidae)	0,68 Ind.*m ⁻² (max. Fangtiefe 1,5 m) 1,03 Ind.*m ⁻²	Bongo-Netz, Jungfischtrawl	THIEL 1990
Belauer See, Schleswig-Holstein	Mai-Juni	Gesamtabundanz (Flussbarsch, Zander, Plötze, Brassen)	0,03-0,28 Ind.*m ⁻³ , max. 3,0 Ind.*m ⁻³	Plankton-Schubnetz	vorliegende Untersuchung

die höheren Wassertemperaturen im Flachwasser verantwortlich gemacht werden (COLES 1981, TREASURER 1988). Auch im Belauer See wurden nur bis Mitte Juni Percidenlarven in der Seemitte gefangen. Zu diesem Zeitpunkt waren die Postlarven ca. 15 mm lang und entwickelten knöcherne Flossenstrahlen (Entwicklungsstadium 7-8). Zugleich koinzidierte die Abwanderung ins Flachwasser mit dem Zusammenbruch der Zooplankton-Biomasse im Pelagial (FLECKNER unveröff.), wie es auch von WHITESIDE et al. (1985), TREASURER (1988) und WANG & ECKMANN (1994) beschrieben wurde.

Vertikale Verteilung in der Wassersäule

An der Wasseroberfläche wurden im Frühjahr die geringsten Larven-Konzentrationen gemessen. Die oberste Schicht der Wassersäule ist von windinduzierten Turbulenzen sowie sehr hohen Lichtintensitäten gekennzeichnet, deshalb stellt sie für die zarten, noch kaum pigmentierten Fischlarven keinen geeigneten Aufenthaltsort dar. Lediglich an den ufernahen Stationen II und IV wurden frischgeschlüpfte Brassen- und Plötzenlarven an der Wasseroberfläche gefangen, die offenbar aus der Gelegezone dorthin verdriftet wurden. Erst Ende Juni wurden Cypriniden-Postlarven mit vollständig entwickelten Flossen gefangen, die in Schwärmen dicht unter der Wasseroberfläche vor dem Schilfrand entlang schwammen (vergl. Fang 27.06.92 Station II, 0 m: durchschnittlich $3,0 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$, Abb. 4.4).

In 1 bis 2 m Wassertiefe hielten sich bevorzugt die jüngsten Larven von Flussbarsch und Zander auf, wobei die höchsten Individuendichten in 1 m Fangtiefe auftraten. Diese Beobachtung stimmt mit den Ergebnissen von TREASURER (1988) aus zwei schottischen Seen überein, in denen Barschlarven in den ersten Wochen Tiefen zwischen 50 und 100 cm bevorzugten. Postlarven hingegen hielten sich möglicherweise auch in tieferen Wasserschichten auf; so fingen GREGORY & POWLES (1985) im Chemnung Lake (Kanada) mit Lichtfallen ältere Postlarven von *Perca flavescens* am häufigsten in Wassertiefen zwischen 3 und 5 m mit geringer Makrophytendichte.

Horizontale Verteilung im Hauptbecken

In vielen Gewässern beobachteten Autoren eine passive Verdriftung von Zooplankton und jüngsten Fischlarvenstadien zum Lee-Ufer (JOHNSON 1961, LANGFORD & JERMOLAJEV 1966, NELLEN & SCHNACK 1975, KONOBEYEVA & PODDUBNIY 1982). Die Larvenkonzentrationen im Hauptbecken des Belauer Sees ließen keinen direkten Zusammenhang zwischen der horizontalen Verteilung der Perciden-Larven und windgenerierten Strömungen erkennen. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich in der umgebenden Topographie des Sees: Der Belauer See liegt in einem schmalen in Nord-Süd-Richtung gestreckten Tal. Hügelketten auf beiden Seiten schirmen die Uferbereiche in Luv gegen Winde aus West bzw. Ost ab. Winde aus Süd bis West hingegen werden „kanalisiert“ und etwas in südliche Richtung abgelenkt (SCHERNEWSKI et al. 2000). Bei südwestlichen Winden (42% aller Windrichtungen) bilden sich Strömungen, die am exponierten Ostufer in Richtung Norden zeigen und zugleich ein Rückstrom am geschützten Westufer. Die stärksten Strömungen treten am nordöstlichen Ufer (Station III) und am Eingang zur Südbucht auf (Abb. 5.1).

In beiden Untersuchungsjahren wurden trotz unterschiedlicher Windverhältnisse die höchsten Ichthyoplankton-Konzentrationen an den Stationen II (südöstliches Ufer) und IV (Westufer) festgestellt. An beiden Stationen wurden zugleich die meisten Perciden-Laichbänder auf den ausgebrachten künstlichen Substraten gefunden (Tab. 4.1). Daher ist anzunehmen, dass die Verdriftung zu einer graduellen Abnahme der Larven mit zunehmenden Abstand von den Laichplätzen führte (COLES et al. 1977, COLES 1981). Eventuell wurden die Larven auch gerade an den Stationen II und IV durch Wirbel, wie sie Simulationen der windinduzierten Strömungen (SCHERNEWSKI et al. 2000, Abb. 5.1) ergaben, konzentriert. Die besonders

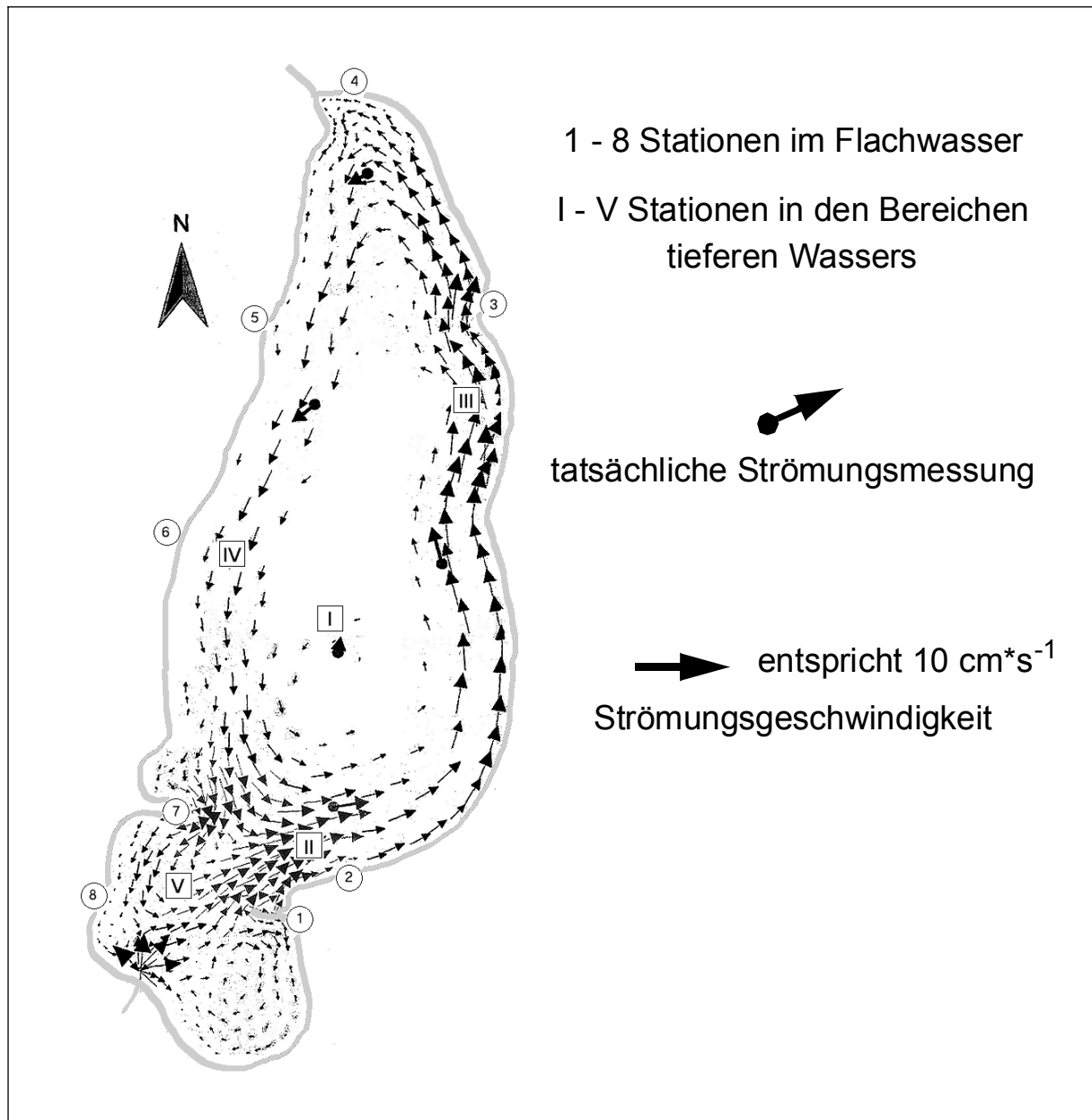


Abb. 5.1 Simulation windinduzierter Strömungen bei einer maximalen Windgeschwindigkeit von $4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ und Windrichtung 230° (nach SCHERNEWSKI et al. 2000, ergänzt).

geringen Larvenabundanzen an Station III waren vermutlich Folge der starken Strömungen am nordöstlichen Ufer (Abb. 5.1), welche die Larven weiter in die Nordbucht und an das Westufer trieben.

Da sich die jüngsten Cyprinidenlarven dicht am Ufer in windgeschützten, strömungsarmen Zonen aufhalten und sich nach dem Schlupf zunächst mithilfe ihrer Klebdrüsen an Makrophyten festheften, werden sie von Wasserströmungen nicht erfasst. Erst nach Ausbildung der Flossen verlassen die jungen Cypriniden den dichten Schilfgürtel und halten sich in Tiefen bis zu 1 m auf (RHEINBERGER et al. 1987, COPP 1992). Übereinstimmende Ergebnisse wurden auch im Belauer See gefunden. Die wenigen Cyprinidenlarven, die im Juni 1992 an Station I in der Seemitte gefangen wurden, waren offenbar geschwächte Larven, die vom Wind dorthin verdriftet wurden.

Südbucht

Die erhöhten Abundanzen von Percidenlarven in der Südbucht überraschten, da die flache Bucht mit ihrer dicken anoxischen Muddschicht und fehlenden Unterwasserstrukturen Percidenlaich kaum Überlebenschancen bot. Möglicherweise fand ein Eintrag der Percidenlarven durch die Alte Schwentine aus dem Schmalensee oder aus dem Hauptbecken statt. Diese erste Hypothese wird gestützt durch das große Zander-Laichaufkommen im Schmalensee (mdl. Mitt. Fischer Christophersen). Bei geringen Windgeschwindigkeiten erwärmt sich der flache Schmalensee schneller als der Belauer See, so dass Zander dort vermutlich früher ablaichten; dies könnte erklären, weshalb 1991 in der Südbucht bereits Anfang Mai höhere Ichthyoplankton-Konzentrationen gemessen wurden, als im Hauptbecken des Belauer Sees. Doch auch die zweite Hypothese, der Eintrag der Larven aus dem Hauptbecken und eine anschließende Konzentration, ist angesichts der Strömungen, die aus dem Hauptbecken in die Südbucht führen und dort einen Wirbel bilden (Abb. 5.1, SCHERNEWSKI et al. 2000) denkbar.

Die ab Mitte Mai beobachteten größeren mittleren Längen der Percidenlarven könnten ein Indiz für ein temperaturbedingtes schnelleres Wachstum in der Südbucht sein. Sowohl bei südwestlichen als auch bei nordöstlichen Winden ist die Wassertemperatur im flachen südlichen Becken ca. 2-5 °C höher als im zentralen Teil des Hauptbeckens (BLUME et al. 1992, SCHERNEWSKI 1992).

5.3.2 Abundanzen in den Flachwasserbereichen

saisonaler Verlauf der mittleren Gesamtindividuendichten

Die berechneten mittleren Gesamtindividuendichten in den Flachwasserbereichen waren durch sehr weite 95% Vertrauensintervalle gekennzeichnet und großen Schwankungen unterworfen. Dies reflektierte einerseits die unregelmäßige geklumpfte Verteilung der Altersgruppe 0 aber auch die Schwierigkeiten bei der quantitativen Erfassung, bedingt durch die wachsende Mobilität der Jungfische und die Unerreichbarkeit vieler Litoralbereiche (COPP & PENAZ 1988). Insbesondere im Sommer 1991 gingen die Fänge im Juli unerwartet stark zurück, obwohl Schwärme juveniler Plötzen und Flussbarsche im Litoral gesehen wurden. Zum Herbst hin nahmen die Individuendichten stetig ab. Dafür in Frage kommende Gründe sind natürliche Mortalität, Abwanderung juveniler Fische aus dem Litoral ins Pelagial und abnehmende Fangeffizienz der eingesetzten Geräte.

Die im Belauer See gefundenen mittleren Konzentrationen von Fischlarven lassen sich vergleichen mit den Ergebnissen aus dem Alderfen Broad (einem flachen See in Ost-England, CRYER et al. 1986). Die Abundanzen im Belauer See waren sehr viel niedriger als im Litoral der produktiven Themse (MATHEWS 1971) und des Barther Bodden (THIEL 1990). Allgemein sind Abundanzabschätzungen von Larven und Jungfischen aus Flachwasserbereichen wegen der beschriebenen Schwierigkeiten selten und meist wenig präzise (Tab. 5.2).

Unterschiede zwischen den Flachwasserstationen

Für Fischlarven und Jungfische spielt die Wahl des Mikrohabitats eine wichtige Rolle, da sie aufgrund ihrer geringen Größe und Schwimmleistung Strömungen oder Räubern in besonderem Maße ausgeliefert sind. Daher ändern viele Arten im Verlauf der Ontogenie ihre Mikrohabitate entsprechend ihren veränderten Fähigkeiten und Bedürfnissen (RHEINBERGER ET AL. 1987, COPP 1992, BISCHOFF & FREYHOF 1999). Während sich im Pelagial durch Vertikal- und Horizontalwanderungen lediglich Gradienten in Bezug auf die physikalisch-chemischen Faktoren sowie die Planktondichten ergeben, wird das Flachwasser durch eine Vielzahl von Faktoren strukturiert. Einfluss auf die Mikrohabitatswahl der Altersgruppe 0 haben neben

Tab. 5.2 Vergleich der Abundanzen von Fischlarven und Jungfischen in Flachwasserbereichen verschiedener Gewässer.

Gewässer	Zeitpunkt	Fischarten	Mittl. Abundanz	Fanggerät	Quelle
Fluss Themse, England	Juli-Sept.	Plötze	2,6-19,3 Ind.*m ⁻²	Strandwade	MATHEWS 1971
Bay of Quinte, Lake Ontario, Kanada	April-Aug	<i>Perca flavescens</i>	max. 0,89-4,31 Ind.*m ⁻³	Strandwade (Fangtiefe 1 m)	LESLIE & TIMMINS 1992
Alderfen Broad, flacher See in Ost-England	Juni-Sept.	Plötze	0,1-2,8 Ind.*m ⁻²	Auftriebsnetze	CRYER et al. 1986
Barther Bodden, südliche Ostsee	Mai-Sept.	Gesamtabundanz: Flussbarsch: Plötze:	0,6-76,2 Ind.*m ⁻² 0,0-10,3 Ind.*m ⁻² 0,0-18,2 Ind.*m ⁻²	Strandwade, Kasten- und Netzfalle, Senke	THIEL 1990
Belauer See, Schleswig-Holstein	Juni-Dez	Gesamtabundanz: Flussbarsch: Plötze:	0,0-4,2 Ind.*m ⁻² 0,0-1,9 Ind.*m ⁻² 0,0-2,3 Ind.*m ⁻²	Fischbrutwade, Auftriebsnetz, Netzfalle,	vorliegende Untersuchung

physikalisch-chemische Größen wie Temperatur, Licht, Sauerstoffgehalt und Wassertrübung (BLABER & BLABER 1980, VAN DENSEN & HADDERINGH 1982, AUVINEN 1988, DIEHL 1988, ECKMANN 1989), die Seebodenbeschaffenheit, das Vorhandensein von Makrophyten und Unterwasserstrukturen (KARST 1968, HAMMER 1983, WANG & ECKMANN 1994), Charakteristika des Ufers, Strömungen, Wind- und Wellenexposition (RHEINBERGER et al. 1987, COPP 1992) sowie biologische Faktoren wie das Vorhandensein von Räubern und das Nahrungsangebot.

Die Flachwasserstationen 1 bis 8 im Belauer See unterschieden sich vor allem durch die Exposition gegenüber Wind und Wellen, die Beschaffenheit des Seegrunds sowie das Vorhandensein von Unterwasserstrukturen (Tab. 3.6). Da submerse Makrophyten aufgrund der schlechten Lichtverhältnisse nur spärlich vorhanden waren (BLUME et al. 1992), markierten umgestürzte Bäume, wie sie an den Stationen 5 und 7 vorhanden waren, besonders strukturreiche Mikrohabitate. Trotzdem konnten weder Unterschiede der Larven- und Jungfischkonzentrationen an den verschiedenen Stationen noch Präferenzen bestimmter Fischarten für einzelne Stationen statistisch signifikant nachgewiesen werden.

Auffällig waren die während der Sommermonate extrem hohen Einzelfänge an der Station 5 des Nordwestufers (25.06.92: 458 Ind.*m⁻²). Sie beruhten auf großen Ansammlungen („Wolken“) juveniler Flussbarsche und Plötzen, die fast regungslos in einem Umkreis von 20 m um das Astwerk einer umgestürzten Weide standen. (Dieser Baum diente zugleich Fischreihern und Eisvögeln als Beobachtungssitz.) Zeitweilig ebenfalls hohe Konzentrationen von Flussbarschen und Plötzen wurden an der benachbarten Station 6 (höchster Einzelfang 08.08.91: 125 Ind.*m⁻²) gemessen, an der der Seegrund hinter dem schmalen Schilfrand schnell abfiel (vergl. Kap. 5.3.4).

Die Temperaturverteilung im See verstärkte möglicherweise die tendenzielle Bevorzugung des Nordwestufers und der Südbucht im Sommer. Durch die umliegenden Hügel und den Wald werden der Nordwestteil des Sees (Stationen 4, 5 und 6) und die Südbucht (Stationen 7 und 8) von westlichen Winden abgeschirmt, wodurch die Wasseroberfläche nur gering durchmischt wird und sich stärker erwärmt, als an den windexponierten Stellen am Ostufer des Sees (SCHERNEWSKI et al. 1992). Zusätzlich wird bei Winden aus Südwest warmes Oberflächenwasser in den nördlichen Teil des Sees geschoben, wodurch Temperaturdifferenzen bis zu 2 °C gegenüber der Seemitte entstehen können.

Betrachtet man jedoch die Verteilung der Altersgruppe 0 über das ganze Jahr, so wurden alle Arten am regelmäßigsten an Station 3 am nördlichen Ostufer gefangen (Tab. 4.6). PAC(1989) stellte die größte Artenvielfalt der adulten Fische ebenfalls am Nordostufer fest. Dieses Ufer war gekennzeichnet durch einen bis zu 30 m breiten Schilfgürtel und eine starke Exposition für Wind, Wellen und Strömungen. Doch aufgrund der bis zu 5 m breiten Lücken im Schilfbewuchs waren auch Bereiche mit stillem Wasser vorhanden. Der Seeboden bestand aus Sand und Steinen, mit einem geringen Gehalt an organischen Kohlenstoff. Die vergleichsweise starken horizontalen und vertikalen Strömungen in diesem Uferbereich führten zu einer Akkumulation von Phytoplankton (SCHERNEWSKI 2000), was vermutlich auch erhöhte Konzentrationen pelagischer Crustaceen nach sich zog. Das breite Schilfgelege beherbergte zugleich große Vorkommen epiphytischer und benthischer Nahrungsorganismen. Es liegen aber keine Zooplanktondaten zur Überprüfung dieser Hypothese vor.

5.3.3 Vergleich zwischen den Bereichen tieferen Wassers und dem Flachwasser

LESLIE & TIMMINS (1992) fanden bei einem direkten Vergleich im Lake Ontario im Flachwasser höhere Individuendichten, Artenzahlen und mittlere Totallängen als im Freiwasser. Sie führten die höhere Artendiversität auf die größere Komplexität der Uferbereiche zurück. Zugleich vermuteten sie, dass die höheren Konzentrationen im Flachwasser teilweise ein Artefakt sind, da die Fische in geringerem Maße dem Fanggerät entweichen konnten.

Im Belauer See lassen sich die Ergebnisse im Flachwasser und in den Bereichen tieferen Wassers des Belauer Sees streng genommen nicht vergleichen, da die Fangdaten nicht für die gleichen Zeiträume vorliegen und mit unterschiedlichen Fanggeräten gefischt wurde. Von Ende Juni bis Anfang August wurden durchschnittlich $1,4 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ im Flachwasser gefangen, während die durchschnittliche Abundanz in den Bereichen tieferen Wassers von Mai bis Juni $0,3 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ betrug. Die Artendiversität im Flachwasser war jedoch nicht höher als im Freiwasser. Dies ist einerseits auf das unregelmäßige Auftreten der Arten in den Fängen zurückzuführen und auf die Unempfindlichkeit des Diversitätsindex nach Shannon & Weaver gegenüber seltenen Arten. Andererseits ist das Litoral des Belauer Sees infolge der spärlichen submersen Makrophyten relativ einheitlich und undifferenziert. Absolut gesehen wurden im Flachwasser 9 Arten gefangen, während im Freiwasser 6 Arten angetroffen wurden.

Die absoluten Individuenzahlen der Larven (überwiegend Percide) im Freiwasser waren dennoch höher als die der Larven im Flachwasser, denn das Volumenverhältnis zwischen Epilimnion und Litoral betrug bei grober Schätzung selbst im Hochsommer (bei einer Thermokline in 6 m) 225:1. Auch wenn angenommen wird, dass die Larven sich im Epilimnion nur bis in 3 m Tiefe aufhalten, betrug das Verhältnis immer noch 113:1, d.h. bei gleichen absoluten Häufigkeiten entspräche einer relativen Dichte von $0,3 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ im Pelagial eine durchschnittliche Konzentration von $33,9 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-3}$ im Litoral. Derartig hohe Individuendichten traten im Flachwasser nur direkt nach dem Schlupf der Cypriniden auf bzw. später nur kurzfristig und lokal begrenzt.

5.3.4 Habitatspräferenzen einzelner Fischarten

Brassen

Brassen der Altersgruppe 0 wurden im Belauer See nicht so häufig gefangen, wie es der Anteil der Brassen an der Gesamtfischbiomasse von ca. 30% (PFEIFFER 1999) vermuten ließe. Während die jüngsten Brassenlarven im Juni über 50% der Individuen in den Käscher-Fängen am Schilfrand stellten, waren Brassen über die gesamte Fangperiode betrachtet nur mit durchschnittlich 16% (1991) bzw. 4% (1992) vertreten. Im Herbst wurden juvenile Brassen wieder häufiger im Flachwasser am Ostufer gefangen.

Wahrscheinlich wanderten die juvenilen Brassen im Juli aus dem Uferbereich ab, wie es auch KÜHLMANN (1993) in der Havel beobachtete. POHLMANN (1995) beschrieb im Bodensee einen größenabhängigen Habitatswechsel in makrophytenbewachsene tiefere Bereiche. Sie erwägt, dass die Brassen durch den morphologischen Wechsel zwischen 40 und 50 mm Totallänge zur hochrückigen Form das Flachwasser meiden, um den stärkeren Scherkräften durch Wellenschlag sowie einem höheren Prädationsdruck durch Wasservögel auszuweichen.

Plötze

Allgemein bevorzugen Larven und Jungfische der Plötze strömungsarme, langsam abfallende Flachwasserbereiche mit Makrophyten (KARST 1968, THIEL 1990). In der Literatur wurde mehrfach eine größenabhängige Verteilung der Altersgruppe 0 von Cypriniden im Flachwasser beschrieben: Während sich die jüngsten Larven direkt in der Gelegezone aufhalten, verlassen ältere Individuen nach einigen Wochen die dichten Makrophytenbestände und halten sich anschließend in Wassertiefen zwischen 0,3 m und 1 m auf (HAMMER 1983, GRIGOREV 1984, MARK et al. 1989). Ähnliches wurde auch im Belauer See beobachtet. Hier wurden die jüngsten Plötzenlarven Ende Mai unmittelbar am Schilfrand gekäschert; ab Mitte Juni wurden die Postlarven dann vor dem Schilf und in den schilffreien Einschnitten in Wassertiefen zwischen 0,5 und 1,5 m gefangen. Diese Verteilung resultiert vermutlich aus der Aufteilung der Habitat- und Nahrungsressourcen zwischen den unterschiedlichen Cypriniden-Kohorten, dem Ausweichen vor Prädation und der Ausnutzung der höheren Wassertemperaturen im Litoral, die schnelles Wachstum begünstigen (MILLS & MANN 1985, RHEINBERGER et al. 1987, COPP 1992).

Die 0-Gruppen-Plötzen im Belauer See wurden am regelmäßigsten an den Stationen 3 und 4 am Nordostufer bzw. in der Nordbucht in Wassertiefen um 0,5 m gefangen. Dies scheint auf den ersten Blick widersprüchlich, da das Nordostufer am stärksten Wind und Wellen ausgesetzt ist. Doch beide Stationen waren durch einen sehr breiten Schilfgürtel sowie ein langsam abfallendes Ufer gekennzeichnet. Auch bei frischem Wind aus südwestlichen Richtungen waren in den Lücken des Schilfgürtels ruhige und strömungsarme Zonen vorhanden, in denen sich die Jungfische bevorzugt aufhielten. Diese Präferenz spiegelte sich auch in der Nahrungszusammensetzung wider, die viele epiphytisch lebende Crustaceen enthielt. An den Stationen 5 und 6 am Westufer, die nur einen schmalen Schilfgürtel und ein rasch abfallendes Ufer aufwiesen, wurden Plötzen am seltensten und nur Anfang des Sommers gefangen. Allerdings traten sie dort zeitweilig in dichten Ansammlungen auf - oftmals vergesellschaftet mit juvenilen Flussbarschen (KARST 1968).

Flussbarsch

Die kleinsten Flussbarsche, die im Flachwasser gefangen wurden, waren 17 bzw. 25 mm lang und befanden sich im Entwicklungsstadium 7-8. Sie hielten sich den Sommer über bevorzugt in der Nähe von Unterwasserstrukturen wie den ins Wasser ragenden umgestürzten Bäumen an den Stationen 5 und 7 sowie an der Halde bei Station 6 auf.

Diese Beobachtungen decken sich gut mit denen anderer Autoren. Sie beschreiben die Rückkehr der Altersgruppe 0 der Flussbarsche ins Litoral ab einer Totallänge zwischen 16 und 20 mm bzw. der Ausbildung der Flossen (NELLEN & SCHNACK 1975, COLES 1981, TREASURER 1988). Nach ihrer Wanderung in den Uferbereich halten sich die juvenilen Flussbarsche tagsüber bevorzugt innerhalb oder in nächster Nähe von submersen Makrophyten, umgestürzten Bäumen oder Hafenanlagen in Tiefen unter 5 m auf (KARST 1968, NELLEN & SCHNACK 1975, COLES 1981, TREASURER 1988, WANG & ECKMANN 1994, POHLMANN 1995), wo sie relativ inaktiv in großen Ansammlungen stehen. Das Aufsuchen solcher Unterwasserstrukturen ist als Reaktion auf den Prädationsdruck durch ältere Percide zu interpretieren (WANG & ECKMANN 1994). Diese beginnen im Juni und Juli Jungfische ab einer Länge von 20 bzw. 30 mm zu fressen, wobei Flussbarsche v.a. im Litoral jagen, während sich adulte Zander überwiegend im Pelagial aufhalten (DÖRNER et al. 1999). Eventuell stellte der Aufenthalt an der Halde (Station 6) oder dem umgestürzten Baum (Station 5) auch einen Kompromiss zwischen dem Schutzbedürfnis und der Nahrungssuche im Freiwasser dar. Im Frühsommer ernährten sich 0-Gruppen-Flussbarsche weiterhin hauptsächlich von calanoiden Copepoden,

die nicht Litoral vertreten waren, doch am Nordwestufer weist das Crustaceenplankton bereits wenige Meter vom Ufer entfernt eine pelagische Zusammensetzung auf (KONSTANTIN unveröff.).

Ab September ging der Anteil der juvenilen Flussbarsche an den Fängen stark zurück. Auch COLES (1981) und POHLMANN (1995) trafen im Herbst kaum mehr Flussbarsche im Flachwasser an. Im Bodensee formten die juvenilen Fische vielmehr Schulen und wanderten die Halde hinab, wo sie sich zunächst in Tiefen von weniger als 10 aufhielten. Später wurden sie in Wassertiefen bis zu 25 m und tiefer von Tauchern gesehen (WANG & ECKMANN 1994).

Zander

Der Belauer See wird mit Zander im Fingerlingstadium besetzt. Die Fänge von Zanderlarven im Pelagial und Litoral zeigen, dass daneben auch eine natürliche Reproduktion stattfand. Zanderjungfische wurden jedoch kaum im Flachwasserbereich gefangen, am häufigsten waren sie an Station 3 (26% der Fangtage) vertreten. Da sich in den wenigen erfolgreichen Fängen mit der Ringwade ausschließlich Zander fanden, mag dieses ein Indiz für deren Aufenthalt im Freiwasser darstellen. In anderen Seen wurde die Aufteilung in zwei Kohorten von 0-Gruppen-Zandern beschrieben: Eine schnellwüchsige piscivore Kohorte im Litoral und eine langsamwüchsige zooplanktivore Kohorte im Pelagial (DÖRNER et al. 1999, FRANKIEWICZ et al. 1999)

Kaulbarsch

Kaulbarsche (Postlarven und Jungfische) wurden im Flachwasserbereich nur unregelmäßig gefangen; am häufigsten am Ostufer, wo sie sich v.a. am Boden von Schilflücken zwischen Erlenlaubstreu aufhielten. Zusätzlich wurden an einigen Tagen große Ansammlungen juveniler Kaulbarsche im Hafen im Schatten der Boote beobachtet. Bereits die Postlarven hatten Chironomidenlarven gefressen, was darauf hindeutet, dass sich die Kaulbarsche der Altersgruppe 0 wie die Adulten bodennah in größeren Wassertiefen aufhalten. THIEL (1990) fing Kaulbarsch-Jungfische im Barther Bodden überwiegend im Tiefenbereich zwischen 0,7 und 1,5 m.

5.3.5 Vergleich von Tag- und Nachtfängen

Die erhöhten Individuendichten in den Bereichen tieferen Wassers während der Nacht reflektieren offenbar die geringere Scheuchwirkung des Schubnetzes bei Dunkelheit. Dies wird aus den höheren mittleren Totallängen der Fischlarven in den Nachtfängen gefolgert (vergl. Kap. 4.4.3 a)).

Am 27.06.91 wurden nachts Flussbarsch- und Zanderlarven an der ufernahen Station II gefangen, die dem Schubnetz tagsüber bereits erfolgreich entweichen konnten (mittl. Totallänge 25,2 mm bzw. 21,5 mm). In der Seemitte wurden zu diesem Zeitpunkt weder tagsüber noch nachts Fischlarven gefangen, da die Percidenlarven offenbar die Wanderung in den Uferbereich schon vollendet hatten. 1992 hingegen wurden bereits Anfang Juni Nachtfänge mit dem Schubnetz durchgeführt, als sich die Larven von Flussbarsch und Zander noch im Pelagial aufhielten. Die festgestellten höheren Individuendichten von Perciden in der Seemitte und Cypriniden an der ufernahen Station scheinen auf eine höhere Fangeffizienz des Schubnetzes während der Nacht zurückzuführen zu sein.

Bei dem im Flachwasserbereich verwendeten Auftriebsnetz und der Fischbrutwade war keine erhöhte Fangeffizienz bei Dunkelheit festzustellen. Im Gegenteil, an der Station 5 am Nordwestufer wurden während der Nacht signifikant weniger juvenile Plötzen und Flussbarsche gefangen. Die großen Ansammlungen von Jungfischen, die sich hier tagsüber um eine umge-

stürzte Weide versammelten, lösten sich offenbar bei Dunkelheit auf. Entsprechendes beobachteten KARST (1968) und POHLMANN (1995) bei Tauchgängen. WANG & ECKMANN (1994) gehen davon aus, dass das Verhalten der 0-Gruppen-Flussbarsche eine Anpassung an den Prädationsdruck durch adulte Flussbarsche und die Vertikalwanderung des Zooplanktons darstellt: Da die visuelle Perzeption der adulten Perciden in der Dämmerung nachlässt, wandern die 0-Gruppen-Flussbarsche erst am Abend ins Freiwasser, um dort beim verbleibenden Restlicht intensiv aufsteigendes Zooplankton zu fressen. In der Nacht ruhen sie einzeln auf dem Boden.

Inwieweit die Jungfische im Belauer See tagesperiodische Wanderungen unternahmen, konnte nicht beantwortet werden, da für den Sommer keine Abundanzwerte aus den Bereichen tieferen Wassers vorlagen. Die festgestellten geringeren Totallängen juveniler Brassen und Plötzen in den Nachtfängen an Station 4 könnten eventuell ein Indiz für die nächtliche Wanderung größerer Jungfische ins Pelagial darstellen, dies bleibt aber hypothetisch. Angaben zu tagesperiodischen Wanderungen der Altersgruppe 0 divergieren je nach Gewässer. THIEL (1990) fand im Barther Bodden bei Plötze und Flussbarsch keine Wanderbewegungen im Tagesverlauf. GLIWICZ & JACHNER (1992) hingegen wiesen mittels Schleppnetzfangen und Echolotaufnahmen intensive Wanderbewegungen von 0-Gruppen-Plötzen und -Flussbarschen in der Abenddämmerung aus dem Uferbereich in das Pelagial nach.

Fraglich bleibt, unter welchen Bedingungen tagesperiodische Wanderungen für die Larven und Jungfische energetisch vorteilhaft sind und welche Strecken sie in der zur Verfügung stehenden Zeit zurücklegen können. Individuenbasierte Simulationsmodelle, wie sie HÖLKER & BRECKLING (2001 und eingereicht) für Plötzen der Altersgruppe 1 und aufwärts entwickelten, könnten hierbei zu einem besseren Verständnis führen.

5.4 Wachstum

5.4.1 Längen-Gewichts-Beziehungen

Im Belauer See wurden bei allen vier untersuchten Arten im Verlauf der Larvalentwicklung mindestens zwei unterschiedliche Längen-Gewichts-Beziehungen festgestellt (Tab. 4.11). Die Veränderung des Regressionskoeffizienten b kennzeichnete dabei unterschiedliche "Stanzen", innerhalb derer dieser Koeffizient nahezu konstant bleibt (BAGENAL & TESCH 1978). Solche Änderungen des Wachstumsverlaufs der Altersgruppe 0 wurden mehrfach beschrieben (SZLAMINSKA et al. 1989). In den meisten Untersuchungen ist der Regressionskoeffizient (Längenexponent) b der Längen-Gewichts-Relationen wie in der vorliegenden Untersuchung bei jüngeren Fischlarven signifikant größer als 3,0, d.h. es liegt ein positiv allometrisches Wachstum vor, bei dem die Larven schneller an Gewicht als an Länge zunehmen und der Konditionsfaktor steigt. Bei älteren Fischlarven bzw. Juvenilen hingegen ist der Längenexponent geringer teilweise auch unter 3,0 (Tab. 5.3).

Da im Belauer See der Übergang der Längen-Gewichts-Relation bei allen vier Arten und in beiden Untersuchungsjahren mit dem Übergang vom Stadium 7 zu 8, d.h. der Entwicklung von Flossen, Schwimmmuskulatur und ersten Schuppen zusammentraf, wird davon ausgegangen, dass die Änderung des Längenexponenten ein Ausdruck der veränderten Körperproportionen und dem Aufbau von Muskelmasse beim Übergang vom Larven- zum Juvenil-Stadium war (TONG 1985, RHEINBERGER et al. 1987). COPP (1992) ging sogar so weit, den Wechsel der Längen-Gewichts-Regression als den eigentlichen Zeitpunkt der Metamorphose zu

Tab. 5.3 Längen-Gewichts-Relationen von Fischlarven und Jungfischen in verschiedenen Gewässern: $G = a \times TL^b$.

G= Frischgewicht, a=Konstante, b=Längenexponent, r^2 =Bestimmtheitsmaß der Regressionsgerade.

Art	Autor	Gewässer	a	b	r^2	Bemerkungen
A. brama	COPP & PENAZ 1988	obere Rhône	$6,51 \cdot 10^{-3}$	4,858	?	Larven
			$5,06 \cdot 10^{-3}$	3,274	?	Juvenile
	vorliegende Untersuchung	Belauer See	$1,39 \cdot 10^{-3}$	3,6	0,98	6..18 mm
			$4,99 \cdot 10^{-3}$	3,2	0,99	>18 mm
Rutilus rutilus	COPP 1990	obere Rhône	$2,45 \cdot 10^{-4}$	4,392	0,95	Larven
			$6,49 \cdot 10^{-3}$	3,213	0,99	Juvenile
	TONG 1985	Aquarium	$4,73 \cdot 10^{-4}$	3,995	0,99	Fische <19 mmm
			$5,96 \cdot 10^{-3}$	3,097	0,99	Fische >19 mm
	RHEINBERGER et al. 1987	Piburger See	0,001	3,804	0,99	Fische <16 mm
			0,004	3,214	0,99	Fische >16 mm
	MATHEWS 1971	Themse	0,006	3,230	?	Regressionslinie nach Augenmaß
	BROUGHTON & JONES 1978	River Hull und Emontland pond	0,004 .. 0,069	1,419 .. 3,888	0,75 .. 0,98	Einzelwerte
	JACHNER 1989	Lake Ros	0,070	2,500	0,98	ca. 20-35 mm
	vorliegende Untersuchung	Belauer See	$1,01 \cdot 10^{-3}$	3,7	0,98	6..19 mm
			$2,56 \cdot 10^{-3}$	3,4	0,98	>19 mm (1991)
			$7,01 \cdot 10^{-3}$	3,1	0,97	>19 mm (1992)
Perca fluviatilis	GUMA'A 1978a	Windermere 1975	$2,62 \cdot 10^{-4}$	4,154	?	Fische <32 mm
			0,121	2,400	?	Fische >32 mm
		Windermere 1976	$5,28 \cdot 10^{-4}$	4,033	?	Fische <16 mm
			$3,44 \cdot 10^{-2}$	2,734	?	Fische >16 mm
	JACHNER 1989	Lake Ros	0,020	2,800	0,99	ca. 15-45 mm
	vorliegende Untersuchung	Belauer See	$9,02 \cdot 10^{-3}$	3,7	0,95	5..16 mm (1991)
			$5,42 \cdot 10^{-4}$	4,0	0,89	4..16 mm (1992)
			$3,89 \cdot 10^{-3}$ $6,74 \cdot 10^{-3}$	3,2 3,1	0,96 0,99	17..38 mm (1991) 17..44 mm (1992)

bezeichnen. Zugleich finden aber weitere umwälzende Entwicklungsprozesse statt, die die Morphometrie, die Physiologie und das Verhalten der Larven betreffen (KOVAC & COPP 1999, VILIZZI & WALKER. 1999).

Für eine dritte Stanze, die bei Plötze und Brassen nur 1991 und beim Flussbarsch in beiden Jahren gefunden wurde, wurde keine Erklärung gefunden. Eventuell war sie auf die Erschließung zusätzlicher Nahrungsressourcen bzw. die Nahrungsverknappung im Sommer zurückzuführen (GUMA' A 1978 b). Der saisonale Verlauf der Konditionsfaktoren deutete ebenfalls auf eine suboptimale Nahrungssituation im Hochsommer und Herbst hin (JACHNER 1989), die zu vergleichsweise niedrigen Konditionswerten zwischen 0,7 und 0,9 am Jahresende führte.

5.4.2 Wachstumsraten

Die gewichtsbezogenen Wachstumsraten der Cypriniden und Perciden stiegen im Frühling schnell an und erreichten zu Beginn des Postlarvalstadiums ein Maximum. Dieses stand vermutlich im Zusammenhang mit der Entwicklung von Flossen und Schwimmmuskulatur (WIESER et al. 1988), einem Wechsel von aerobem zu gemischt aerob-anaerobischem Aktivitäts-Metabolismus und der Weiterentwicklung der Kiemen (EL-FIKY & WIESER 1988), sowie der Umstellung von aerobischen Enzymen zugunsten glykolytischer Enzyme (HINTERLEITNER et al. 1987, 1989). Erst dieser Übergang vom restriktiv aeroben Stoffwechsel zum fakultativ anaeroben Schwimm-Metabolismus ermöglicht den Fischen „Sprints“ zur Jagd auf größere, energiereichere Nahrungsorganismen oder zur Flucht vor Räubern und steigert so ihre Überlebenschancen beträchtlich.

Auch physikalisch betrachtet ist ein schnelles Wachstum in den ersten Lebenswochen wichtig. Aufgrund ihrer geringen Größe und Schwimmleistungen bewegen sich die Fischlarven in einem für sie viskosen Milieu. Die Reynolds-Zahl liegt zwischen 200 und 20 (WEBB & WEIHS 1986), daher müssen sie hohe Energiekosten für Fortbewegung, Nahrungssuche und Fang aufwenden. OSSE & DROST (1989) schätzten, dass kleine Larven 60% der aufgenommenen Energie für den Nahrungserwerb aufwenden müssen. Schnelles Wachstum ist daher unerlässlich um die Reynoldszahl und Schwimmleistungen zu steigern und die Energieverluste zu senken.

Die Höhe der maximalen Wachstumsraten lag zwischen 10 und 36%. Dieses entsprach den Ergebnissen anderer Autoren (LAURENCE et al. 1979, TONG 1985, RHEINBERGER et al. 1987, WIESER et al. 1988, ECONOMOU et al. 1991, KECKEIS & SCHIEMER 1992). Dabei lagen die maximalen Zuwachsraten im Feld zumeist höher als die von Vergleichsuntersuchungen in Aquarien bei ad-libitum-Fütterung. MOOIJ & VAN TONGEREN (1990) vermuten, dass das Wachstum im Feld überschätzt wird, da kleine Individuen selektiv durch Räuber weggefressen werden oder aber nicht repräsentativ in den Fängen vertreten sind. GOZLAN et al. (1999) hingegen gehen davon aus, dass sich unter natürlichen Bedingungen frühreifende Spezialisten ausbilden, während sich im Labor langsam reifendere Generalisten ausbilden.

In der vorliegenden Untersuchung konnte keine direkte statistische Korrelation zwischen den relativen Wachstumsraten und der Wassertemperatur festgestellt werden, wie sie in anderen Publikationen beschrieben wurde (ELLIOTT 1975 a und b, SUKHANOV 1975, BROUGHTON & JONES 1978, VAN DENSEN & HADDERINGH 1982, MOOIJ & VAN TONGEREN 1990, MOOIJ & LAMMENS 1994). Der Vergleich zwischen den beiden Untersuchungsjahren zeigte aber einen deutlichen Einfluss der Temperatur auf die maximale Wachstumsgeschwindigkeit während der Larvalphase: Im warmen Mai 92 (Wassertemperaturen 11-19 °C,) steigerten sich die Zuwachsraten auf 17 bis 36% $\text{FG} \cdot \text{d}^{-1}$ gegenüber maximal 10 bis 14% im kühlen Mai 1991 (Wassertemperaturen 9-13 °C). WIESER et al. (1988) zeigten in Aquarien-Experimenten, dass gerade das Temperatur-Intervall zwischen 15 und 20 °C das Wachstum von Cyprinidenlarven besonders stimuliert, der Q_{10} liegt bei 3,92.

Nach dem Erreichen der Metamorphose und der endgültigen morphologischen und physiologischen Organisationsform nahmen die Wachstumsraten mit zunehmendem Alter ab und stagnierten Anfang September, wie es auch in anderen nordeuropäischen und -amerikanischen Gewässern dokumentiert wurde (NEY & SMITH 1975, WEATHERLY 1987, COOK & BURGIS 1988, MOOIJ & VAN TONGEREN 1990, KECKEIS & SCHIEMER 1992, ARZBACH 1997). Die Wassertemperatur im Belauer See betrug zu diesem Zeitpunkt noch ungefähr 17 °C, d.h. sie war so hoch wie im Frühjahr, als die maximalen Wachstumsraten beobachtet wurden. Die für das Wachstum kritische Schwelle von 11-14 °C (BROUGHTON & JONES 1978, MOOIJ & VAN TONGEREN 1990, MOOIJ & LAMMENS 1994) hingegen wurde erst Anfang Oktober erreicht. Es scheint daher wahrscheinlicher, dass das geringe Zooplanktonangebot im Sommer den Rückgang der Wachstumsraten auslöste, da die Jungfische gezwungen waren, länger nach Futter zu suchen und auch mit energetisch ungünstiger Beute vorlieb nehmen mussten (MILLS & FORNEY 1981). Allerdings lag das Minimum der Gesamt-Zooplanktonbiomasse im Belauer See bei 200-300 $\mu\text{g TG} \cdot \text{l}^{-1}$, es war deutlich höher als die von MOOIJ & LAMMENS (1994) postulierte wachstumslimitierende Zooplanktonkonzentration von 80 $\mu\text{g TG} \cdot \text{l}^{-1}$.

Als ein weiterer das Wachstum indirekt beeinflussender Faktor kommt die Tageslänge in Betracht. Sowohl Plötzen und Brassen als auch Flussbarsche fressen während der Hellphase bzw. Dämmerung (GUMA'A 1978 a, THIEL 1990, WINFIELD & NELSON 1991), daher schränkt die abnehmende Tageslänge im Herbst vermutlich die Nahrungsaufnahme der Fische ein.

Mehrfach wurde versucht, den Wachstumsverlauf der Altersgruppe 0 durch ein Wachstumsmodell (logistisch, Gompertz-, von Bertalanffy-) zu beschreiben (RICKLEFS 1967, LOCKWOOD 1974, JONES & JOHNSTON 1977, TONG 1985, TREASURER 1988, AL-HOSSAINI et al. 1989, KECKEIS & SCHIEMER 1990, MOOIJ & VAN TONGEREN 1990). Bei den vorliegenden Daten führte das logistische Modell zur besten Anpassung, doch die Ergebnisse waren nicht zufriedenstellend. Dieses liegt vermutlich daran, dass es sich nur um ein deskriptives Modell handelt, das den Einfluss kontrollierender Faktoren wie Temperatur oder Nahrungsangebot nicht berücksichtigt. Eine bessere Simulation könnte möglicherweise ein dynamisches Modell liefern (MOOIJ & VAN TONGEREN 1990).

5.5 Nahrungsökologie

5.5.1 Methodik

Ab dem Sommer waren die Nahrungsorganismen in den Verdauungstrakten der untersuchten Fische trotz sofortiger Fixierung immer bereits stark angedaut (Verdauungsgrad 3 – 4, Tab. 3.9). Dies erschwerte sowohl die Bestimmung der Taxa als auch die Quantifizierung. Nahrungsorganismen ohne Chitin-Hartteile (z.B. Oligochaeten) wurden möglicherweise unterschätzt.

Auf die Berechnung von Selektivitätsindizes (PEARRE 1982, LAMPERT & SOMMER 1993) wurde in der vorliegenden Arbeit verzichtet, weil die Zooplanktonfänge und Benthosuntersuchungen nicht in direkter räumlicher und zeitlicher Übereinstimmung mit den Larven- und Jungfischfängen durchgeführt wurden. Doch auch bei gleichzeitigen parallelen Probenahmen von Zooplankton und Fischen sind Magen-Darm-Inhalte und Zooplanktonabundanzen streng genommen nicht direkt vergleichbar, denn im Darm werden die Nahrungsorganismen mehrerer Stunden Fressaktivität nachgewiesen. Besonders im Litoral kann die hohe kleinskalige (Zooplankton-) Patchiness und die Mobilität der Fische dazu führen, dass ein Fisch viele Organismen eines Taxons gefressen hat, das an dem späteren Fangort des Fisches kaum vertreten ist, was fälschlich auf eine hohe Selektivität schließen ließe (PONTON & STROFFEK

1987). Zudem besteht selbst zwischen Fischen derselben Kohorte eine hohe Diversität bezüglich der Nahrungswahl, wie sie in den Frequenzangaben in den Drei-Größen-Diagrammen der Magenanalysen deutlich wird. D.h. das Nahrungsspektrum insbesondere jüngerer Fische, deren Aktionsradius noch beschränkt ist, wird in erster Linie durch die Wahrscheinlichkeit bestimmt, mit der sich Beute und Räuber treffen (MARK et al. 1987).

5.5.2 Vergleich der Nahrungswahl mit der saisonalen Situation im See

Frühjahr

Die erste Nahrung der Larven von Plötze, Brassen, Flussbarsch und Zander im Belauer See wurde durch die Sukzession „Phytoplankton → Rotatorien → kleine Crustaceen“ charakterisiert. Dies deckt sich mit den Beobachtungen aus anderen Gewässern (TSUNIKOVA 1969, THORPE 1977, HAMMER 1985, HARTMANN 1986, MARK et al. 1987, PONTON & STROFFEK 1987).

Coccale Algen wurden im Belauer See bereits bei sehr jungen Larven mit noch großen Dottersäcken nachgewiesen. MARK et al. (1989) zufolge können die Larven diese nicht aufschließen, möglicherweise jedoch die daran anhaftenden Bakterien oder Ciliaten, oder aber es handelt sich um eine unselektive Aufnahme von Partikeln aufgrund der noch nicht voll entwickelten sensorischen und lokomotorischen Fähigkeiten.

Rotatorien stellten die ersten verwertbaren Nahrungsorganismen aller vier Fischarten in der ersten Lebenswoche dar. Der Schlupf der Perciden-Larven Anfang Mai im Pelagial und der Cypriniden-Larven Mitte bis Ende Mai im Litoral traf in beiden Jahren mit einem Abundanzmaximum der Rotatorien (ca. 1000 Ind.*l⁻¹ in Pelagial und Litoral, MAASER unveröff.) zusammen.

Nach Aufbrauchen des Dottersacks und mit der Weiterentwicklung der lokomotorischen und opto-sensorischen Fähigkeiten begannen die Larven Crustaceenplankton zu fressen. Im Pelagial fanden die Perciden Nauplien und juvenile Copepoden in maximalen Dichten vor (bis zu 200 bzw. 120 Ind.*l⁻¹, FLECKNER unveröff.). Im Litoral standen den Cyprinidenlarven Nauplien und Bosminen in Dichten bis zu 200 Ind.*l⁻¹ bzw. bis zu 7000 Ind.*l⁻¹ (KONSTANTIN unveröff.) zur Verfügung.

Die Wahl adäquater Nahrungsorganismen in den ersten Lebenswochen ist eng mit der Morphologie, Physiologie und dem Schwimm- und Jagdverhalten der Fischlarven verknüpft. Zuvorderst steht die Partikelgrößenlimitierung durch die Weite der Maulspalte (MARK et al. 1989, TREASURER 1990), sie beträgt z.B. bei Cyprinidenlarven in den ersten Wochen nach dem Schlupf - bei einer Totallänge von 6-8 mm - 0,1-0,3 mm (DABROWSKI & BARDEGA 1984, COOK & BURGIS 1988,).

Auch der Verdauungstrakt ist noch wenig differenziert, sowohl die Exkretion als auch die Rückresorption der Enzyme scheint unzureichend, so dass die Larven auf Enzyme aus der Nahrung angewiesen sind (HOFER & NASIR'UDDIN 1985, RICHTER et al. 1992). Die Larven sind zudem noch nicht in der Lage, schnelleren Zooplanktern hinterher zujagen, denn die Entwicklung roter und weißer Muskelfasern und die Umstellung des Stoffwechsels von restriktiver Aerobie zu fakultativer Anaerobie (und somit die Fähigkeit zu "Sprints") vollzieht sich erst langsam während der Postlarvalphase.

Aufgrund der geringen Schwimmleistungen und einer noch kurzen Reaktionsdistanz (WANZENBÖCK & SCHIEMER 1989) können die Fischlarven lediglich ein kleines Wasservolumen optisch nach Beute durchsuchen. Weil nur 3-10% der Fangversuche erfolgreich sind (BRAUM 1967, DABROWSKI & BARDEGA 1984), ist die Zahl der Räuber-Beute-Begegnungen

ausschlaggebend für die ausreichende Nahrungsaufnahme. Hohe Dichten erster Nahrungsorganismen sind somit für das Überleben von Fischlarven während der Umstellung von Dottersackernährung auf externe Nahrungsaufnahme entscheidend.

Sommer

Ungefähr zeitgleich mit der Ausbildung der Flossen (Entwicklungsstadium 8), diversifizierte sich das Nahrungsspektrum der Altersgruppe 0. Infolge der gesteigerten Beuteperzeption- und Schwimmleistung sowie der Weiterentwicklung des Verdauungssystems war die Aufnahme von Beuteorganismen bald nicht mehr größenlimitiert (MARK et al. 1987). Zugleich erforderten die abnehmenden Zooplankton-Konzentrationen im Sommer die Erschließung neuer Nahrungsressourcen. Der Vergleich zwischen beiden Untersuchungsjahren zeigte, dass sich die Jungfische während der Zooplanktondepression im Sommer in erster Linie am Angebot orientierten und opportunistisch auch kurzfristige, lokal begrenzte Peaks adäquater Zooplanktonorganismen ausnutzten oder Makroinvertebraten konsumierten. Dieses wird auch von den Frequenzanteilen in den Drei-Größen-Diagrammen (s.Kap. 4.7.3) reflektiert: Während der Sommermonate hatten oft jeweils nur einige der untersuchten Fische einer Art von einem bestimmten Nahrungstaxon gefressen.

Plötzen und Brassen waren ab einer Totallänge von 13-15 mm (Stadium 7) in der Lage Daphnien zu erjagen und zu verschlucken. Doch im Unterschied zu 1991, als Mitte Juli ein zweites Maximum von Daphnien ($40 \text{ Ind.} \cdot \text{l}^{-1}$) im Pelagial auftrat (zum Litoral liegen keine Daten vor), brachen 1992 die Daphnienpopulationen im Pelagial und Litoral bereits im Juni zusammen und sanken auf unter $10 \text{ Ind.} \cdot \text{l}^{-1}$ herab.

Chydorus sphaericus wurde ebenfalls 1991 den ganzen Sommer über von Plötzen und Brassen gefressen. Diese Chydoridenart trat von Juli bis September in Konzentrationen von ca. $40 \text{ Ind.} \cdot \text{l}^{-1}$ im Pelagial auf mit einem Peak von ca. $80 \text{ Ind.} \cdot \text{l}^{-1}$ im September. Im Folgejahr war die Konzentration im Vergleich zum langjährigen Mittel außergewöhnlich gering ($< 10 \text{ Ind.} \cdot \text{l}^{-1}$, Müller pers. Mitteilung). Dieses war vermutlich der Grund dafür, dass *Chydorus sphaericus* 1992 nur einen geringen Anteil an der Nahrungsmasse stellte. „Ersetzt“ (HARTMANN 1983) wurde *Chydorus* durch die epiphytische Chydoridengattung *Alona* sp., die ersterer in Größe und Form ähnelt

Copepoden, als weitere Gruppe großer Zooplankter, spielten bei den Cypriniden im Unterschied zu den Perciden nur eine untergeordnete Rolle. Der Grund hierfür mag zum einen in den geringen Dichten cyclopoider Copepoden im Litoral liegen – calanoide Copepoden kamen hier gar nicht vor – zum anderen wurde mehrfach beobachtet, dass juvenile Cypriniden Cladoceren gegenüber Copepoden vorziehen (VAN DENSEN 1985, VIVJERBERG & VAN DENSEN 1984, HAMMER 1985). WINFIELD et al. (1983) und WINFIELD & TOWNSEND (1988) wiesen in Experimenten nach, dass juvenile Plötzen und Brassen (Länge 55 - 60 mm) Cladoceren gegenüber Copepoden bevorzugen, selbst wenn letztere größer sind. Darüberhinaus zeigten sie, dass Plötzen *Cyclops* sp. weniger effizient jagen als Brassen, Daphnien hingegen gleich effizient. Die Mageninhaltsanalysen im Belauer See gaben keine Anhaltspunkte für einen solchen Unterschied zwischen den beiden Cyprinidenarten.

Abgesehen von *Daphnia* sp., *Chydorus sphaericus* und *Alona* sp., die die juvenilen Plötzen und Brassen in ungefähr gleichen Anteilen konsumierten, schienen sich die beiden Cyprinidenarten bei der Nahrungssuche räumlich voneinander abzugrenzen. Die Plötzen fraßen vor allem im Schilf lebende tychoplanktische Chydoriden (*Alona* sp. und *Acroperus harpae*) sowie die pelagisch lebende Cladocerenart *Diaphanosoma brachyurum*. Die Brassen konsumierten sedimentnah lebende Crustaceen wie *Monospilus dispar*, *Camptocercus rectirostris*, *Leydigia* sp. und harpacticide Copepoden sowie die pelagisch lebende Cladocerenart *Leptodora kindtii*.

Die Aufnahme der pelagisch lebenden Zooplanktonarten *Leptodora kindtii* und *Diaphanosoma brachyurum* sowie cyclopoider Copepoden zeigt, dass sich die juvenilen Cypriniden zumindest zeitweilig auch im tieferen Wasser aufhielten und ernährten. Dafür mussten die Fische nicht zwangsläufig weit ins freie Wasser hinausschwimmen: Vergleiche der Zooplanktonzusammensetzung eines Transekts im Litoral des Belauer Sees zeigten bereits in 1,5 bis 2 m Wassertiefe eine deutlich "pelagischere" Planktonzusammensetzung (KONSTANTIN unveröff.). Vergleichbares ist auch aus anderen Gewässern bekannt (LEHTOVAARA & SARVALA 1984). Eventuell deutet die Aufnahme pelagischer Zooplankter aber auch auf eine nächtliche Wanderung in tieferes Wasser hin (vergl. Kap. 5.3.5).

Neben Zooplankton fraßen die **juvenilen Plötzen** während des Sommers Oligochaeten, Hydracarina und wenige Chironomidenlarven (DIENEMANN 1997). Den bedeutendsten Anteil an der Nahrungsmasse stellten jedoch Insekten von der Wasseroberfläche am Schilfgürtel dar (Blattläuse, Thysanopteren und andere adulte Insekten sowie emergierende Insektenspuppen aus der Wassersäule). 1992 stellten diese bis zu 92% der Nahrungsbiomasse. Möglicherweise ist dies auf das Ausbleiben eines deutlichen *Chydorus*-Aufkommens zurückzuführen, das die juvenilen Plötzen 1991 nutzten. Die Aufnahme adulter Insekten von der Wasseroberfläche wurde in anderen Gewässern selten beobachtet (PREJS 1976, WEATHERLY 1987) und stellt vermutlich eine weitere Reaktion auf die geringen Zooplanktonkonzentrationen während der Sommermonate dar. Herbivorie oder Detritivorie wie sie während der Zooplanktondepression in anderen zumeist Gewässern auftrat (JELONEK 1986, PERSSON 1987 b, REYES-MARCHANT et al. 1992) wurde hingegen nicht beobachtet. Chironomidenlarven fraßen die juvenilen Plötzen in deutlich geringerem Maße als die Flussbarsche (maximal 5% gegenüber 34% Nahrungsbiomasse), zugleich war bei den Plötzen der prozentuale Anteil von Chironomidenlarven aus dem Epiphyton verglichen mit den anderen untersuchten Fischarten, die überwiegend sedimentgebundene Chironomidenlarven gefressen hatten, relativ groß (ca. 30%, DIENEMANN 1997). VAN DENSEN (1985) führt den geringen Anteil von Chironomidenlarven an der Gesamtnahrung von 0-Gruppen-Plötzen und -Brassen darauf zurück, dass die Larven zu tief im Sediment vergraben leben und daher für die kleinen Cypriniden noch nicht erreichbar sind. PERSSON (1987 a) fand in Laborversuchen auch bei älteren Plötzen deutlich geringere Fangerfolgswerten (0,001-0,002 Beuteorganismen $\cdot s^{-1}$) als bei Flussbarschen (0,004-0,013 Beuteorganismen $\cdot s^{-1}$) und längere Hantierzeiten (6,9 s gegenüber 5,2 s).

Die **juvenilen Brassen** fraßen im Gegensatz zu den Plötzen bodennah (BIRO et al. 1991). Sie nahmen eine Vielzahl sedimentnah lebender Cladoceren (v.a. *Alona quadrata*) auf und - überwiegend im Juli 1991 - wenige Chironomidenlarven (< 20% der Nahrungsbiomasse). Insektenimagines oder -puppen wurden nicht gefressen. Diese Beobachtungen decken sich mit den Ergebnissen von VAN DENSEN (1985) im Tjeukemeer.

In den Mägen von **Flussbarschlarven** wurden ab einer Totallänge von 10 mm Daphnien nachgewiesen. Ab 17 mm Länge (Stadium 7, Juni/Juli) stellten Daphnien neben adulten calanoiden Copepoden die wichtigsten Nahrungsorganismen für die Flussbarsche dar. GUMA'A (1978 a) zufolge sind Flussbarschlarven ab einer Länge von 7,5 mm in der Lage *Daphnia hyalina* zu fressen, aber erst bei Larven von über 10 mm Länge stellten Daphnien über 50% der aufgenommenen Nahrungsorganismen (bezogen auf die Anzahl).

Während des Hochsommers ernährten sich die **juvenilen Flussbarsche** sowohl von rein pelagisch lebenden Nährtieren als auch von benthischen Makroinvertebraten. Im Pelagial des Belauer Sees konsumierten die 0-Gruppen-Flussbarsche neben Daphnien und Copepoden vor allem große räuberische Cladoceren wie *Leptodora kindtii* und *Diaphanosoma brachyurum*. Bei den Makroinvertebraten handelte es sich überwiegend um Chironomidenlarven aus dem Sediment der Freiwasserzone (DIENEMANN 1997), Chaoborus- und Ephemeroterlarven.

Nach JACHNER (1991) sind Flussbarsche ab 26 mm Länge in der Lage auch Chaoboruslarven zu konsumieren. Dabei erreichten die Insektenlarven im Sommer 1992 einen deutlich höheren Anteil an der Gesamtnahrungsmasse (max. 82%) als 1991 (max. 25%). Eine derartige Erweiterung bzw. Umstellung des Nahrungsspektrums von Zooplankton zu Benthosorganismen ist ebenfalls in anderen Gewässern beschrieben worden (SPANOVSKAYA & GRYGORASH 1977, TREASURER 1988, WU & CULVER 1991). Sie beruht vermutlich auf der allgemeinen Abnahme der Zooplanktonkonzentrationen im Pelagial (TREASURER 1988) oder dem wachsenden Konkurrenzdruck durch Plötzen (PERSSON & GREENBERG 1990).

Kannibalismus oder Piscivorie, wie sie in anderen Gewässern beschrieben wurden (THORPE 1977), wurde bei den juvenilen Flussbarschen im Belauer See nicht beobachtet. Vermutlich war der Größenunterschied (ungefähr 3 bis 7 mm) zu den Cyprinidenlarven Anfang des Sommers noch nicht ausreichend. Im Barther Bodden selektierten Flussbarsche der Altersgruppe 0 lediglich im Juni Fische positiv, im weiteren Saisonverlauf fraßen sie wieder ausschließlich Crustaceen (THIEL 1987).

Die **Zander** blieben 1991 bis August zooplanktivor und ernährten sich v.a. im Pelagial von Copepoden sowie Daphnien und *Leptodora kindtii* (VAN DENSEN 1985). Mit Eintritt in das Juvenilstadium erjagten sie auch Chaoboruslarven und Cyprinidenlarven aus dem Schilfbereich. Entsprechendes beobachteten auch POPOVA & SYTINA (1977) und NELLEN & SCHNACK (1975). 1992 hingegen wuchsen die Zanderlarven deutlich rascher und begannen bereits Mitte Juni - noch vor Erreichen des Juvenilstadiums (mittlere Länge 37 mm) - Fischlarven zu erbeuten. Bei den Larven handelte es sich überwiegend um Plötzen, was gut mit den Beobachtungen anderer Autoren übereinstimmt. Zander bevorzugten Beutefische mit schlanker Körperform (THIEL 1987) und selektieren die hohen Brassen negativ (VAN DENSEN & GRIMM 1988). Es kann angenommen werden, dass sich das Wachstum der Fische nach der Umstellung auf Piscivorie nochmals steigerte (MOOIJ & LAMMENS 1994, DÖRNER et al. 1999), da die Fischenahrung energetisch günstiger war. Doch es wurden im Herbst keine weiteren Zander gefangen, so dass nicht beurteilt werden konnte, ob die Jungfische am Ende des Jahres 1992 signifikant größer wurden als 1991.

Herbst

Im Herbst ernährten sich die Jungfische wieder überwiegend von pelagischen Crustaceen, obwohl die Zooplanktondichten im Pelagial des Belauer Sees im September nur $1 \text{ mg TG} \cdot \text{l}^{-1}$ erreichten. Vermutlich kehrten die Jungfische im Herbst wieder zu ihrer bevorzugten Nahrung zurück, da sich aufgrund der sinkenden Temperaturen im Herbst und der einhergehenden Verlangsamung des Stoffwechsels die maximalen Konsumtionsraten reduzierten und das vorhandene Zooplankton wieder zur Deckung des Energiebedarfs ausreichte. MILLS & FORNEY (1981) nehmen an, dass Chironomiden- und andere Insektenlarven für junge Barsche energetisch ungünstiger sind als *Daphnia* sp., da die höheren Energiegehalte dieser Nährtiere durch die größeren Energieausgaben für Suche, Fang und Verdauung kompensiert werden.

5.5.3 Nahrungsüberlappung

In der vorliegenden Untersuchung war die Übereinstimmung der Nahrungszusammensetzung der verschiedenen Arten bei den jüngsten Larvenstadien am größten. Die weitestgehende Überlappung der Nahrungsspektren zwischen Plötzen- und Brassenlarven (Schoeners Index 0,65) auf der einen und Zander- und Flussbarschlarven (0,79) auf der anderen Seite spiegelte aber keine wahre Konkurrenzsituation wider, denn die bevorzugten Zooplanktonorganismen waren im Überfluss vorhanden. Im Sommer ging die Nahrungsüberlappung auf Werte

zwischen 0,06 und 0,39 zurück. Die geringen Zooplanktondichten veranlassten die Fische in unterschiedlichen Kompartimenten ihre Nahrung zu suchen und zugleich vermieden sie dadurch Konkurrenz. Im Herbst jedoch konkurrierten die Fische tatsächlich um die wenigen Zooplankter, die Überlappingsindizes von Flussbarsch, Plötze und Brassen erreichten Werte über 0,6. Auch JACHNER (1991) fand die geringste Nahrungsüberlappung während der Sommermonate und die größte Ähnlichkeit des Nahrungsspektrums zwischen Flussbarsch und Plötzen im Herbst (Schoeners Index 0,95). DEBUS (1989) untersuchte die Nahrungsähnlichkeit von Plötzen und Brassen und vermutet, dass das breitere Nahrungsspektrum juveniler Plötzen eine Strategie zur Vermeidung von Nahrungskonkurrenz darstellt. Für die Hypothese der Konkurrenzvermeidung sprechen auch Ergebnisse von Einschließungs-Versuchen, in denen 0-Gruppen-Flussbarsche bei geringen Dichten juveniler Plötzen Cladoceren bevorzugten, bei höheren Plötzenabundanzen und sinkenden Cladocerenkonzentrationen hingegen begannen Makroinvertebraten zu konsumieren (PERSSON 1987a und b).

5.5.4 Tagesrationen und Konsumtion

Die mittleren Tagesrationen von Fischen werden in der Regel durch

- Untersuchungen von Mageninhalten im Feld und gleichzeitiger Bestimmung von Magenentleerungsraten (in Labor oder Natur),
- Simulationen natürlicher Bedingungen in Aquarienversuchen,
- bioenergetische Modelle, die Wachstum und Konsumtion miteinander korrelieren

bestimmt.

Die hier verwendete Methode nach WINBERG (1956) gehört zu der letzteren Gruppe. Sie liefert eine Energie-Bedarfsabschätzung basierend auf dem beobachteten Wachstum und ist mit vielen Unsicherheiten behaftet. In die Berechnung gehen eine Vielzahl von Faktoren ein: die angenommene Assimilationseffizienz von 80%, die Koeffizienten zur Berechnung des Stoffwechsellniveaus, die Umrechnungsfaktoren von Kaloriengehalten von Fischen und ihrer Nahrung in Trocken- bzw. Feuchtgewicht. Trotzdem erscheinen die vorliegenden Ergebnisse nicht unrealistisch.

HOUDE & ZASTROW (1993) berechneten, basierend auf Veröffentlichungen über Larven von 22 Fischarten, eine durchschnittliche gewichtsspezifische Ingestionsrate von $53,0 \% \cdot d^{-1}$ (bezogen auf Trockengewicht, marine und limnische Arten zusammengefasst) bzw. von $45,8 \% \cdot d^{-1}$ für Süßwasserarten. Die Höhe der Tagesrationen im saisonalen Verlauf wird dabei beeinflusst von der Temperatur (HOUDE & ZASTROW 1993) und dem Nahrungsangebot. So ermittelten MARMULLA & RÖSCH (1990) in Aquarienversuchen mit gemischten Gruppen juveniler Cypriniden (Plötze, Brassen und Hasel) maximale Ingestionsraten von 140 % Trockengewicht pro Tag (Tab. 5.4).

5.5.5 Einfluss des Fraßdrucks auf das Zooplankton

Die Frage, ob der Fraßdruck der Fische der Altersgruppe 0 einen Einfluss auf die Dynamik der Zooplanktonpopulationen ausübt, konnte nicht eindeutig beantwortet werden. Die hohe Variabilität der Fischabundanzen, die Unsicherheit der Konsumtionsabschätzungen und die zeitlich grobmaschigen Zooplanktondaten ließen keine genaue Analyse zu.

Tab. 5.4 Vergleich von Tagesrationen.

Art	Länge. Gewicht	Tagesration	Bemerkungen	Zitat
<i>Rutilus rutilus</i>	9-11 mm 10-14 mm 15-19 mm 20-24 mm	16 % (TG)*d ⁻¹ 26 % (TG)*d ⁻¹ 16 % (TG)*d ⁻¹ 8 % (TG)*d ⁻¹	Felduntersuchungen, Verdauungs- geschwindigkeiten	DEBUS 1989
	10 mm 15 mm 30 mm	63 % (TG)*d ⁻¹ 43 % (TG)*d ⁻¹ 22 % (TG)*d ⁻¹	Aquarienversuche	KECKEIS & SCHIEMER 1990
	5-8 mm 7-13 mm 14-22 mm	6 % (FG)*d ⁻¹ 32 % (FG)*d ⁻¹ 22 % (FG)*d ⁻¹	Felduntersuch., Magenentleerung	TSUNIKOVA 1969
	7-53 mm	2-31 % (FG)*d ⁻¹	Winberg	THIEL 1990
	Larv. (7-35 mm) Juv. (26-61 mm)	29-75 % (FG)*d ⁻¹ 2-32 % (FG)*d ⁻¹	Winberg	vorl. Untersuch.
<i>Perca fluviatilis</i>	6,5–14,5 mm	14-23 % (TG)*d ⁻¹ 24-40 % (TG)*d ⁻¹	Felduntersuch., Magenentl.: ← arithmetisches Modell ← exponentielles Modell	TREASURER 1990
	15-19 mm 20-24 mm 25 ... mm	25 % (TG)*d ⁻¹ 15 % (TG)*d ⁻¹ 12 % (TG)*d ⁻¹	Felduntersuchungen, Verdauungs- geschwindigkeiten	DEBUS 1989
	6 mg TG: 524 mg TG: 5 mg TG: 524 mg TG:	13 °C: 24 % (TG)*d ⁻¹ 22% (TG)*d ⁻¹ 18 °C: 51 % (TG)*d ⁻¹ 27 % (TG)*d ⁻¹	Aquarienversuche mit Bodensee-Zooplankton	MARMULLA & RÖSCH 1990
	17,5 mm: 60 mm:	16,5 % (FG)*d ⁻¹ 14,0 % (FG)*d ⁻¹	maximal 28 %, gemessen in Jahr mit besonders hohen Planktondichten	SPANOVSKAYA & GRYGORASH 1977
	5-57 mm	2-34 % (FG)*d ⁻¹	Winberg	THIEL 1990
	Larv. (6-46 mm) Juv. (43-80 mm)	30-97 % (FG)*d ⁻¹ 8-30 % (FG)*d ⁻¹	Winberg	vorl. Untersuch.
<i>St.l.</i>	25-96 mm	3-36 % (FG)*d ⁻¹	Winberg	THIEL 1990
	Larv. (4-51 mm)	2-94 % (FG)*d ⁻¹	Winberg	vorl. Untersuch.
<i>G.cernuus</i>	4,4 g FG	2,3-2,7 % (FG)*d ⁻¹ 6-18 % (FG)*d ⁻¹	← Aquarienvers., Magenentl. ← Felduntersuch., Winberg	HÖLKER 1992
	28-65 mm	1-31 % (FG)*d ⁻¹	Winberg	THIEL 1990

Lediglich für die Daphnien im **Pelagial** konnten Geburtenrate und Sterberate berechnet und der geschätzten Konsumtion durch die Altersgruppe 0 gegenübergestellt werden (Abb. 5.2). Vereinfachend wurde dabei von einer konstanten Abundanz von 1,5 Larven*m⁻³, der höchsten

gemessenen Konzentration im Pelagial, ausgegangen. Der Vergleich zeigt, dass die Abnahme von *Daphnia* sp. im Juni 91 bzw. Mai 92 bereits einsetzte bevor die Fischlarven anfangen Daphnien zu konsumieren. Im Juli jedoch erreichte der Fraßdruck auf die Daphnienpopulation maximal $3,0 \text{ Ind.} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ und zugleich ungefähr die Größe deren absoluter Mortalität. Es wird angenommen, dass die Fischlarven und Jungfische nicht den Zusammenbruch auslösten aber im Juli und August einen starken Druck auf die Daphnienpopulationen ausübten und so deren Sommerdepression verlängerten. Um diese Hypothese zu überprüfen, müssten weitere zeitenge Untersuchungen von Zooplankton- und Larven- und Jungfischauftreten im Pelagial parallel durchgeführt werden.

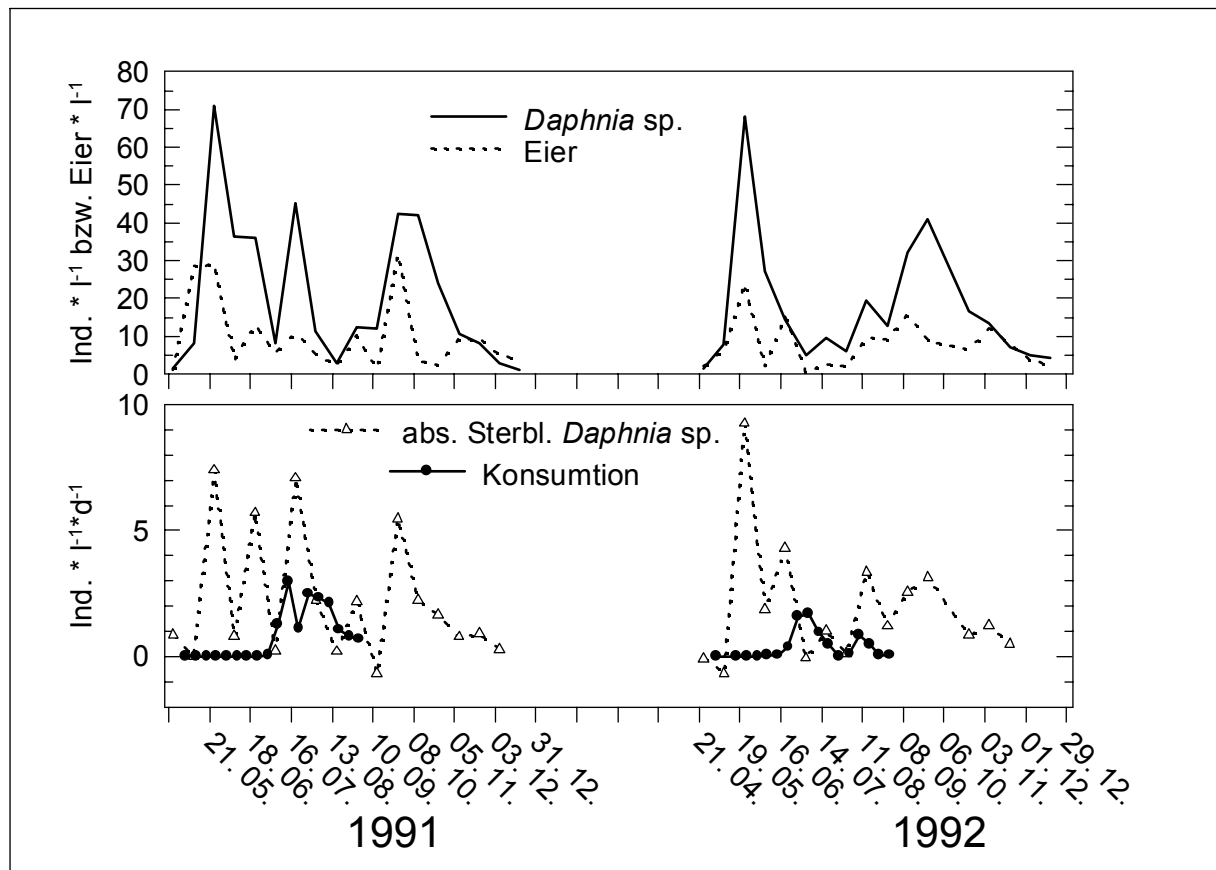


Abb. 5.2 Vergleich der Gesamtmortalität von *Daphnia* sp. im Pelagial des Belauer Sees, (berechnet anhand der Eizahlen nach PALOHEIMO 1974) mit der geschätzten Konsumtion von Daphnien durch die Altersgruppe 0.

Ähnlich schien die Situation der calanoiden Copepoden im Pelagial: Die beginnende Abnahme der Populationen in der zweiten Maihälfte fiel zusammen mit der Klarwasserphase und wurde offensichtlich nicht von den Fischlarven ausgelöst, denn deren Konsumtion erreichte erst maximal $0,3 \text{ mg TG} \cdot \text{m}^{-3}$. Im Juni und Juli stieg der Fraßdruck auf die calanoiden Copepoden auf bis zu $27 \text{ mg TG} \cdot \text{m}^{-3}$, das entsprach bis zu 15% des „standing crop“.

Die kritische Dichte von 0-Gruppen-Fischen, die zu einer Kontrolle der Zooplankton-Dynamik im Pelagial führt bzw. eine Sommerdepression auslöst, wird kontrovers diskutiert. MEHNER et al. (1995, 1997) schätzten eine Biomasse von $50 - 60 \text{ kg FG} \cdot \text{ha}^{-1}$ Perciden der Altersgruppe 0 wäre nötig, um die großen Daphnien-Populationen im Pelagial des Bautzen-Stausees zu reduzieren. In anderen Gewässern wurden Schwellenwerte von 20 bis $50 \text{ kg FG} \cdot \text{ha}^{-1}$ für Fische der Altersgruppe 0 gefunden. (MILLS & FORNEY 1981, DUNCAN 1997). Im Belauer See erreichte die höchste gemessene Biomasse der Altersgruppe 0 in den Bereichen tieferen

Wassers lediglich $3 \text{ kg FG} \cdot \text{ha}^{-1}$. Oben genannte Schwellenwerte wurden selbst bei Berücksichtigung einer Unterschätzung der Abundanzen nicht annähernd erreicht. Solch „kritische Biomassen“ sind jedoch gewässerspezifisch, da sie u.a. von der Dichte und Reproduktivität des Zooplanktons, der Morphologie der Gewässer, der Produktivität und dem Vorhandensein von Rückzugsgebieten für die Jungfische und das Zooplankton abhängen (MEHNER & THIEL 1999). Andererseits reicht im Spätsommer - nach einer Sommerdepression des Zooplanktons - der Prädationsdruck juveniler Fische oft aus, um eine Wiedererholung der großen herbivoren Zooplanktonarten zu verhindern: So stellten ROMARE et al. (1997) in Einschließungsversuchen fest, dass eine mittlere Dichte von 1,8 juvenilen Flussbarschen pro m^3 die Regeneration der Populationen großer Cladocerenarten unterdrückt.

Im **Litoral** führte die extreme Patchiness von Fisch- und Zooplankton zu lokal sehr divergierenden Situationen. Es konnte nur das Jahr 1992 betrachtet werden, denn für 1991 lagen keine Zooplanktondaten aus dem Litoral vor. Die Abnahme der *Bosmina*-Population begann Ende Mai, als Cypriniden-Larven noch keinen Fraßdruck auf sie ausübten. Zwei Wochen später, Anfang Juni, traten Fischlarven lokal in über $100 \text{ Ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ auf. Deren Fraßdruck betrug schätzungsweise 40% der Biomasse von *Bosmina* sp.. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Fischlarven den Zusammenbruch der *Bosmina*-Population von ca. $11 \cdot 10^3 \text{ mg TG} \cdot \text{m}^{-3}$ auf unter $50 \text{ mg TG} \cdot \text{m}^{-3}$ Mitte Juni verursachten.

Die Biomasse von *Daphnia* sp. blieb im Litoral den ganzen Frühling und Sommer unter $240 \text{ mg TG} \cdot \text{m}^{-3}$, dabei erreichte die höchste geschätzte Konsumtion durch Fischlarven ca. $80 \text{ mg TG} \cdot \text{m}^{-3}$ Ende Juni. Der Fraßdruck der Altersgruppe 0 auf *Daphnia* sp. überstieg im Litoral fortwährend 30% des „standing crop“, daraus kann geschlossen werden, dass sich die Daphnien-Populationen im Litoral nicht mehr regenerieren konnten. Vielmehr wird angenommen, dass Daphnien in den Mägen von Jungfischen, die im Litoral gefangen wurden, zu einem großen Teil tatsächlich im Freiwasser konsumiert wurden.

Mehrere Autoren vermuten einen kontrollierenden Einfluss der 0-Gruppen-Fische auf die Biomasse und Dynamik des Zooplanktons im Litoral (LEHTOVAARA & SARVALA 1984, WHITESIDE 1988, STANSFIELD ET AL. 1997). Es gibt aber nur wenige quantitative Untersuchungen über trophische Beziehungen im Flachwasser. CRYER et al. (1986) fanden über vier Untersuchungsjahre einen engen Zusammenhang zwischen der Jahrgangstärke von 0-Gruppen-Plötzen und der Populationsdichte von Cladoceren in einem sehr flachen See (maximale Tiefe 1,3 m) in England: Waren hohe Fischbrutkonzentrationen vorhanden, so unterlagen insbesondere die Cladoceren einer Sommerdepression. KAIRESALO & SEPPÄLÄ (1987) ermittelten in Ausschließungs-Versuchen, dass *Bosmina* sp. in 1-2 Wochen sehr große Population aufbauen kann, sofern sie vor Prädation durch Fischlarven geschützt werden. Ferner schätzten sie den Nahrungsbedarf einer 0-Gruppen-Plötze auf maximal 400-500 Bosminen pro Tag, demzufolge würde ein Schwarm von 900 Plötzen $\cdot \text{m}^{-2}$, (höchste Fischdichte im Litoral des oligotrophen Sees Pääjärvi, Finnland) einen *Bosmina*-Schwarm von 3000 $\text{Ind.} \cdot \text{l}^{-1}$ in 3 bis 4 Tagen vertilgen. HÜLSMANN et al. (1999) ermittelten in der Bautzener Talsperre, dass die Altersgruppe 0 im Litoral ab Ende Juni für 50 bis 100% der Daphnien-Mortalität verantwortlich war. Diese Verluste, so vermuteten sie, konnten nur durch Immigration von Daphnien aus dem Pelagial ausgeglichen werden.

Zusammenfassend stellten MEHNER & THIEL (1999) fest, dass in allen quantitativen Untersuchungen im Feld und in Einschließungs-Experimenten im Frühsommer lediglich ein geringer Einfluss der Altersgruppe 0 auf die Dynamik des Zooplanktons nachgewiesen wurde. Größere Auswirkungen des Fraßdrucks juveniler Fische wurden im Spätsommer und Herbst gefunden.

6 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des vom Bundesministerium für Forschung und Technologie geförderten Projektes „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ durchgeführt. Zielsetzung der limnologischen Arbeitsgruppen dieses Großforschungsprojektes war es, die Struktur und Dynamik der Lebensgemeinschaften im Belauer See zu erfassen und die sie verbindenden Stoff- und Energieflüsse zu quantifizieren.

Der Belauer See ist ein eutropher, holo- und dimiktischer See. Seine Fläche umfasst 1,1 km² und seine maximale Tiefe 30 m. Er gliedert sich in ein Hauptbecken und eine maximal 2 m tiefe Südbucht.

In den Jahren 1991 und 1992 wurden umfangreiche Felduntersuchungen zur Verteilung und Abundanz, zum Wachstum und zur Nahrungsökologie und Konsumtion der Altersgruppe 0 durchgeführt. Insgesamt wurden 10316 Fischlarven und Jungfische vermessen, an 989 Fischen wurden Magen-Darm-Inhaltsanalysen durchgeführt.

- (1) Es wurden verschiedene Fanggeräte für die quantitative Erfassung von Fischlarven und Jungfischen sowohl in Bereichen tieferen Wassers als auch im Flachwasser erprobt. Für den Fang jüngster Fischlarven im Freiwasser empfiehlt sich der Einsatz eines Schubnetzes. Im Flachwasser kann ein breites Arten- und Größenspektrum von Larven und Jungfischen mit einer Fischbrutwade und einem kleinen Auftriebsnetz befischt werden.
- (2) Als erste zahlenmäßig bedeutsame Gruppe schlüpften Anfang Mai die Larven von Zander und Flussbarsch. Die Percidenlarven hielten sich in den ersten Lebenswochen bevorzugt in den Bereichen tieferen Wassers in 1-2 m Tiefe sowie in der Südbucht auf. Larven von Plötze und Brassen schlüpften Ende Mai und hielten sich bevorzugt direkt an der Schilfkante an der Wasseroberfläche auf.
- (3) In den Bereichen tieferen Wassers betrug die mittlere Individuendichte in Mai und Juni 1991 0,16 Ind.*m⁻³ (95% Vertrauensbereich 0,06..0,28 Ind.*m⁻³) und 1992 0,13 Ind.*m⁻³ (95% Vertrauensbereich 0,03..0,25). Die höchsten gemessenen Larvenkonzentrationen traten in der zweiten Mai-Hälfte mit 0,59 bzw. 0,41 Ind.*m⁻³ auf. Dominiert wurden die Fänge in den Bereichen tieferen Wassers von den Flussbarsch- und Zanderlarven. Cyprinidenlarven traten in den Schubnetzfangen abgesehen von lokalen Einzelfängen nur in mittleren Dichten < 0,2 Ind.*m⁻³ auf.
- (4) Im Flachwasserbereich betrug die mittlere Individuendichte von Juni bis Dezember 0,7 Ind.*m⁻² (95% Vertrauensbereich 0,5..0,9 Ind.*m⁻²). Dominiert wurden die Fänge im Flachwasser von Plötzen (mittlerer Abundanzanteil 1991 48% und 1992 65%) und Flussbarschen (mittlerer Abundanzanteil 1991 21% und 1992 22%). Die höchsten mittleren Konzentrationen wurden Ende Juni erreicht: 4,2 Ind.*m⁻².
- (5) Die Fischlarven und Jungfische wiesen im Flachwasser sowohl räumlich als auch zeitlich eine sehr fleckenhafte Verteilung auf. Viele Fänge enthielten keine Fische, kurzfristig und kleinräumig beschränkt wurden aber auch bis über 400 Ind.*m⁻² gefangen. Signifikante Unterschiede zwischen den Abundanzen an den verschiedenen Flachwasserstationen wurden nicht festgestellt. Dieses ist vermutlich Folge der einfachen Morphometrie des Sees, dem spärlichen Bewuchs mit submersen Makrophyten und dem relativ einheitlichen und unstrukturierten Uferbereich. In den Sommermonaten Juni, Juli und August wurden tendenziell höhere Individuendichten am Westufer festgestellt. Hier bot v.a. ins Wasser ragendes Astwerk Refugien für Flussbarsche und Plötzen. Über das ganze Jahr betrachtet waren alle Arten am regelmäßigsten am

nördlichen Ostufer vertreten. Dieses wurde charakterisiert durch einen langsam abfallenden Seegrund, submerse Makrophyten, einen bis zu 30 m breiten Schilfgürtel, Strömungen vor dem Schilf und strömungsfreie Zonen in den Schilflücken.

- (6) Die Darstellung der Längen-Gewichts-Beziehungen von Brassen, Plötze, Flussbarsch und Zander im Verlauf der Ontogenie zeigte zwei bzw. drei verschiedene Wachstumsabschnitte („Stanzen“) auf. Der erste Wachstumsabschnitt war gekennzeichnet durch ein deutlich allometrisches Wachstum (Längenexponent $> 3,5$, steigende Konditionsfaktoren). Er endete bei der Entwicklung knöcherner Flossenstrahlen. Im zweiten Wachstumsabschnitt nahmen die Konditionsfaktoren nur noch langsam zu. War eine dritte Stanze erkennbar, so betrug der Längenexponent 2,8 bis 3,0, d.h. die Konditionsfaktoren blieben konstant oder sanken.
- (7) Die höchsten Wachstumsraten traten bei den vier Hauptarten zu Anfang der Postlarvalphase auf. Die höheren Wassertemperaturen im Frühjahr 1992 führten offenbar zu einer Beschleunigung des Wachstums. Die höchsten Wachstumsraten betrugen bei:
- | | | | | |
|---------------------|------|-------|------|--------|
| <u>Brassen:</u> | 1991 | 11,6% | 1992 | 17,1% |
| <u>Plötze:</u> | 1991 | 11,8% | 1992 | 32,9% |
| <u>Flussbarsch:</u> | 1991 | 13,6% | 1992 | 22,8% |
| <u>Zander:</u> | 1991 | 13,8 | 1992 | 36,0%. |
- (8) Am Jahresende erreichten die Fische der Altersgruppe 0 folgende mittlere Endlängen:
- | | | | | |
|-------------|------|-------|------|-------|
| Brassen: | 1991 | 52 mm | 1992 | 64 mm |
| Plötze: | 1991 | 61 mm | 1992 | 56 mm |
| Flussbarsch | 1991 | 71 mm | 1992 | 80 mm |
- (9) Die höchsten mittleren Biomassen für die Bereiche tieferen Wassers zwischen Mai und Juni betrugen 1,9 mg Frischgewicht $\cdot \text{m}^{-3}$ (1991) bzw. 1,7 mg Frischgewicht $\cdot \text{m}^{-3}$ (1992). In den Flachwasserbereichen wurden die höchsten mittleren Biomassen mit 3,6 g FG $\cdot \text{m}^{-3}$ (95% VB 0,8..10,6 g FG $\cdot \text{m}^{-3}$) Anfang August 1991 und Anfang Juli 1992 mit 3,2 g FG $\cdot \text{m}^{-3}$ (95% VB 0,6..9,3 g FG $\cdot \text{m}^{-3}$) erreicht.
- (10) Die wichtigsten Nahrungsorganismen der Altersgruppe 0 im Belauer See waren bei den
- Prolarven (Dottersacklarven): coccale Algen $\rightarrow$ Rotatorien $\rightarrow$ Nauplien;
- Postlarven der Cyprinidae: *Bosmina longirostris*, Chydoriden und *Daphnia* sp.;
- Postlarven der Percidae: calanoide Copepoden, *Daphnia* sp., cyclopoide Copepoden, *Leptodora kindtii*, Chironomidenlarven und 1992 bei Zandern auch Fischlarven;
- juvenile Brassen: *Daphnia* sp., Chydoriden (*Chydorus sphaericus*, *Alona* sp.), cyclopoide und harpacticide Copepoden, Chironomidenlarven;
- juvenile Plötzen: *Daphnia* sp., *Chydorus sphaericus*, Anflug, Dipterenpuppen;
- juvenile Flussbarsche: große Cladoceren (*Daphnia* sp., *Diaphanosoma brachyurum*), calanoide Copepoden, Chironomidenlarven;
- juvenile Zander: cyclopoide Copepoden, *Leptodora kindtii*, Chaoboruslarven, Fischlarven;
- juvenile Kaulbarsche: Chironomidenlarven, Ceratopogoniden- und Ephemeropterenlarven.
- (11) Die höchsten relativen Tagesrationen ergaben sich für die Postlarvalphase. Sie betrugen maximal zwischen 41 und 95% Frischgewicht pro Körperfrischgewicht. Mit zunehmendem Alter nahmen die relativen Tagesrationen ab. Ende des Jahres betrugen sie unter 12% Frischgewicht pro Körperfrischgewicht.

7 Literaturverzeichnis

- AL-HOSSAINI, M. LIU, Q. & PITCHER, T.J. (1989): Otolith microstructure indicating growth and mortality among plaice, *Pleuronectes platessa* L., post-laval sub-cohorts. - Journal of Fish Biology 35, Supplement A, 81-90.
- ASSHOFF, M. (1990): Die Mollosken des Belauer Sees und seines Abflusses (Schleswig Holstein) unter Berücksichtigung produktionsbiologischer Aspekte. Diplomarbeit Universität Kiel, 141 S.
- ARZBACH, H.-H. (1997): Untersuchungen zur allgemeinen Ökologie, Radioökologie und Trophodynamik am Fischbestand des Plußsees in Schleswig-Holstein, Norddeutschland. - Dissertation Universität Hamburg.
- AUVINEN, H. (1988): Distribution and food of vendace (*Coregonus albula* (L.)) larvae in Lake Pyhäjärvi (Karelia, SE Finland). - Finnish Fisheries Research 9, 107-115.
- BAGENAL, T.B. & BRAUM, E. (1978): Eggs and Early Life History. - In: BAGENAL, T.B. (Hrsg.): Methods for the assessment of fish production in freshwaters. Blackwell Scientific Publications. IBP Handbook No. 3, Oxford.
- BAGENAL, T.B. & NELLEN, W. (1980): Sampling eggs, larvae and juvenile fish. - In: BACKIEL, T. & WELCOMME, R.L. (Hrsg.): Guidelines for sampling fish in inland waters. EIFAC Technical Paper No. 33, 176 S. FAO Rome.
- BAGENAL, T.B. & TESCH, F.W. (1978): Age and Growth. - In: BAGENAL, T.B. (Hrsg.): Methods for the assessment of fish production in freshwaters. Blackwell Scientific Publications. IBP Handbook No. 3, Oxford.
- BARAS, E. & NINDABA, J. (1999): Seasonal and diel utilisation of inshore microhabitats by larvae and juveniles of *Leuciscus cephalus* and *Leuciscus leuciscus*. - Environmental Biology of Fishes 56 (1-2), 183-197.
- BENNDORF, J. (1995): Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 80 (4), 519-534.
- BENNDORF, J., KNESCHKE, H., KOSSATZ, K. & PENZ, E. (1984): Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 69 (3), 407-428.
- BENNDORF, J., SCHULTZ, H., BENNDORF, A., UNGER, R., PENZ, E., KNESCHKE, H., KOSSATZ, K., DUMKE, R., HORING, U., KRUSPE, R., & REICHEL, S. (1988): Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: Long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. - Limnologia (Berlin) 19, 97-110.
- BIRO, P., SADEK, S. E. & PAULOVITS, G. (1991): The food of bream (*Abramis brama* L.) in two basins of Lake Balaton of different trophic status. - Hydrobiologia 209, 51-58.
- BISCHOFF, A. & FREYHOF, J. (1999): Seasonal shifts in day-time resource use of 0+barbel, *Barbus barbus*. - Environmental Biology of Fishes 56, 199-212.
- BLABER, S.J.M. & BLABER, T.G. (1980): Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. - Journal of Fish Biology 17, 143-162.
- BLUME, H.-P., FRÄNZLE, O., HEYDEMANN, B., HÖRMANN, G., IRMLER, U., KAPPEN, L., NELLEN, W., REICHE, E.-W., VON STAMM, S. & WIDMOSER, P. (Hrsg.) (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Arbeitsbereich 1988-1991. - EcoSys - Beiträge zur Ökosystemforschung Bd. 1.
- BOHL, E. (1980): Diel pattern of pelagic distribution and feeding in planktivorous fish. - Oecologia 44, 368-375.

- BOTTRELL, H.H., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z.M., GRYGIEREK, E., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. - Norwegian Journal of Zoology 24, 419-456.
- BRACKEN, J.J. & KENNEDY, M.P. (1967): A key to the identification of the eggs and young stages of coarse fish in Irish waters. - Scientific Proceedings, Royal Dublin Society, Series B, Vol. 2.
- BRAUM, E. (1967) : The survival of fish larvae with reference to their feeding behaviour and the food supply. - In: GERKING, S.D. (Hrsg.): The biological basis of freshwater fish production. Blackwell Scientific Publication, Oxford & Edingburgh.
- BRETT, J.R. & GROVES, R.D.D. (1979): Physiological energetics. - In: HOAR, W.S., RANDALL, D.J., BRETT, J.R. (Hrsg.): Fish Physiology. Academic Press Vol. 8, 279-352.
- BROUGHTON, N.M. & JONES, N.V. (1978): An investigation into the growth of 0-group Roach (*Rutilus rutilus* L.) with special reference to temperature. - Journal of Fish Biology 12, 345-357.
- COLES, T.F. (1981) : The distribution of perch, (*Perca fluviatilis* L.) throughtout their first year of life in Llyn Tegid, North Wales. - Journal of Fish Biology 18 (1), 15-30.
- COLES, T.F., SWINNEY, G.N. & JONES, J.W. (1977): A technique for determining the distribution of pelagic fish larvae. - Journal of Fish Biology 11, 151-159.
- COOK, M.P. & BURGIS, M.J. (1988): The diet and growth of juvenile fish in a gravel pit lake. - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen, 23, 1719-1723.
- COPP, G.H. & PENAZ, M. (1988): Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. - Hydrobiologia 169, 209-224.
- COPP, G.H. (1992): Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. - Environmental Biology of fishes 33, 181-183.
- CRYER, M., PEIRSON, G. & TOWNSEND, C.R. (1986): Reciprocal interactions between roach, *Rutilus rutilus*, and zooplankton in a small lake: Prey dynamics and fish growth and recruitment. - Limnology and Oceanography 31 (5), 1022-1038.
- DABROWSKI, K. & BARDEGA, R. (1984): Mouth size and predicted food size preferences of larvae of three cyprinid fish species. - Aquaculture 40, 41-46.
- DEBUS, L. (1989): Food composition of bream and roach from shallow, brackish coastal waters of the Southern Baltic Proper, with comments on possible diet overlap. - Rapp. P.-V. Reun. Cons. int. Explor. Mer 190, 118-124.
- DEELDER, C.L. & WILLEMSSEN, J. (1964): Synopsis of biological data on pikesperch *Lucioperca lucioperca* (Linnaeus) 1758. - FAO Fisheries Synopsis 28.
- DELOS REYES, M., ARZBACH, H.-H. & BRAUM, E. (1992): In situ development of perch eggs, *Perca fluviatilis* L. (Pisces, Percidae) in a small eutrophic lake, Lake Plussee, Holstein, Germany. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 77 (3), 467-481.
- DIEHL, S. (1988): Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. - Oikos 53, 207-214.
- DIENEMANN, P. (1997): Autökologische, synökologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den Larven der Chironomiden (Diptera, Nematocera) des Belauer See (Schleswig-Holstein). - EcoSys Suppl. 23, 98 S.
- DÖRNER, H., WAGNER, A. & BENNDORF, J. (1999): Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). - Hydrobiologia 408/409, 39-46.
- DUMONT, H.J., VAN DE VELDE, I. & DUMONT, S. (1975): The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepoda and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. - Oecologia 19, 75-97.

- DUNCAN, A. (1997): Quantifying the fish-zooplankton interaction as an ecosystem response - A historical account of the 16th PEG meeting 1984. - Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology 49, 139-152, Trophic interactions of age-0 fish and zooplankton.
- ECKMANN, R. (1989): The distribution of coregonid larvae (*Coregonus lavaretus* and *fera*) from Lake Constance in a vertical temperature gradient. - Polskie Archiwum Hydrobiologii 36 (4), 485-494.
- ECONOMOU, A.N., DAOULAS, C & PSARRAS, T. (1991): Growth and morphological development of chub, *Leuciscus cephalus* (L.), during the first year of life. - Journal of Fish Biology 39, 393-408.
- EL-FIKY, N. & WIESER, W. (1988): Life styles and patterns of development of gills and muscles in larval cyprinids (Cyprinidae, Teleostei). - Journal of Fish Biology 33, 135-145.
- ELLIOTT, J.M. (1971): Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. - Scientific publications of the Freshwater Biology Association 25, 148 S.
- ELLIOTT, J.M. (1975 a): The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. - Journal of Animal Ecology 44, 805-821.
- ELLIOTT, J.M. (1975 b): The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. - Journal of Animal Ecology 44, 823-843.
- ELS, M. (1967): Vergleichende morphologische Studien über die Entwicklung einiger Cyprinidenarten. - Dissertation an der Christian-Albrecht-Universität, Kiel, 180 S.
- FABER, D.J. (1967): Limnetic larval fish in Northern Wisconsin Lakes. - Journal of the Fisheries Research Board of Canada 24 (5), 927-937.
- FRANKIEWICZ, P., DABROWSKI, K., MARTYNIAK, A. & ZALEWSKI, M. (1999): Cannibalism as a regulatory force of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), population dynamics in the lowland Sulejow reservoir (Central Poland). - Hydrobiologia 408/409, 47-55.
- GABRIEL, W., TAYLOR, B.E. & KIRSCH-PROKOSCH, S. (1987): Cladoceran birth and death rates estimates: Experimental comparisons of egg-ratio methods. - Freshwater Biology 18, 361-372.
- GLIWICZ, Z.M. & JACHNER, A. (1992): Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? - Archiv für Hydrobiologie 124 (4), 385-410.
- GOLDSPINK, C.R. (1990): The distribution and abundance of young (I+-II+) perch, *Perca fluviatilis* L., in a deep eutrophic lake, England. - Journal of Fish Biology 36, 439-447.
- GOZLAN, R.E., COPP, G.H. & TOURENQ, J.N. (1999): Comparison of growth plasticity in the laboratory and field, and implications for the onset of juvenile development in sofie, *Chondrostoma toxostoma*. - Environmental Biology of Fishes 56, 153-165.
- GREGORY, R.S. & POWLES, P.M. (1985): Chronology, distribution, and sizes of larval fish sampled by light traps in macrophytic Chemung Lake. - Canadian Journal of Zoology 63, 2569-2577.
- GRIGOR'EV, V.N. (1984): Morphoecological peculiarities of development of young roach, *Rutilus rutilus* (Cyprinidae), in Sviyazhsk Inlet of Kuybyshev Reservoir. - Journal of Ichthyology 24, 6. 21-29.
- GUMA'A, S.A. (1978 a): The food and feeding habits of young perch, *Perca fluviatilis*, in Windermere. - Freshwater Biology, 8, 177-187.
- GUMA'A, S.A. (1978 b): On the early growth of 0+perch, *Perca fluviatilis*, in Windermere. - Freshwater Biology, 8, 213-220.
- HALL, D.J., COOPER, W.E. & WERNER, E.E. (1970): An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. - Limnology and Oceanography 15 (6), 839-928.
- HAMMER, C. (1983): Improvement of a fry trap and investigations on the catch rate in a limnic environment. - Archiv für Hydrobiologie 98 (4), 533-544.

- HAMMER, C. (1985): Feeding behaviour of roach (*Rutilus rutilus*) larvae and the fry of perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Lankau. - Archiv für Hydrobiologie 103 (1), 61-74.
- HARTMANN, J. (1983): Two feeding strategies of young fishes. - Archiv für Hydrobiologie 96 (4), 496-509.
- HARTMANN, J. (1986): Interspecific predictors of selected prey of young fishes. - Arch. Hydrobiol., Beih. 22, 373-386.
- HEWITT, D.P. (1979): Tests to confirm quantitative sampling of young fish by the Bagenal buoyant net. - Freshwater Biology 9, 339-341.
- HINTERLEITNER, S. PLATZER, U. & WIESER, W. (1987): Development of the activities of oxidative, glycolytic and muscle enzymes during early larval life in three families of freshwater fish. - Journal of Fish Biology 30, 315-326.
- HINTERLEITNER, S. THURNER-FLÜR, J., WIESER, W. & EL-FIKY, N. (1989): Profiles of enzyme activity in larvae of two cyprinid species with contrasting life styles (Cyprinidae, Teleostei). - Journal of Fish Biology 35, 709-718.
- HOERSCHELMANN, U. (1991): Faunistisch-ökologische und produktionsbiologische Studien an benthischen Makroinvertebrata des Belauer Sees (Schleswig-Holstein) unter besonderer Berücksichtigung der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari): Ein Beitrag zur Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. - Dissertation Universität Kiel, 147 S.
- HOFBAUER, J. (1965): Die Zusammensetzung der Brut- und Jungfischschwärme in dem zu einer Schifffahrtsstraße ausgebauten Main. - Zeitschrift für Fischerei u. die Hilfswissenschaften 13 (3/4), 217-234.
- HOFER, R. & NASIR'UDDIN, A. (1985): Digestive processes during the development of the roach, *Rutilus rutilus* L. - Journal of Fish Biology 26, 683-689.
- HÖLKER, F. (1992): Zur Nahrungsbiologie des Kaulbarsches (*Gymnocephalus cernua* L.) in der Elbe. - Diplomarbeit Universität Hamburg.
- HÖLKER, F. (2000): Bioenergetik dominanter Fischarten (*Abramis brama* L. und *Rutilus rutilus* L.) in einem eutrophen See Schleswig-Holsteins - Ökophysiologie und individuenbasierte Modellierung. - EcoSys Suppl. Bd. 32, 1-117.
- HÖLKER, F. & BRECKLING, B. (2001): An individual-based approach to depict the influence of the feeding strategy on the population structure of roach (*Rutilus rutilus* L.). - Limnologica 31, 69-79.
- HÖLKER, F. & BRECKLING, B. (eingereicht): An individual-based approach to describe the role of diel habitat shifts for the food consumption of roach (*Rutilus rutilus*). - Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology.
- HOUDE, E. & ZASTROW, C.E. (1993): Ecosystem- and taxon-specific dynamic and energetic properties of larval fish assemblages. - Bulletin of marine science 53 (2), 290-335. 3
- HÜLSMANN, S., MEHNER, T., WORISCHKA, S. & PLEWA, M. (1999): Is the difference in population dynamics of *Daphnia galeata* in littoral and pelagic areas of a long-term biomanipulated reservoir affected by age-0 fish predation? - Hydrobiologia 408/409, 57-63.
- HUNTER, J.R., AASTED, D.C. & MITCHELL, C.T. (1966): Design and use of a miniature purse seine. - Progressive Fish Culturist 28, 175-179.
- JACHNER, A. (1989): Growth of fry of three fish species from pelagial of a mesotrophic lake. - Polskie archiwum hydrobiologii 36 (3), 359-371.
- JACHNER, A. (1991): Food and habitat partitioning among juveniles of three fish species in the pelagial of a mesotrophic lake. - Hydrobiologia 226, 81-89.

- JELONEK, M. (1986): Food of juvenile stages of rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.), roach (*Rutilus rutilus* L.), and perch (*Perca fluviatilis* L.) in the heated waters of the Rybnik dam reservoir (Southern Poland). - *Acta Hydrobiol.* 28 (3/4), 451-461.
- JOHNSON, W.E. (1961): Aspects of the ecology of a pelagic zooplankton-eating fish. - *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen* 14, 727-731. 78
- JONES, D.H. (1982): The spawning of perch (*Perca fluviatilis* L.) in Loch Leven, Kinross, Scotland. - *Fisheries Management* 13 (4), 139-151.
- JONES, R. & JOHNSTON, C. (1977): Growth, reproduction and mortality in Gadoid Fish species. In: STEELE, J.H.: *Fisheries Mathematics*. Academic Press, London, New York, San Francisco, S. 37-62.
- KAIRESAALO, T. & SEPPÄLÄ, T. (1987): Phosphorus flux through a littoral ecosystem: the importance of cladoceran zooplankton and young fish. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 72 (4), 385-403.
- KARST, H. (1968): Unterwasserbeobachtungen an sozialen Gruppierungen von Süßwasserfischen außerhalb der Laichzeit. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 53 (4), 573-599.
- KEAST, A. (1980): Food and feeding relationships of young fish in the first weeks after the beginning of exogenous feeding in lake Opinicon, Ontario. - *Environmental Biology of Fishes* 5 (4), 305-314.
- KECKEIS, H. & SCHIEMER, F. (1990): Consumption, growth and respiration of bleak, *Alburnus alburnus* (L.), and roach, *Rutilus rutilus* (L.), during early ontogeny. - *Journal of Fish Biology* 36, 841-851.
- KECKEIS, H. & SCHIEMER, F. (1992): Food consumption and growth of larvae and juveniles of three cyprinid species at different food levels. - *Environmental Biology of Fishes* 33, 33-45.
- KOBLICKAJA, A.F. (1981): *Opredelitel' molodi ryb del'ta volgi*. (Identification key of yearlings of fish in the volga delta). Izd. Nauka (Moskva), 208 S.
- KÖHLER, J., KÖHLER, A. & BENNDORF, J. (1989): Biomanipulation im Experimentalgewässer Gräfenhain: Veränderte direkte und indirekte Effekte nach fünfjähriger Versuchsdauer. - *Acta hydrochim. hydrobiol.* 17 (6) 633-646.
- KONOBAYEVA, V.K. & PODDUBNIY, A.G. (1982): Forecasting the distribution of young fish in a body of water. - *Journal of Ichthyology* 22 (4), 80-87.
- KOVAC, V. & COPP, G.H. (1999): Prelude: looking at early development in fishes. - *Environmental Biology of Fishes* 56 (1-2), 7-14.
- KOVAC, V., COPP, G.H. & FRANCIS, M.P. (1999): Morphometry of the stone loach, *Barbatula barbatula*: do mensural characters reflect the species' life history thresholds? - *Environmental Biology of Fishes* 56 (1-2), 105-115.
- KÜHLMANN, K.-J. (1993): Untersuchungen über Entwicklung, Wachstum und Ernährung junger Bleie (*Abramis brama* L., 1758) in Berliner Gewässern im Vergleich zu Plötzen (*Rutilus rutilus* L., 1758) aus dem gleichen Fortpflanzungshabitat. - Diplomarbeit Humboldt-Universität zu Berlin
- KUZNETSOV, V.A. (1972): The Growth Pattern of the Larvae and Young of some Freshwater Fish at Different Stages of Development. - *Journal of Ichthyology* 12, 433-442.
- LACROIX, G. & LESCHER-MOUTOUÉ, F. (1995): Spatial patterns of planktonic microcrustaceans in a small shallow lake. - *Hydrobiologia* 300/301, 205-217.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): *Limnökologie*. - Georg Thieme Verlag Stuttgart - New York.
- LANGFORD, R.R. & JERMOLAJEV, E.G. (1966): Direct effect of wind on plankton distribution. - *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen* 16, 188-193.
- LAURENCE, G.C., HALAVIK, T.A., BURNS, B.R. & SMIGIELSKA, A.S. (1979): An environmental chamber for monitoring "In Situ" growth and survival of larval fishes. - *Transactions of the American Fisheries Society* 108, 197-203.

- LEHTOVAARA, A. & SARVALA, J. (1984): Seasonal dynamics of total biomass and species composition of zooplankton in the littoral of an oligotrophic lake. - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen 22, 805-810.
- LESLIE, J.K. & TIMMINS, C.A. (1992): Enhancement of ecological studies of freshwater larval fish: shore sampling. - Journal for Applied Ichthyology 8 (1-4), 214-221.
- LOCKWOOD, ST.J. (1974): The use of the von Bertalanffy growth equation to describe the seasonal growth of fish. - J. Cons. int. Explor. Mer 35 (2), 175-179.
- LUECKE, C., VANNI, M.J., MAGNUSON, J.J., KITCHELL, J.F. & JACOBSON, P.T. (1990): Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish: Implications for the spring clear-water phase. - Limnology and Oceanography 35 (8), 1718-1733.
- MARK, W., HOFER, R. & WIESER, W. (1987): Diet spectra and resource partitioning in the larvae and juveniles of three species and six cohorts of cyprinids from a subalpine lake. - Oecologia 71, 388-396.
- MARK, W., WIESER, W. & HOHENAUER, C. (1989): Interactions between developmental processes, growth, and food selection in the larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* (L.) (Cyprinidae). - Oecologia 78, 330-337.
- MARMULLA, G. & RÖSCH, R. (1990): Maximum daily ration of juvenile fish fed on living natural zooplankton. - Journal of Fish Biology 36, 789-801.
- MATHEWS, C.P. (1971): Contribution of young fish to total production of fish in the River Thames near Reading. - Journal of Fish Biology 3, 157-180.
- MAYER, L.A. (1989): Laichhilfen als Hegemaßnahmen. - Fisch u. Fang 25 (1), 36-37.
- MEHNER, T. & THIEL, R. (1999): A review of predation impact by 0+ fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate northern hemisphere. - Environmental Biology of Fishes, 56 (1-2), 169-181.
- MEHNER, T., PLEWA, M., HÜLSMANN, S., VOIGT, H. & BENNDORF, J. (1997): Age-0 fish predation on daphnids - spatial and temporal variability in the top-down manipulated Bautzen Reservoir, Germany. - Arch für Hydrobiologie, Special Issues Advances Limnology 49, 13-25; Trophic interactions of age-0 fish and zooplankton.
- MEHNER, T., SCHULTZ, H. & HERBST, R. (1995): Interaction of zooplankton dynamics and diet of 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) in the top-down manipulated Bautzen reservoir (Saxony, Germany) during summer. - Limnologica 25, 1-9.
- MEYER, E. (1989): The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. - Arch. Hydrobiol., 117 (2), 191-203.
- MILLS, E.L. & FORNEY, J.S. (1981): Energetics, food consumption and growth of young yellow perch in Oneida Lake, New York. - Transaction of the American Fisheries Society 110, 479-488.
- MILLS, E.L. & FORNEY, J.S. (1983): Impact on *Daphnia pulex* of predation by young yellow perch in Oneida Lake, New York. - Transaction of the American Fisheries Society 112, 154-161.
- MILLS, C.A. & MANN, R.H.K. (1985): Environmentally-induced fluctuations in year-class strength and their implications for management. - Journal of Fish Biology 27 (Suppl. A), 209-226.
- MOOIJ, W.M. & LAMMENS, E.H.R.R. (1994): Growth rate of 0+ fish in relation to temperature, body size, and food in shallow eutrophic Lake Tjeukemeer. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 51, 516-526.
- MOOIJ, W.M. & VAN TONGEREN, O.F.R. (1990): Growth of 0+ roach (*Rutilus rutilus*) in relation to temperature and size in a shallow eutrophic lake: Comparison of field and laboratory observations. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 47, 960-967.

- MOOIJ, W.M. (1989): A key to the identification of larval bream, *Abramis brama*, white bream, *Blicca bjoerkna*, and roach, *Rutilus rutilus*. - Journal of Fish Biology 34, 111-118.
- NAGIEC, M. (1975): Description of a ringnet and a trapnet for the sampling of pike perch fry. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fisheries resources in lakes and large rivers. Panel Review and Relevant Papers. - EIFAC Technical Papers, 23, Suppl. 1. Vol. 2. 565-570.
- NAUWERCK, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. - Symbolae Botanicae Upsalienses XVII:5, 5-163.
- NELLEN, W. & SCHNACK, D. (1975): Sampling problems and methods of fish eggs and larvae investigations with special reference to inland waters. - EIFAC Technical papers T23 Suppl. 1 Vol. 2, 538-551.
- NEY, J.J. & SMITH, L.L. (1975): First-Year Growth of the Yellow Perch, *Perca flavescens*, in the Red Lakes, Minnesota. - Transactions of the American Fisheries Society 4, 718-725.
- Nyberg 1979 3
- NYBERG, P. (1979): Production and food consumption of perch, *Perca fluviatilis* L., in two Swedish forest lakes. - Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 58, 140-157.
- OSSE, J.W.M. & DROST, M.R. (1989): Hydrodynamics and mechanics of fish larvae. - Polskie Archiwum Hydrobiologii 36 (4), 455-465.
- PÁC, G. (1989): Eine vergleichende limnologisch-fischereibiologische Studie im Gebiet der Bornhöveder Seenkette. - Diplomarbeit Universität Hamburg.
- PALOHEIMO, J.E. (1974): Calculation of instantaneous birth and death rate. - Limnology and Oceanography 19, 692-694.
- PEARRE, S. (1982): Estimating prey preference by predators: uses of various indices and a proposal of another bases on χ^2 . - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 39, 914-923.
- PERSSON, L. & GREENBERG, L.A. (1990): Juvenile competitive bottlenecks: The perch (*Perca fluviatilis*) roach (*Rutilus rutilus*) interaction. - Ecology 71 (1), 44-56.
- PERSSON, L. (1987 a): Competition-induced switch in young of the year perch. *Perca fluviatilis*: an experimental test of the resource limitation. - Environmental Biology of Fishes 19 (3) 235-239.
- PERSSON, L. (1987 b): Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). - Oecologia 73, 170-177.
- PFEIFFER, H. W. (1999): Die Bedeutung von Brassen, *Abramis brama* (L.), und Plötze, *Rutilus rutilus* (L.), für die Stoff- und Energieflüsse im Belauer See, Schleswig-Holstein. - Dissertation Universität Hamburg.
- POHLMANN, K. (1995): Artenzusammensetzung und Abundanz von Jungfischen in den submersen Makrophytenbeständen vor dem Wollmatinger Ried (Bodensee-Untersee). - Diplomarbeit Universität Konstanz.
- PONTON, D. & STROFFER, S. (1987): Regime alimentaire des alevins de Gardons (*Rutilus rutilus* (L.)) dans un port du lac Lemman. Comparaison avec la nourriture disponible. - Schweizerische Zeitschrift für Hydrobiologie 49 (3), 329-342.
- POPOVA, O.A. & SYTINA, L.A. (1977): Food and feeding relations of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in various waters of the USSR. - Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34, 1559-1570.
- POST, J.R. & MCQUEEN, D.J. (1987): The impact of planktivorous fish on the structure of a plankton community. - Freshwater Biology 17, 79-89.

- POTTER, W.B. & LEARNER, M.A. (1974): A study of the benthic macro-invertebrates of a shallow eutrophic reservoir in South Wales with emphasis on the Chironomidae (Diptera); their life-histories and production. - Arch. Hydrobiol. 74 (2), 186-226.
- PREJS, A. (1976): Fishes and their feeding habits. in: PIECZYNSKA, E. (Hrsg.): Selected problems of lake littoral ecology. University of Warszawa, Institute of Zoology, Department of Hydrobiology.
- REYES-MARCHANT, P., CRAVINHO, A. & LAIR, N. (1992): Food and feeding behaviour of roach (*Rutilus rutilus*, Liné 1758) juveniles in relation to morphological change. - Journal of Applied Ichthyology 8, 77-89.
- RHEINBERGER, V., HOFER, R. & WIESER, W. (1987): Growth and habitat separation in eight cohorts of three species of cyprinids in a subalpine lake. - Environmental Biology of Fishes 18 (3), 209-217.
- RICHTER, R., SCHEINERT, P. & HOFFMANN, R.W. (1992): Nahrungsspektrum und Entwicklung des Darmkanals bei Larven des Flußbarsches (*Perca fluviatilis*). - Fischerei-Forschung 29 (3), 40-41.
- RICKER, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. - Journal of the Fisheries Research Board of Canada, Bull. 191, 382 S.
- RICKLEFS, R.E. (1967): A graphical method of fitting equations to growth curves. - Ecology 48 (6), 978-983.
- ROMARE, P. & BERGMANN, E. (1999 a): Juvenile fish expansion following biomanipulation and its effect on zooplankton. - Hydrobiologia 404, 89-97.
- ROMARE, P., BERGMANN, E. & HANSSON, L.-A. (1999 b): The impact of larval and juvenile fish on zooplankton and algal dynamics. - Limnology and Oceanography 44: 1655-1666.
- ROSECCHI, E. & NOUAZE (1987): Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. - Rev. Trav. Inst. Pêches marit. 49 (3-4), 111-123.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1953): Fischereiwirtschaftslehre. In: WUNDSCH, H.H.: Fischereikunde. Neumann, Radebul und Berlin.
- SCHEFFEL, H.-J. & SCHIRMER, M. (1991): Larvae and juveniles of freshwater and euryhaline fishes in the tidal River Weser at Bremen, FRG. - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen 24, 2446-2450.
- SCHERNEWSKI, G. (1992): Raumzeitliche Prozesse und Strukturen im Wasserkörper des Belauer Sees. - EcoSys - Beiträge zur Ökosystemforschung, Suppl. 1.
- SCHERNEWSKI, G., PODSETHINE, V., ASSHOFF, M., GARBE-SCHÖNBERG, D. & HUTTULA, T. (2000): Spatial ecological structures in littoral zones and small lakes: Examples and future prospects of flow models as research tools. - Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology 55, 227-241.
- SCHÖFER, W. (1977): Untersuchungen zur Fortpflanzungsfähigkeit der Plötze (*Rutilus rutilus* L.) im Brackwasser. - Archiv für Hydrobiologie 86 (3), 371-395.
- SCHULTZ, H. (1988): An acoustic fish stock assessment in the Bautzen Reservoir. - Limnologica (Berlin) 19 (1), 61-70.
- SERAFY, J.E., HARRELL, R.M. & STEVENSON, J.C. (1988): Quantitative sampling of small fishes in dense vegetation: Design and field testing of portable "pop-nets". - Applied Ichthyology 640, 8855.
- SMOCK, L.A. (1980): Relationships between body size and biomass of aquatic insects. - Freshwater Biology 10, 375-383.
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1978): Ecological methods. - Halsted Press, John Wiley & Sons, Inc., New York.

- SPANOVSKAYA, V.D. & GRYGORASH, V.A. (1977): Development and food of the age-0 Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in reservoirs near Moscow, UdSSR. - Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34, 1551-1558.
- SPILLMANN, C.F. (1961): Poissons d'eau douce: Les alevins. - Faune de France 65, 231-251.
- SPINDLER, T. (1988): Bestimmung der mitteleuropäischen Cyprinidenlarven. - Österreichs Fischerei 41, 75-79.
- STANSFIELD, J.H., PERROW, M.R., TENCH, L.D., JOWITT, A.J.D. & TAYLOR, A.A.L. (1997): Submerged macrophyte as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. - Hydrobiologia 342/343, 229-240.
- SUKHANOV, V.V. (1975): A mathematical model of the seasonal dynamics of weight increase in juvenile sockeye (*Oncorhynchus nerka*). - Journal of Ichthyology 14, 491-496.
- SZLAMINSKA, M., KAMLER, E., BERGOT, P., BARSKA, B., JAKUBAS, M., KUCZYNSKI, M., & PACIBORSKI, K. (1989): The course of the relationship between body weight and length during development of carp (*Cyprinus carpio* L.) larvae. - Polski Archiwum Hydrobiologii 36 (1), 149-160.
- THIEL, R. (1987): Untersuchungen zur Nahrungselektivität juveniler Barsche (*Perca fluviatilis* L.) und Zander (*Stizostedion lucioperca* L.). - Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock - 36. Jahrgang 1987 - Naturwissenschaftliche Hefte 2
- THIEL, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. - Dissertation Universität Rostock.
- THORPE, J. (1977): Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814. - FAO Fisheries synopsis No. 113, Rome 12/1977.
- TONG, H.Y. (1985): A qualitative and quantitative description of the early growth of roach, *Rutilus rutilus*, in the laboratory. - Environmental Biology of Fishes 15 (4), 293-300.
- TREASURER, J.W. (1988): The distribution and growth of lacustrine 0+ perch, *Perca fluviatilis* L. - Environmental Biology of Fishes 21 (1), 37-44.
- TREASURER, J.W. (1990): The food and daily food consumption of lacustrine 0+ perch, *Perca fluviatilis* L. - Freshwater Biology 24, 361-374.
- TSUNIKOVA, Y.P. (1969): Feeding and growth of young of the roach (*Rutilus rutilus* heckeli Nord.) in the the Kuban' estuaries. - Problems of Ichthyology 9, 555-563.
- URHO, L. (1997): Controlling bias in larval fish sampling. - Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances Limnologie 49, 125-135; Trophic interactions of age-0 fish and zooplankton.
- VAN DENSEN, W.L.T. & GRIMM, M.P. (1988): Possibilities for Stock Enhancement of Pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) in Order to Increase Predation on Planktivores. - Limnologica (Berlin) 19 (1), 45-49.
- VAN DENSEN, W.L.T. & HADDERINGH, R.H. (1982): Effects of entrapment and cooling water discharge by the Bergum Power Station on 0+ fish in the Bergumermeer. - Hydrobiologia 95, 351-368.
- VAN DENSEN, W.L.T. (1985): Feeding behaviour of major 0+ fish species in a shallow, eutrophic lake (Tjeukemeer, The Netherlands). - Journal of Applied Ichthyology 2, 49-70.
- VILJANEN, M. (1987): Evaluation of modified seine and bongo nets for qualitative sampling of vendace (*Coregonus albula* L.) larvae. - Aqua Fennica 17 (2), 179-191.
- VILZZI, L. & WALKER, K.F. (1999): The onset of the juvenile period in carp, *Cyprinus carpio*: a literature survey. - Environmental Biology of Fishes 56 (1-2), 1999.
- VIVJERBERG, J. & VAN DENSEN, W.L.T. (1984): The role of the fish in the foodweb of Tjeukemeer, The Netherlands. - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen 22, 891-896.

- WANG, N. & ECKMANN, R. (1994): Distribution of perch (*Perca fluviatilis* L.) during their first year of life in Lake Constance. - *Hydrobiologia* 277, 135-143.
- WANZENBÖCK, J. & SCHIEMER, F. (1989): Prey detection in cyprinids during early development. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 46, 995-1001.
- WANZENBÖCK, J., MATENA, J. & KUBECKA, J. (1997 a): Comparison of two methods to quantify pelagic early life stages of fish. - *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology* 49, 117-124; Trophic interactions of age-0 fish and zooplankton.
- WANZENBÖCK, J., WHITESIDE, M.C. & MEHNER, T. (1997 b): Defining a desirable sampling strategy for studies of age-0 fish - zooplankton interactions - A preliminary approach. - *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology* 49, 137-138; Trophic interactions of age-0 fish and zooplankton.
- WEATHERLY, N.S. (1987): The diet and growth of 0-group dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), and roach, *Rutilus rutilus* (L.) in a lowland river. - *Journal of Fish Biology* 30, 237-247.
- WEBB, P.W. & WEIHS, D. (1986): Functional Locomotor Morphology of Early Life History Stages of Fishes. - *Transactions of the American Fisheries Society* 115, 115-127.
- WHITESIDE, M.C. & HATCH, J.T. (1997): Quantitative sampling techniques for age-0 fish from diverse lake habitats. - *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology* 49, 99-116; Trophic interactions of age-0 fish and zooplankton.
- WHITESIDE, M.C. (1988): 0+ fish as major factors affecting abundance patterns of littoral zooplankton. - *Verhandlungen der internationalen Vereinigung der Limnologen* 23, 1710-1714.
- WHITESIDE, M.C., DOOLITTLE, W.L. & SWINDOLL, C.M. (1985): Zooplankton as food resources for larval fish. - *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen* 22, 2523-2526.
- WIESER, W. & FORSTNER, H. (1986): Effects of temperature and size on the routine rate of oxygen consumption and on the relative scope for activity in larval cyprinids. - *Journal of comparative Physiology B* 156, 791-796.
- WIESER, W. (1986): Bioenergetik- Energietransformationen bei Organismen. Thieme Verlag, Stuttgart New York. Sign. : 000 269.
- WIESER, W., FORSTNER, H., SCHIEMER, F. & MARK, W. (1988): Growth rates and growth efficiencies in larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* and other cyprinid species: Effects of temperature and food in the laboratory and in the field. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 45, 943-950.
- WINBERG, G.G. (1956): Rate of metabolism and food requirements of fish. - *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Translation series No. 194 (from: *Intensivnost obmena i pishcevye potrebsti ryb. Nauchye Trudy Belorusskovo Gosudarstvennovo Universiteta imeni V.I. Lenina*, Minsk).
- WINFIELD, I.J. & NELSON, J.F. (Hrsg.) (1991): Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation. - Chapman and Hall, London. .
- WINFIELD, I.J. & TOWNSEND, C.R. (1988): Factors affecting prey selection by young bream, *Abramis brama*, and roach, *Rutilus rutilus*: Insights provided by parallel studies in laboratory and field. - *Environmental Biology of Fishes* 21 (4), 279-292.
- WINFIELD, I.J., PEIRSON, G., CRYER, M. & TOWNSEND, C.R. (1983): The behavioral basis of prey selection by underyearling bream (*Abramis brama* (L.)) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)). - *Freshwater Biology*, 13, 139-149.
- WU, L. & CULVER, D.A. (1991): Age-0 yellow perch (*Perca flavescens*) dietary ontogeny in the Western basin of Lake Erie: Effect of midsummer decline in zooplankton populations. - *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologen* 24, 2366-2370.

- ZANDER, C.D. (1982).: Feeding ecology of littoral gobiid and blennioid fish of the Banyuls area (Mediterranean Sea) I. Main food and trophic dimension of niche and ecotope. - *Vie Milieu*, 32 (1), 1-10. .
- ZEH, M., RITTER, E. & RIBI, G. (1989): Spawning and egg development of *Perca fluviatilis* in Lake Zürich. - *Aquatic Sciences* 51 (2): 100-107.

8 Anhang

8.1 Individuendichten

Tab. 8.1 Individuendichten (Ind.*m⁻³) in den Bereichen tieferen Wassers (Schubnetzfüge) 1991.

* Mittelwerte nach logarithmischer Transformation berechnet (vergl. Kap. 3.4)

Station	Datum	Tiefe	1. Fang	2. Fang	Mittelwert*	Artzusammensetzung in %					
						A.b.	R.r.	P.f.	St.l.	G.c.	sonst
I	02.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,01	0,00						100
		2	0,00	0,00	0,00						
	09.05.	0	0,00		0,00						
		1	0,00	0,00	0,00						
		2	0,02	0,00	0,01				100		
	16.05.	0	0,01	0,02	0,02			50	50		
		1	0,01	0,05	0,03			100			
		2	0,37	0,08	0,22			50	50		
	23.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,04	0,21	0,12			100			
		2	0,41	0,56	0,48	2		63	35		
	30.05.	0	0,04	0,00	0,02			100			
		1	0,79	1,86	1,26	10	3	78	9		
		2	1,16	0,14	0,57			81	15		4
	06.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,14	0,07	29		71			
		2	0,08	0,05	0,06			67	33		
	13.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,00	0,00						
		2	0,06	0,09	0,07				25		75
	20.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,00	0,00						
		2	0,04	0,00	0,02				100		
	27.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,00	0,00						
		2	0,00	0,00	0,00						

Tab. 8.1 Individuendichten (Ind.*m⁻³) in den Bereichen tieferen Wassers (Schubnetzfänge) 1991.

* Mittelwerte nach logarithmischer Transformation berechnet (vergl. Kap. 3.4)

Station	Datum	Tiefe	1. Fang	2. Fang	Mittelwert*	Artzusammensetzung in %					
						A.b.	R.r.	P.f.	St.l.	G.c.	sonst
II	02.05.	0	0,08	0,07	0,07				100		
		1	0,02	0,00	0,01				100		
	09.05.	0	0,02	0,03	0,02				100		
		1	0,00	0,00	0,00						
	16.05.	0	0,04	0,06	0,05			100			
		1	0,42	0,26	0,34			94	3		3
	23.05.	0	0,04	0,00	0,02			50	50		
		1	0,26	0,36	0,31			50	50		
	30.05.	0	0,36	0,21	0,28	59	31		10		
		1	2,15	1,78	1,96	6	1	77	16		
	06.06.	0	0,05	0,00	0,02		100				
		1	0,27	0,20	0,23	9	9	17	65		
	13.06.	0	0,04	0,00	0,02				100		
		1	0,00	0,00	0,00						
III	02.05.	0	0,00	0,01	0,01				100		
		1	0,00	0,00	0,00						
	09.05.	0	0,00	0,02	0,01				100		
		1	0,03	0,08	0,05				100		
	16.05.	0	0,00	0,05	0,02				60		40
		1	0,20	1,00	0,55			68	32		
	23.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,13	0,17	0,15			53	47		
	30.05.	0	0,14	0,00	0,07	100					
		1	0,09	1,01	0,48	4		10	82		4
	06.06.	0	0,04	0,00	0,02	100					
		1	0,05	0,43	0,23	33		17	50		
	13.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,05	0,00	0,02			100			
IV	02.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,02	0,00	0,01				100		
	09.05.	0	0,03	0,03	0,03				100		
		1	0,00	0,00	0,00						
	16.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,07	0,35	0,20			57	43		
	23.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,08	0,60	0,31			44	56		
	30.05.	0	0,26	0,34	0,30	13	87				
		1	1,18	1,40	1,29	2	2	27	69		
	06.06.	0	0,04	0,04	0,04	100					
		1	0,24	0,05	0,14	14	86				
	13.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,04	0,07	0,05			33	67		
	20.06.	0	0,04	0,00	0,02			100			
		1	0,08	0,04	0,06	67		33			

Tab. 8.1 Individuendichten (Ind.*m⁻³) in den Bereichen tieferen Wassers (Schubnetzfüge) 1991.

* Mittelwerte nach logarithmischer Transformation berechnet (vergl. Kap. 3.4)

Station	Datum	Tiefe	1. Fang	2. Fang	Mittelwert*	Artzusammensetzung in %					
						A.b.	R.r.	P.f.	St.l.	G.c.	sonst
V	02.05.	0	0,25	0,07	0,16				93		7
	09.05.	0,5	0,53	0,51	0,52			88	12		
	16.05.	0,5	1,27	1,34	1,30			63	37		
	23.05.	0,5	1,30	0,66	0,95			55	45		
	30.05.	0,5	0,52	1,96	1,12	14		47	39		
	06.06.	0,5	0,35	0,79	0,55	38	3	18	41		
	13.06.	0,5	0,18	0,16	0,17			12	88		
	20.06.	0,5	0,11	0,00	0,05			50	50		

Tab. 8.2 Individuendichten (Ind.*m⁻³) in den Bereichen tieferen Wassers (Schubnetzfüge) 1992.

* Mittelwerte nach logarithmischer Transformation berechnet (vergl. Kap. 3.4)

Station	Datum	Tiefe	1. Fang	2. Fang	Mittelwert*	Artzusammensetzung in %					
						A.b.	R.r.	P.f.	St.l.	G.c.	sonst
I	30.04.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,00	0,00						
		2	0,00	0,00	0,00						
	14.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,05	0,02			33	67		
		2	0,02	0,04	0,03			67	33		
	21.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,19	0,52	0,34		3	91	3		3
		2	1,10	0,33	0,67		5	88	7		
	28.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,67	0,79	0,73	10		69	21		
		2	0,62	0,63	0,62	9		67	16		8
	02.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,07	0,07	0,07			100			
		2	0,08	0,00	0,04			100			
	04.06.	0	0,06	0,12	0,09	100					
		1	0,15	0,04	0,09			100			
		2	0,10	0,04	0,07			100			
	11.06.	0	0,07	0,03	0,05	40					60
		1	0,03	0,03	0,03			100			
		2	0,00	0,00	0,00						
	18.06.	0	0,07	0,09	0,08	29					71
		1	0,00	0,00	0,00						
		2	0,00	0,00	0,00						

Tab. 8.2 Individuendichten (Ind.*m⁻³) in den Bereichen tieferen Wassers (Schubnetzfänge) 1992.

* Mittelwerte nach logarithmischer Transformation berechnet (vergl. Kap. 3.4)

Station	Datum	Tiefe	1. Fang	2. Fang	Mittel wert*	Artzusammensetzung in %					
						A.b.	R.r.	P.f.	St.l.	G.C.	sonst
II	30.04.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,02	0,00	0,01						100
	14.05.	0	0,06	0,08	0,07			57	43		
		1	0,53	0,20	0,35			22	78		
	21.05.	0	0,23	1,13	0,62	10	26	64			
		1	1,04	3,30	1,96	2	1	34	63		
	28.05.	0	0,13	0,00	0,06	17	17		66		
		1	0,00	0,75	0,32	9	3	37	51		
	02.06.	0	0,04	0,03	0,03	33	33	34			
		1	0,03	0,00	0,01			100			
	04.06.	0	0,03	0,05	0,04		25				75
		1	0,00	0,07	0,03			67	33		
III	30.04.	0	0,02	0,00	0,01						100
		1	0,00	0,00	0,00						
	14.05.	0	0,00	0,03	0,01				100		
		1	0,11	0,02	0,06			67	33		
	21.05.	0	0,02	0,02	0,02		50	50			
		1	0,00	0,65	0,28	3		90	7		
	28.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,07	0,34	0,20		5	90	5		
	04.06.	0	0,03	0,03	0,03	100					
		1	0,00	0,08	0,04			100			
	11.06.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,05	0,00	0,02	100					
IV	30.04.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,00	0,00	0,00						
	14.05.	0	0,00	0,00	0,00						
		1	0,03	0,14	0,08			11	89		
	21.05.	0	0,04	0,05	0,04	75	12		13		
		1	0,42	0,56	0,49	4		38	58		
	28.05.	0	0,00	0,02	0,01				100		
		1	0,13	0,14	0,13	17	17	8	58		
	04.06.	0	0,39	0,01	0,18	97	3				
		1	0,02	0,00	0,01			100			
	11.06.	0	0,04	0,00	0,02	50					50
		1	0,00	0,00	0,00						
V	30.04.	0,5	0,00	0,00	0,00						
	14.05.	0,5	0,25	0,61	0,42			79	21		
	21.05.	0,5	4,28	5,35	4,79	9		60	31		
	28.05.	0,5	0,44	1,13	0,75	6	9	24	61		
	04.06.	0,5	0,32	0,02	0,16		6	94			
	11.06.	0,5	0,00	0,00	0,00						

Tab. 8.3 Mittlere Individuendichten (Ind.*m⁻²) und Artzusammensetzung in den Flachwasserbereichen 1991.

<i>Datum</i>	<i>Abundanz</i>	<i>u.G. VB</i>	<i>o.G. VB</i>	<i>Artzusammensetzung</i>					
				<i>A.b.</i>	<i>R.r.</i>	<i>P.f.</i>	<i>St.l.</i>	<i>G.c.</i>	<i>sonst</i>
20.06.	0,47	0	2,1		0,05	0,31	0,11		
				0%	11%	66%	23%	0%	0%
27.06.	4,22	0	26,8		2,26	1,95			
				0%	54%	46%	0%	0%	0%
04.07.	0,17	0	0,61	0,02	0,16				
				11%	89%	0%	0%	0%	0%
11.07.	0,99	0	10,32	0,03	0,79	0,08	0,08		
				3%	81%	8%	8%	0%	0%
18.07.	0,43	0	1,05		0,15	0,16	0,06	0,07	
				0%	34%	36%	14%	16%	0%
25.07.	2,06	0	17,16	0,57	1,39				
				29%	71%	0%	0%	0%	0%
01.08.	1,55	0	5,93	0,1	0,69	0,71	0,24	0,49	
				4%	31%	32%	11%	22%	0%
08.08.	2,76	546	8,08	0,31	1,19	1,64	0,07	0,35	
				9%	33%	46%	2%	10%	0%
15.08.	0,75	0	2,27		0,36	0,01		0,32	
				0%	52%	1%	0%	46%	0%
22.08.	0,16	0	0,58	0,04	0,11	0,11			
				15%	42%	42%	0%	0%	0%
05.09.	0,47	0	1,17	0,01	0,15	0,05	0,28		
				2%	31%	10%	57%	0%	0%
19.09.	0,07	0	0,14		0,05	0,02			
				0%	71%	29%	0%	0%	0%
04.10.	0,51	0,11	1,04	0,08	0,47				
				15%	85%	0%	0%	0%	0%
31.10.	0,81	0	2,59	0,73	0,28	0,02			
				71%	27%	2%	0%	0%	0%
03.12.	0,93	0	4,54	0,67	0,35	0,07			0,03
				60%	31%	6%	0%	0%	3%

Tab. 8.4 Mittlere Individuendichten (Ind.*m⁻²) und Artzusammensetzung in den Flachwasserbereichen 1992.

u.G. VB , o.G. VB = untere bzw. obere Grenze des 95 % Vertrauensbereichs des Mittelwertes.

<i>Datum</i>	<i>Abundanz</i>	<i>u.G. VB</i>	<i>o.G. VB</i>	<i>Artzusammensetzung</i>					
				<i>A.b.</i>	<i>R.r.</i>	<i>P.f.</i>	<i>St.l.</i>	<i>G.c.</i>	<i>sonst</i>
18.06.	1,31	0,44	2,71	0,02	0,71	0,15	0,13	0,13	0,01
				2%	61%	13%	11%	11%	1%
25.06.	4,2	0,93	12,99	0,33	1,83	1,43	0,23	0,09	0,18
				8%	43%	33%	5%	2%	4%
02.07.	1,92	0,66	4,12		1,02	0,36	0,07	0,12	0,01
				0%	64%	23%	4%	8%	1%
09.07.	2,35	0,46	6,73		0,43	1,37	0,01	0,04	0,01
				0%	23%	73%	1%	2%	1%
16.07.	1,85	0,18	5,87		0,72	0,4	0,08	0,27	0,04
				0%	46%	26%	5%	17%	3%
23.07.	0,43	0,11	0,83	0,03	0,25	0,05		0,1	0
				7%	58%	12%	0%	23%	0%
28.07.	0,35	0	6,89		0,73			0	0
				0%	100%	0%	0%	0%	0%
30.07.	0,53	0	1,39	0,06	0,47	0,01		0,04	0
				10%	81%	2%	0%	7%	0%
06.08.	0,52	0,16	1,01	0,07	0,31	0,1		0,03	0
				14%	61%	20%	0%	6%	0%
20.08.	0,12	0,01	0,24		0,08	0,03		0	0,01
				0%	62%	23%	0%	0%	8%
03.09.	0,12	0,03	0,23		0,09	0,03			0
				0%	75%	25%	0%	0%	0%
17.09.	0,06	0	0,14		0,06				0
				0%	100%	0%	0%	0%	0%
01.10.	0,16	0	0,43		0,03	0,13			0
				0%	19%	81%	0%	0%	0%
22.10.	0,43	0,02	1,02	0,03	0,41				0,01
				7%	89%	0%	0%	0%	2%
03.11.	0,49	0,01	1,21	0,07	0,45				0
				13%	87%	0%	0%	0%	0%
15.12.	0	0	0						0
									0%

8.2 Wachstum

Tab. 8.5 Anzahl, Länge, Gewicht und Wachstum der gefangenen Larven und Jungfische.

Art	Datum	Anzahl	Stadium			Totallänge in mm				ΔTL pro Tag in mm	Frischgewicht in mg				ΔG pro Tag in mg	% rel, Gew. -WR
			Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	s		Min	Max	Mittel	s		
Abramis brama 1991	30.05.	64	2	5	3,2	6,2	7,8	7,1	0,4	0,1	1,0	2,1	1,6	0,3		1,7
	06.06.	32	2	6	4,1	6,5	9,4	7,6	0,7	0,3	0,9	4,2	2,0	0,7	0,2	6,1
	13.06.	89	4	6	5,5	6,6	11,5	9,6	1,4	0,2	1,2	8,5	4,7	2,0	0,4	9,1
	20.06.	164	4	7	5,7	7,1	13,4	11,3	1,3	0,2	1,6	14,6	8,0	2,9	0,6	10,9
	27.06.	244	2	8	6,1	7,5	17,1	12,8	1,6	0,3	1,5	39,7	13,6	6,2	1,2	11,6
	04.07.	160	6	8	6,7	10,0	18,1	15,1	1,7	0,8	4,4	46,8	24,5	9,2	4,3	11,4
	11.07.	18	7	9	8,1	18,0	25,1	20,6	1,6	0,7	41,6	136,6	73,2	20,8	11,5	10,6
	25.07.	83	10	11	11,0	25,0	36,4	30,9	2,0	0,7	134,2	481,9	265,3	58,2	14,9	7,9
	01.08.	3	11	11	11,0	35,0	38,0	36,0	1,7	0,8	339,0	463,0	386,3	67,0	28,9	6,3
	08.08.	21	11	11	11,0	32,0	49,0	41,6	4,1	0,4	266,0	1281,0	669,6	255,9	27,7	4,7
	22.08.	6	11	11	11,0	44,0	52,0	47,0	3,2	-0,2	786,0	1458,0	968,2	253,8	3,2	2,0
	05.09.	2	11	11	11,0	43,0	45,0	44,0	1,4	0,3	720,0	801,0	760,5	57,3	2,5	0,2
	04.10.	12	11	11	11,0	46,0	60,0	51,8	4,6	-0,1	650,0	1640,0	1075,0	334,3	3,9	-0,3
	31.10.	183	11	11	11,0	38,0	64,0	49,0	5,1	-0,0	350,0	2350,0	981,4	360,1	-2,1	1,1
	03.12.	53	11	11	11,0	41,0	63,0	49,0	4,1		560,0	2230,0	951,5	291,4		
Abramis brama 1992	21.05.	121	1	4	2,0	6,3	7,8	7,2	0,3	0,3	0,9	2,5	1,8	0,3		17,1
	28.05.	180	3	7	4,8	6,8	11,6	9,3	1,1	0,6	1,0	8,5	4,3	1,7	0,9	15,3
	02.06.	48	3	7	6,1	6,9	15,6	12,5	1,9	0,0	1,3	27,0	13,1	6,4	1,4	14,1
	04.06.	118	4	7	6,4	7,5	15,4	12,6	1,7	0,5	1,6	30,2	13,8	5,7	2,3	13,6
	11.06.	17	5	8	7,1	11,3	21,1	15,9	2,8	0,4	7,5	86,9	34,2	21,6	2,7	12,1
	18.06.	9	6	9	8,0	12,6	22,5	18,4	3,7	0,9	9,8	84,9	51,3	29,2	6,3	10,8
	25.06.	84	8	9	8,7	20,4	30,0	24,7	2,4	0,9	65,2	225,3	122,4	39,8	33,7	9,6
	23.07.	1	11	11	11,0	51,0	51,0	51,0		0,0	1232,0	1232,0	1232,0		30,9	5,3
	30.07.	2	11	11	11,0	50,0	52,0	51,0	1,4	0,5	1079,0	1329,0	1204,0	176,8	23,6	4,3
	06.08.	9	11	11	11,0	52,0	56,0	54,6	1,7	0,1	1343,0	1788,0	1561,8	153,6	9,0	3,4
	22.10.	5	11	11	11,0	55,0	64,0	60,8	3,7	0,3	1310,0	2357,0	1958,0	403,8	9,2	0,6
	03.11.	4	11	11	11,0	59,0	69,0	64,0	4,4		1701,0	2904,0	2378,0	569,1		

Tab. 8.5 Anzahl, Länge, Gewicht und Wachstum der gefangenen Larven und Jungfische.

Art	Datum	Anzahl	Stadium				Totallänge in mm				ATL				ΔG pro Tag in mg	% rel, Gew.-WR
			Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	s	Min	Max	Mittel	s			
														Frischgewicht in mg		
	30.05.	25	2	4	3,1	6,7	7,7	7,1	0,2	0,2	1,3	2,3	1,8	0,3	9,9	
	06.06.	39	3	6	4,6	6,6	10,3	8,3	1,1	0,3	6,3	3,0	1,4	0,3	11,2	
	13.06.	13	4	6	5,8	7,1	12,1	10,2	1,4	0,5	10,5	6,0	2,3	1,1	11,8	
	20.06.	60	5	7	6,8	10,3	16,1	13,9	1,3	0,3	29,0	18,6	5,3	2,1	11,8	
	27.06.	640	6	8	7,3	11,0	20,5	16,2	1,3	0,4	69,2	34,9	9,3	2,7	11,4	
	04.07.	303	6	8	8,0	14,2	24,3	19,4	1,6	0,9	99,5	56,6	15,3	8,4	10,6	
	11.07.	257	8	10	9,6	17,6	30,4	25,5	2,3	0,9	258,8	151,8	44,1	19,6	9,5	
	18.07.	40	10	11	10,9	26,3	35,8	32,0	2,1	0,3	164,2	480,3	72,2	16,4	8,3	
	25.07.	34	11	11	11,0	28,3	39,3	33,9	2,7	1,0	204,2	643,8	381,4	23,2	7,0	
	01.08.	239	11	11	11,0	32,0	49,0	41,0	3,2	0,6	339,2	1087,0	655,1	32,5	5,6	
	08.08.	126	11	11	11,0	37,0	52,0	45,0	3,4	0,2	459,0	1441,0	837,1	23,1	4,4	
	15.08.	22	11	11	11,0	43,0	55,0	46,6	3,4	0,7	700,0	1665,0	977,9	237,2	3,2	
	22.08.	27	11	11	11,0	42,0	57,0	51,6	4,3	0,5	645,0	1313,9	350,7	46,9	2,2	
	05.09.	23	11	11	11,0	46,0	65,0	58,9	4,3	-0,0	928,0	2735,0	1961,8	428,3	0,6	
	19.09.	7	11	11	11,0	50,0	65,0	58,4	6,8	0,0	940,0	2440,0	1710,0	654,9	-0,3	
	04.10.	95	11	11	11,0	46,0	71,0	59,0	5,3	-0,1	740,0	3230,0	1662,6	459,4	-0,4	
	31.10.	48	11	11	11,0	44,0	75,0	56,3	5,0	0,1	690,0	3240,0	1534,4	439,9	0,5	
	03.12.	16	11	11	11,0	53,0	68,0	60,6	5,3	1110,0	2600,0	1944,4	482,1			

Tab. 8.5 Anzahl, Länge, Gewicht und Wachstum der gefangenen Larven und Jungfische.

Art	Datum	Anzahl	Stadium			Totallänge in mm				ΔTL pro Tag in mm	Frischgewicht in mg				ΔG pro Tag in mg	% rel, Gew. -WR
			Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	s		Min	Max	Mittel	s		
<i>Rutilus rutilus</i> 1992	21.05.	22	1	2	1,5	6,5	7,8	6,9	0,4	0,4	0,8	2,2	1,6	0,4		32,9
	28.05.	28	2	6	4,6	6,6	12,1	9,5	1,9	0,9	0,9	9,6	4,8	2,9	1,6	24,3
	02.06.	7	6	7	6,7	10,7	15,6	14,0	1,7	0,6	6,6	29,8	20,3	8,4	3,0	19,5
	04.06.	6	7	7	7,0	14,4	16,4	15,2	0,8	0,9	19,8	37,0	26,1	6,4	8,0	17,9
	11.06.	12	8	8	8,0	20,0	23,1	21,5	1,1	0,8	74,1	117,4	92,5	14,9	11,3	13,0
	18.06.	154	8	10	9,6	21,7	32,3	27,4	2,0	0,5	86,8	306,7	184,0	42,8	12,0	9,4
	25.06.	257	8	11	9,3	24,0	38,0	30,8	2,6	0,7	122,0	498,6	260,8	73,3	15,4	6,8
	02.07.	143	9	11	10,0	30,1	43,0	35,5	2,4	0,4	229,0	819,3	399,2	98,8	18,7	4,9
	09.07.	65	10	11	10,9	32,5	45,0	38,6	2,8	0,4	276,0	905,6	523,0	131,6	19,0	3,6
	16.07.	82	11	11	11,0	33,0	49,0	41,5	3,5	0,4	287,0	1174,0	665,2	180,9	19,3	2,7
	23.07.	53	11	11	11,0	37,0	51,0	44,5	3,2	-0,2	386,0	1228,0	793,4	186,0	7,9	2,2
	28.07.	42	11	11	11,0	32,0	51,0	43,3	4,0	1,8	313,0	1434,0	760,0	228,9	12,7	1,9
	30.07.	48	11	11	11,0	38,0	55,0	46,9	3,3	0,1	485,0	1472,0	882,3	186,9	24,3	1,8
	06.08.	44	11	11	11,0	39,0	55,0	47,3	4,2	0,4	575,0	1642,0	978,6	276,5	26,0	1,5
	20.08.	13	11	11	11,0	47,0	58,0	52,7	3,5	0,1	830,0	1915,0	1427,5	353,7	20,3	1,2
	03.09.	8	11	11	11,0	50,0	63,0	54,5	4,1	-0,1	1143,0	2378,0	1547,4	391,6	0,9	0,8
	17.09.	7	11	11	11,0	47,0	58,0	53,3	3,8	-0,0	959,0	1835,0	1453,6	326,7	-7,2	0,3
	01.10.	2	11	11	11,0	53,0	53,0	53,0	0,0	0,1	1297,0	1392,0	1344,5	67,2	4,3	-0,2
	22.10.	103	11	11	11,0	37,0	63,0	55,9	4,6	-0,1	488,0	2309,0	1602,8	380,4	5,4	0,1
	03.11.	31	11	11	11,0	45,0	62,0	54,9	4,3		777,0	2178,0	1522,3	355,8		

Tab. 8.5 Anzahl, Länge und Wachstum der gefangenen Larven und Jungfische.

Art	Perca fluviatilis 1991															Perca fluviatilis 1992														
	Datum	Anzahl	Stadium			Totalänge in mm					ATL pro Tag in mm	Frischgewicht in mg				ΔG pro Tag in mg	% rel, Gew.-WR													
			Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	s	Min		Max	Mittel	s																
09.05.	52	2	5	2,5	5,6	7,7	6,1	0,3	0,3	0,4	1,4	1,0	0,2	2,8																
16.05.	182	1	6	3,1	5,1	8,7	6,3	0,5	0,1	0,3	1,8	0,9	0,2	0,0	7,5															
23.05.	56	2	6	4,1	5,4	9,8	7,2	1,1	0,4	0,3	4,9	1,5	0,9	0,3	10,7															
30.05.	220	3	7	5,4	6,0	12,6	9,8	1,6	0,4	0,6	12,2	5,3	3,0	0,8	12,7															
06.06.	13	5	7	6,2	8,4	14,8	12,7	2,0	0,2	1,6	22,7	13,2	6,4	1,2	13,6															
13.06.	3	7	7	7,0	12,9	15,2	14,0	1,2	0,7	16,3	28,6	21,5	6,4	5,2	13,6															
20.06.	35	7	9	8,1	15,5	25,0	21,5	2,4	0,7	22,5	134,3	85,4	28,2	10,0	12,9															
27.06.	600	8	10	9,3	20,3	31,2	26,1	1,9	0,9	71,6	285,5	160,8	36,7	23,0	11,6															
11.07.	4	10	10	10,0	36,4	40,0	38,3	1,6	0,7	484,6	639,4	569,5	65,9	31,0	8,3															
18.07.	41	11	11	11,0	37,0	49,0	43,1	2,6	0,8	556,0	1169,0	812,7	152,2	50,7	6,5															
01.08.	111	11	11	11,0	47,0	64,0	53,8	3,5	0,4	882,0	2535,0	1635,2	329,0	48,8	3,3															
08.08.	316	11	11	11,0	46,0	68,0	56,8	3,6	0,2	963,0	3105,0	1838,1	397,3	30,6	1,9															
15.08.	1	11	11	11,0	58,0	58,0	58,0	0,4	0,4	2064,0	2064,0	2064,0		37,9	0,8															
22.08.	28	11	11	11,0	50,0	68,0	61,0	4,1	0,4	1280,0	3190,0	2369,3	496,2	38,2	-0,0															
05.09.	7	11	11	11,0	60,0	72,0	66,1	4,6	0,1	2088,0	3770,0	2866,4	635,2	7,5	-0,8															
31.10.	2	11	11	11,0	68,0	71,0	69,5	2,1	-0,0	2540,0	3250,0	2895,0	502,0	-0,2	2,2															
03.12.	2	11	11	11,0	66,0	72,0	69,0	4,2		2350,0	3340,0	2845,0	700,0																	

Tab. 8.5 Anzahl, Länge, Gewicht und Wachstum der gefangenen Larven und Jungfische.

Art	Datum	Anzahl	Stadium			Totallänge in mm				ΔTL pro Tag in mm	Frischgewicht in mg				ΔG pro Tag in mg	% rel. Gew. -WR
			Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	s		Min	Max	Mittel	s		
St. lucioerca 1991	02.05.	22	1	2	1,0	3,4	4,4	3,9	0,2	0,1	0,1	0,5	0,3	0,1		1,2
	09.05.	21	1	3	1,3	3,6	6,2	4,7	0,8	0,2	0,1	1,4	0,4	0,3	0,0	5,1
	16.05.	87	2	5	3,4	2,9	7,6	6,0	0,6	0,0	0,1	1,7	0,7	0,2	0,0	8,5
	23.05.	42	2	5	3,4	4,5	7,6	6,1	0,7	0,3	0,1	2,0	0,8	0,4	0,1	11,2
	30.05.	116	3	6	4,6	4,7	10,1	8,0	1,0	0,4	0,3	5,3	2,2	1,0	0,5	13,0
	06.06.	26	5	7	5,9	8,7	12,3	10,7	1,0	0,4	3,1	13,4	7,5	2,5	1,1	13,8
	13.06.	12	7	9	7,2	12,9	14,6	13,7	0,5	0,5	13,3	23,4	18,0	3,8	2,2	13,7
	20.06.	10	7	8	7,5	15,9	20,0	17,2	1,4	0,6	21,1	54,1	37,8	10,6	4,3	12,8
	27.06.	15	8	8	8,0	17,3	24,9	21,5	2,2	0,8	43,8	121,4	78,1	21,4	11,1	11,2
	11.07.	4	9	9	9,0	28,0	38,3	32,5	4,4	0,6	177,9	400,5	271,7	98,0	15,2	7,1
	18.07.	4	8	10	9,5	21,3	45,6	36,7	10,6	0,9	73,0	669,6	397,8	247,5	28,9	5,3
	01.08.	27	8	11	10,4	20,0	62,0	48,8	9,9	0,4	60,6	1509,0	877,5	368,6	27,6	3,9
	08.08.	5	11	11	11,0	48,0	59,0	51,4	4,5		829,0	1418,2	977,0	250,9		
S. I. 1992	14.05.	54	1	2	1,3	3,8	6,2	5,7	0,4	0,2	0,1	1,2	0,6	0,2		-7,5
	21.05.	331	1	4	3,2	4,9	8,7	7,2	0,8	0,6	0,1	3,4	1,5	0,7	0,7	29,8
	28.05.	89	3	8	5,5	6,3	15,0	11,6	1,9	1,5	1,1	25,3	11,0	6,0	5,0	36,0
	02.06.	64	7	8	8,0	15,1	22,0	19,2	1,7	1,1	28,5	96,2	61,9	17,1	17,0	28,6
	18.06.	16	9	9	9,0	29,0	43,0	36,9	3,7	1,1	170,3	539,9	368,9	100,3	26,3	4,8
	25.06.	9	9	9	9,0	33,5	56,0	44,5	7,3	0,9	266,1	1259,0	667,2	300,1	39,1	4,4
	02.07.	7	9	11	10,0	47,3	53,2	50,8	2,2	0,9	698,9	1044,1	916,7	123,0	47,9	7,4
	09.07.	1	11	11	11,0	57,0	57,0	57,0		-0,1	1337,5	1337,5	1337,5		28,3	5,7
	16.07.	11	11	11	11,0	48,0	67,0	56,5	5,6		712,0	2555,0	1313,3	505,2		

Tab. 8.5 Anzahl, Länge, Gewicht und Wachstum der gefangenen Larven und Jungfrische.

Art	Datum	Anzahl	Stadium			Totallänge in mm			ΔTL pro Tag in mm			Frischgewicht in mg			ΔG pro Tag in mg	% rel. Gew. -WR
			Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	s	Mittel	Min	Max	Mittel	s		
G. c. 1991	18.07.	15	11	11	11,0	27,0	42,0	34,7	3,9	0,5	263,8	763,2	516,1	145,4		7,2
	01.08.	109	11	11	11,0	31,0	49,0	42,4	3,8	0,4	386,0	1475,0	948,1	242,7		2,5
	08.08.	41	11	11	11,0	32,0	52,0	45,1	4,5	0,0	452,7	1940,0	1118,8	334,5		1,4
	15.08.	266	11	11	11,0	36,0	58,0	45,5	4,2	0,4	568,0	2335,0	1169,4	344,9		1,0
	05.09.	89	11	11	11,0	36,0	66,0	53,1	6,2		520,0	3390,0	1829,9	641,9		
G. cernuus 1992	02.06.	2	6	8	7,0	10,1	14,0	12,1	2,8	1,1	10,8	28,5	19,7	12,5		46,8
	18.06.	16	9	10	9,9	23,5	34,5	29,1	2,6	0,8	147,7	456,1	286,7	79,5		5,2
	25.06.	12	10	10	10,0	28,6	40,0	34,6	3,2	0,1	266,3	711,4	492,4	134,7		2,2
	02.07.	16	10	10	10,0	30,3	41,4	35,2	3,4	-0,2	331,7	891,2	525,7	165,3		2,4
	09.07.	3	10	11	10,7	29,1	38,0	34,0	4,5	0,7	300,8	610,0	443,6	155,9		3,7
	16.07.	136	11	11	11,0	30,0	49,0	39,1	3,5	1,1	327,0	1430,0	760,1	204,2		4,8
	23.07.	9	11	11	11,0	43,0	50,0	47,0	2,5	1,2	1024,0	1609,0	1359,9	190,5		4,9
	30.07.	5	11	11	11,0	41,0	45,0	43,6	1,7	1,6	898,0	1171,0	1064,0	105,6		3,8
	06.08.	3	11	11	11,0	52,0	58,0	55,0	3,0	0,1	1552,0	2219,0	1869,7	334,6		2,2
	20.08.	1	11	11	11,0	57,0	57,0	57,0			2350,0	2350,0	2,9			

8.3 Nahrungsuntersuchungen

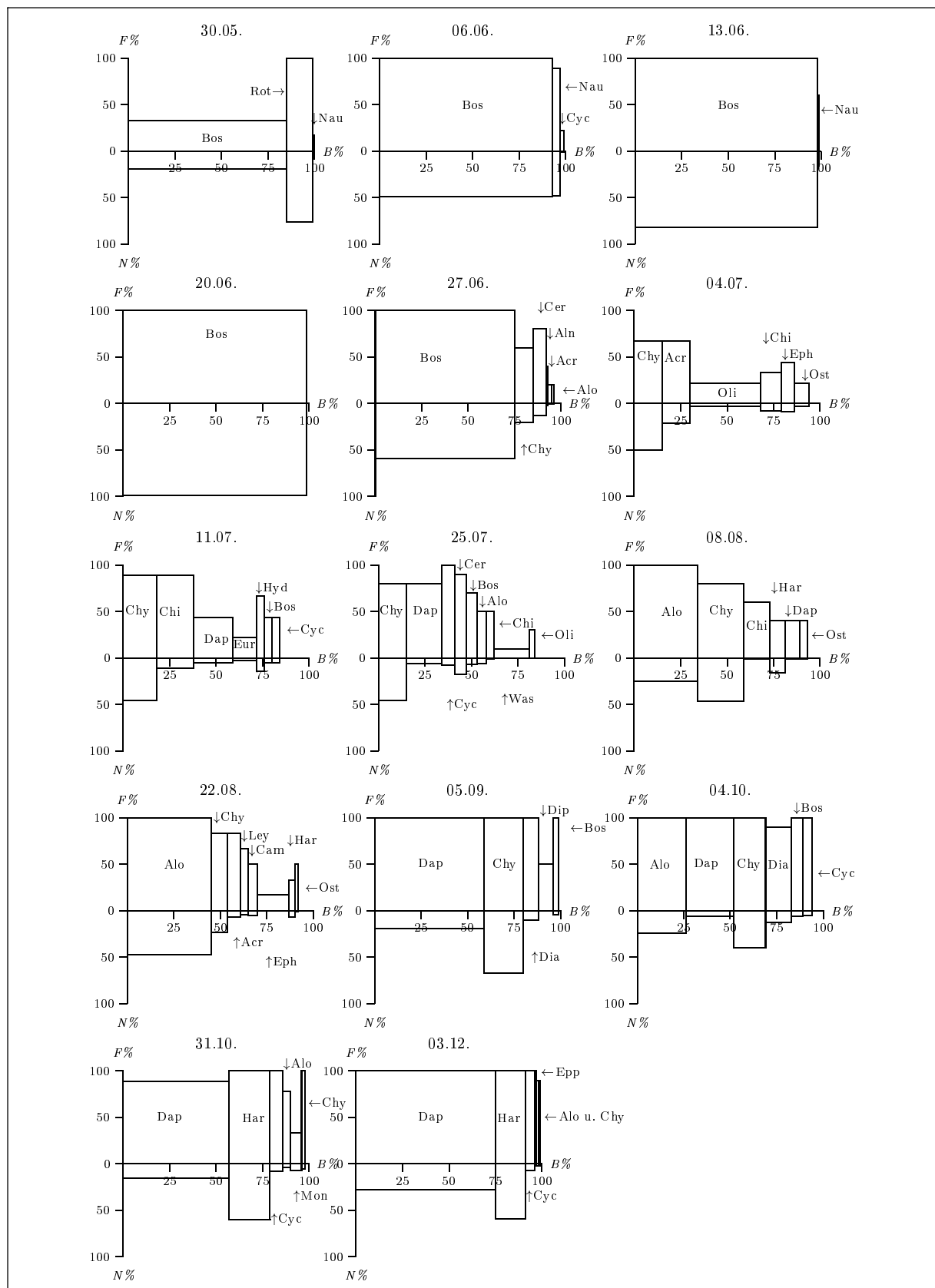


Abb. 8.1 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Brassen 1991.

Abkürzungen der Nahrungsorganismen: Acr = *Acroperus harpae*; Aln = *Alonella* sp.; Alo = *Alona* sp.; Arg = *Argyroneta aquatica* (Wasserspinne); Ase = *Asellus aquaticus*; Bla = Blattlaus; Bos = *Bosmina* sp.; Cal = Calanaoide Copepoden; Cam = *Camptocercus rectirostris*; Cer = *Ceriodaphnia* sp.; Cha = Chaoboruslarven; Chi = Chironomidenlarven; Chy = *Chydorus sphaericus*; Crt = Ceratopogonidenlarven; Cyc = Cyclopoide Copepoden; Dap = *Daphnia* sp.; Dia = *Diaphanosoma brachyurum*; Dip = Dipterenpuppen; Eph = Ephemeropterenlarven; Epp = Epphippien; Eur = *Eurycercus lamellatus*; Fis = Fische; Gam = *Gammarus* sp.; Gas = Gastropoda; Har = Harpacticide Copepoden; Hyd = Hydracarina (Wassermilben); Lat = *Latona setifera*; Lep = *Leptodora kindtii*; Ley = *Leydigia* sp.; Mon = *Monospilus dispar*; Nau = Nauplien; Odo = Odonatenlarven; Oli = Oligochaeten; Ost = Ostracoda; Per = *Peracantha truncata*; Ple = *Pleuroxus* sp.; Pol = *Polyphemus pediculus*; Rot = Rotatorien; Sca = *Scapholeberis mucronata*; Sid = *Sida crystallina*; Sta = Statoblasten von Bryozoen; Thy = Thysanoptera; Tri = Trichopterenlarven; uIn = unbest. Insekten; Was = Wasserwanzen (Heteroptera).

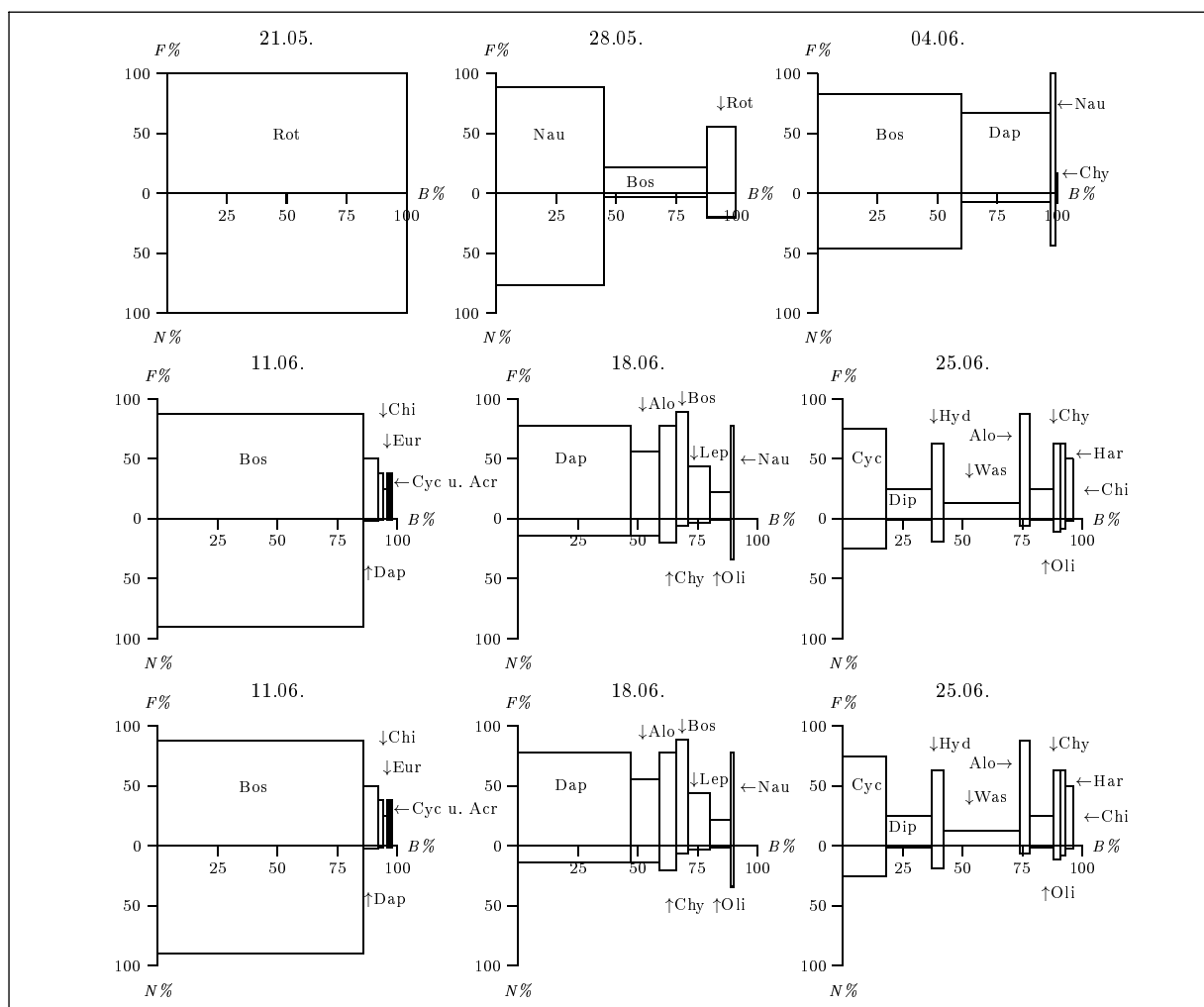


Abb. 8.2 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Brassen 1992. Drei-Größen-Diagramme nach ZANDER (1984): F% = relative Häufigkeit des Auftretens in den Magen-Darm-Trakten der untersuchten Fische, N% = relativer Anteil an der Gesamtzahl der aufgenommenen Nahrungsorganismen, B% = relativer Anteil an der Gesamtnahrungsbiomasse.

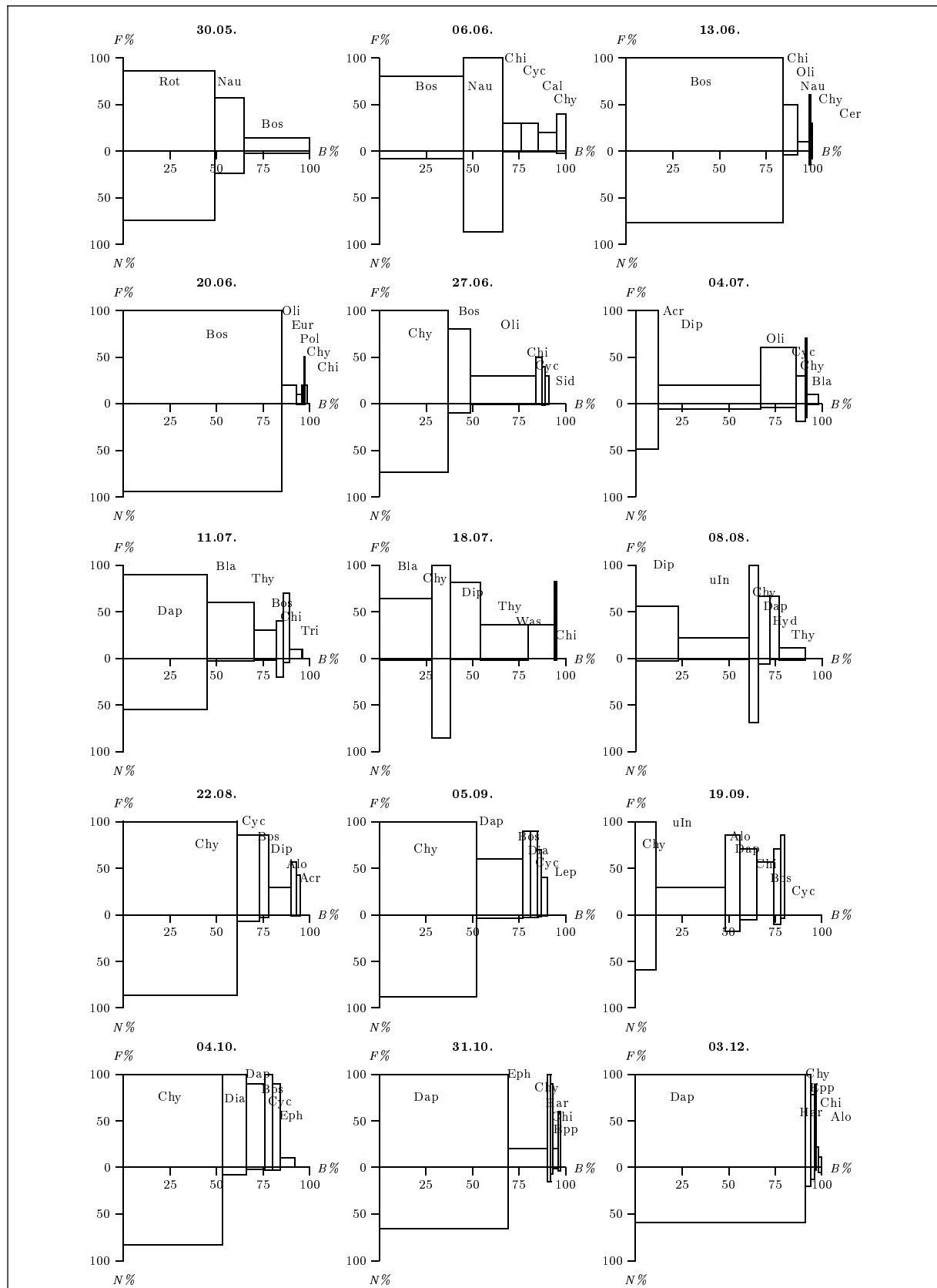


Abb. 8.3 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 der Plötzte 1991.

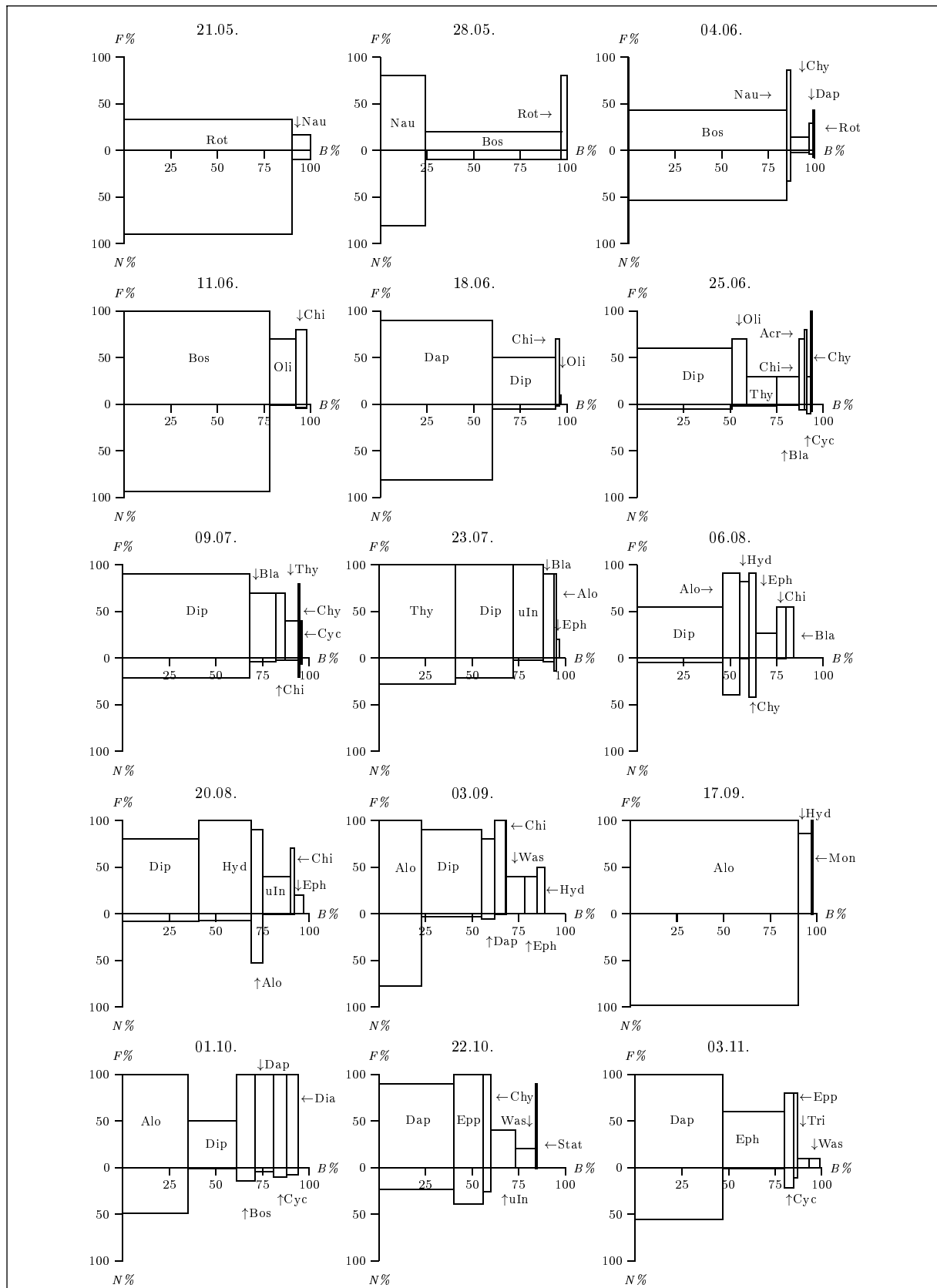


Abb. 8.4 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 der Plötze 1992.

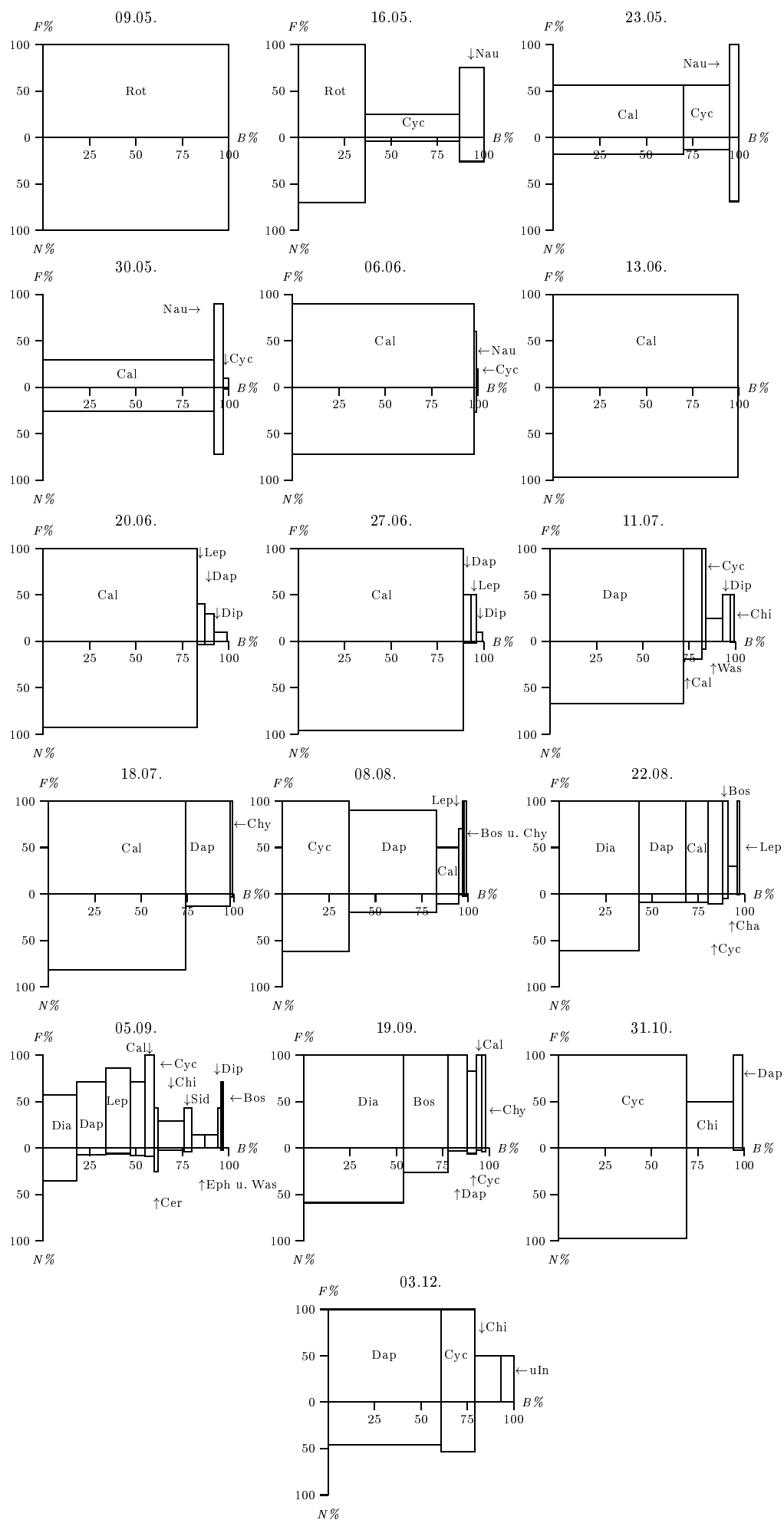


Abb. 8.5 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Flussbarsch 1991.

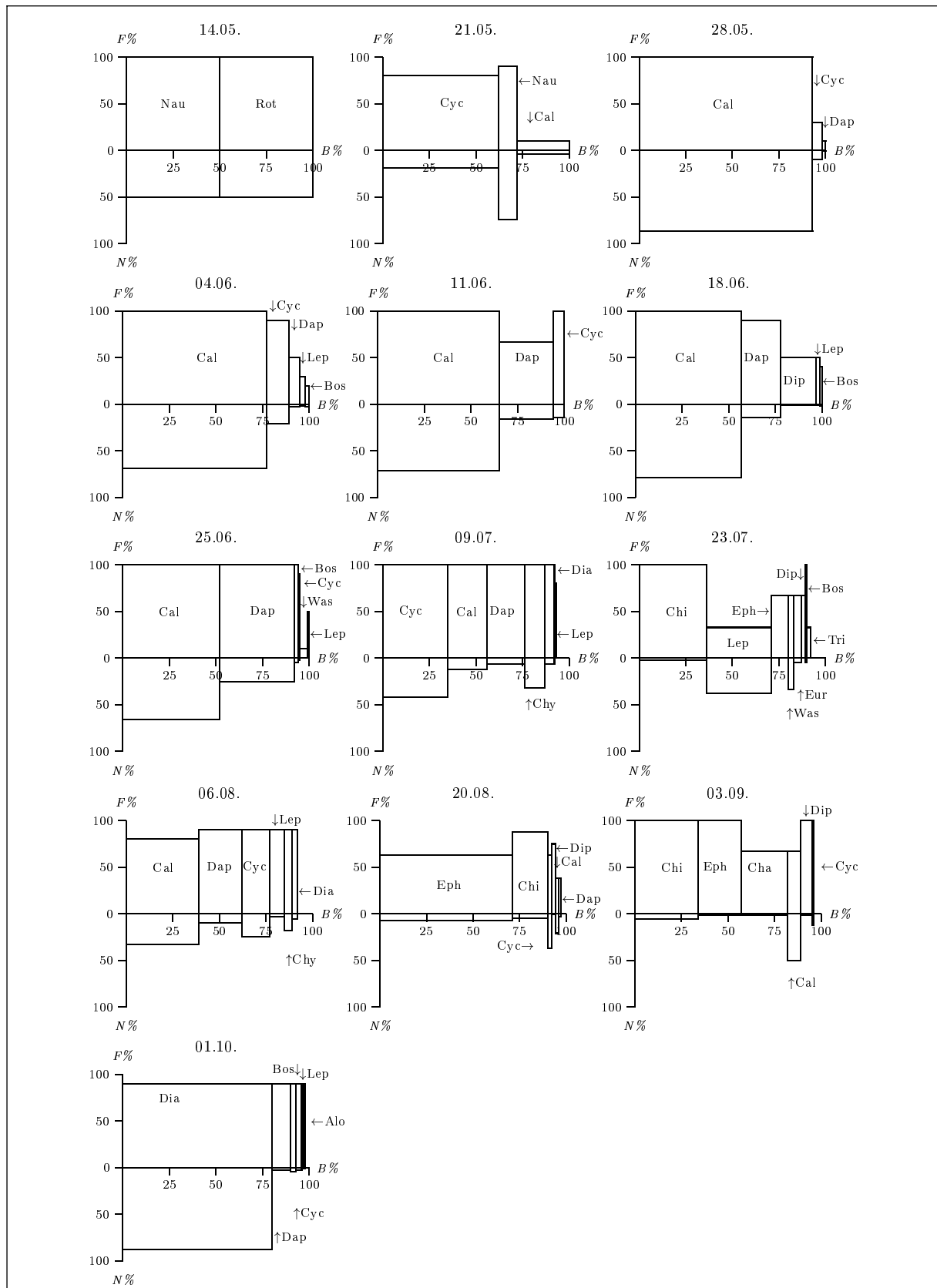


Abb. 8.6 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Flussbarsch 1992.

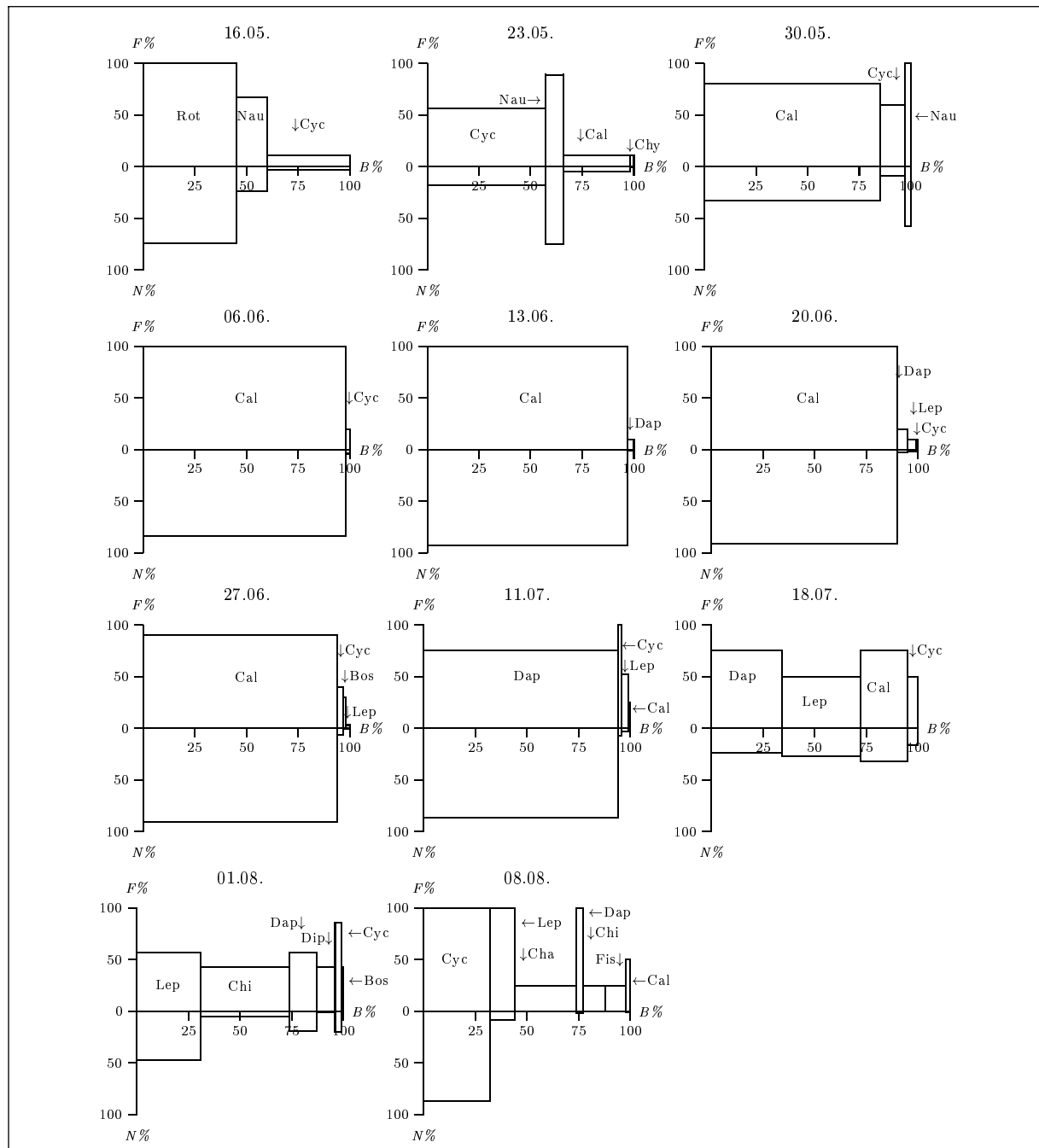


Abb. 8.7 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Zander 1991.

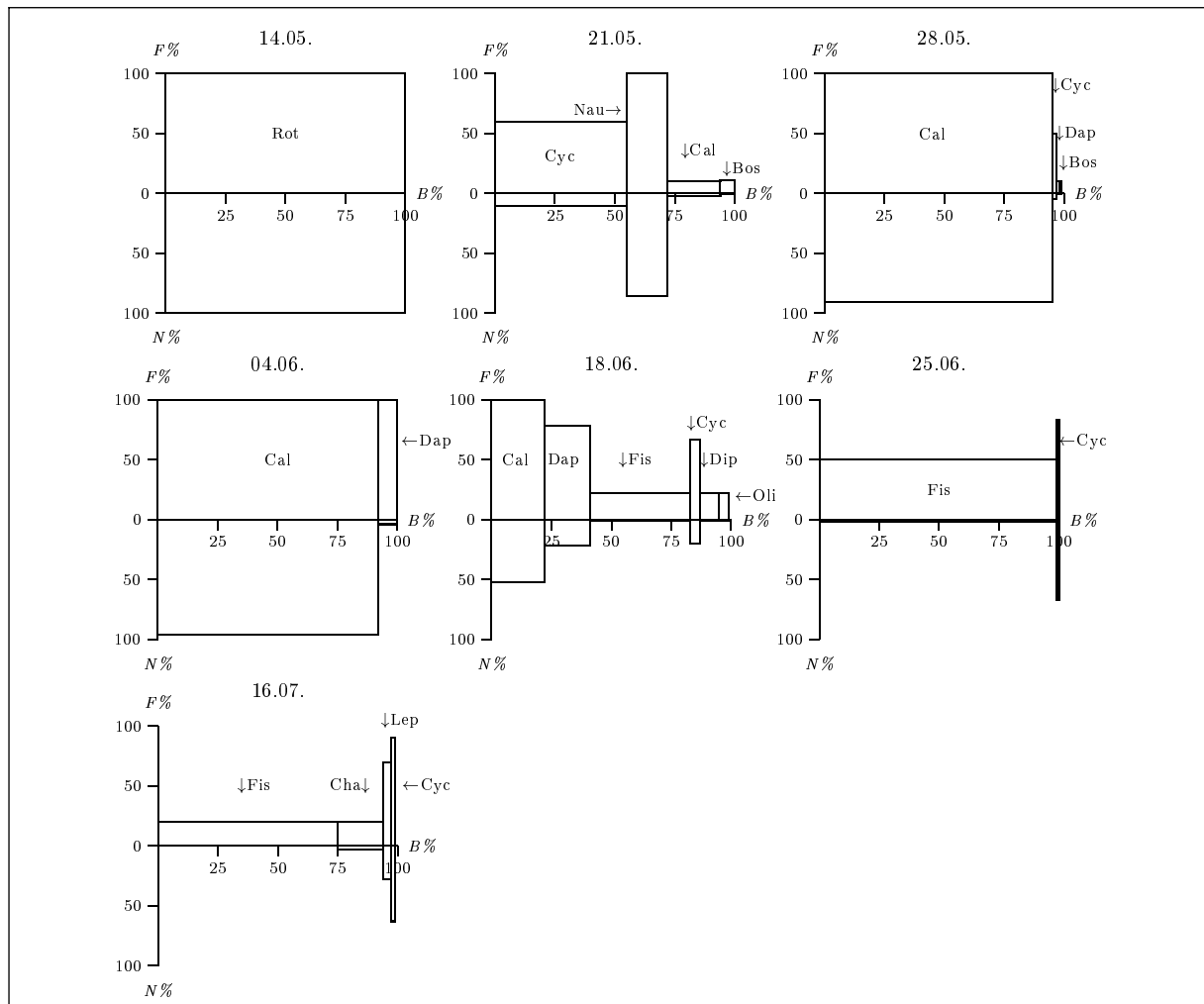


Abb. 8.8 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Zander 1992.

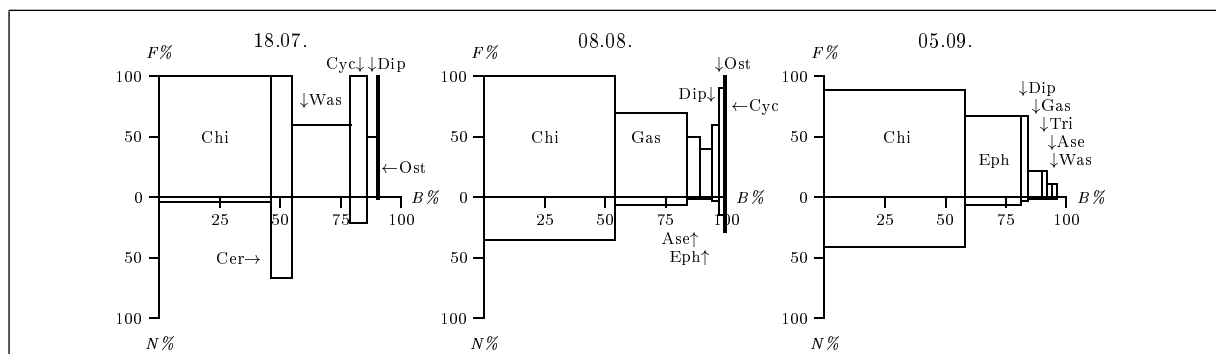


Abb. 8.9 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Kaulbarsch 1991.

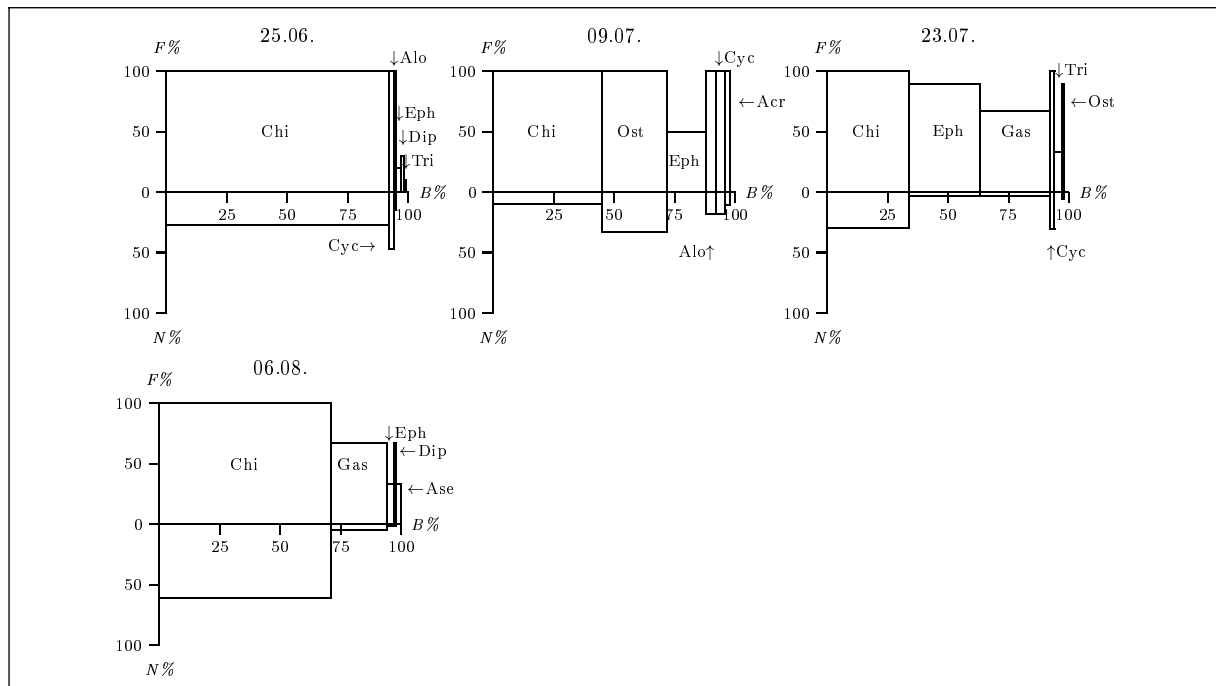


Abb. 8.10 Nahrungszusammensetzung der Altersgruppe 0 des Kaulbarsch 1992.

Lebenslauf

Christine Bertram

geboren am 13.12.1963 in Hamburg

verheiratet, zwei Kinder

1982	Gymnasium Hochrad, Hamburg: Abitur
1982-1984	Ruhr-Universität Bochum: Grundstudium Diplom-Biologie, Vordiplom
1984-1990	Universität Hamburg: Hauptfach: Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, Nebenfächer: Informatik, Botanik
1985	Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg: studentische Hilfskraft auf sechswöchiger Forschungsreise nach Neufundland
1986-1987	Université Aix-Marseille II: einjähriger Studienaufenthalt, Abschluss "Maîtrise d'Océanologie"
1989-1990	Universität Hamburg, Diplomarbeit: "In vitro Untersuchungen zur Chemotaxis von Leukozyten der Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i> WALBAUM) unter besonderer Berücksichtigung von Belastungszuständen"
1989-1990	Prof. Page, Fachbereich Informatik, Universität Hamburg: studentische Mitarbeiterin im Projekt "Literaturdokumentation Informatikanwendungen auf dem Umweltsektor" des Umweltbundesamtes
Mai 1990 bis Dez 1993	Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, Universität Hamburg: wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsvorhaben "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette"
1994 bis 2002	Erziehungspause, daneben Fertigstellung der Dissertation