

Fischökologische Funktionalität von Fließgewässerrenaturierungen im oberfränkischen Mainsystem

Zur Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)
der Naturwissenschaften an der Fakultät für
Biologie, Chemie und Geowissenschaften
der Universität Bayreuth

vorgelegt von
Thomas Speierl
aus Wasserburg am Inn

Januar 2007

Die vorliegende Arbeit wurde als Dissertationsschrift an der Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften der Universität Bayreuth angefertigt (01.2002-03.2005) und ist vollständiger Abdruck der genehmigten Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften.

Zulassung der Arbeit: 31.01.2007

Annahme der Dissertation: 23.04.2007

Tag des wissenschaftliches Kolloquiums: 16.07.2007

Prüfungsausschuss:

PD. Dr. W. Völkl (1. Gutachter), Lehrstuhl Tierökologie I, Universität Bayreuth

Prof. Dr. K. Schreckenbach (2. Gutachter), Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam

Prof. Dr. F.X. Bogner, Lehrstuhl Didaktik der Biologie, Universität Bayreuth

Prof. Dr. K.H. Hoffmann, Lehrstuhl Tierökologie I, Universität Bayreuth

Prof. Dr. St. Peiffer, Lehrstuhl für Limnologie, Universität Bayreuth

Die vorliegende Arbeit wurde gefördert durch die Fachberatung für Fischerei des Bezirks Oberfranken/Bayern und dem Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V.

Für Jutta

„Die Weißfische zeigen die entgegengesetzte Neigung
oder Liebhaberei zu den Lachsfischen,
sie gehen nämlich bei ihrer Laichzeit
durchaus nur in die auf dem linken
Mainufer einströmenden Flüsse ein.“

Friedrich Strack, 1812

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Fließgewässerdynamik und Biodiversität.....	1
1.2	Flussregulierungen und die Auswirkung auf Fischbestände.....	2
1.3	Fischartenschutz und Fließgewässerrenaturierung.....	4
2	Das Untersuchungsgebiet.....	8
2.1	Das Einzugsgebiet.....	8
2.2	Das Abflussregime im oberen Mainsystem.....	9
2.3	Historische Entwicklung der Flusslandschaft Obermain.....	10
3	Untersuchungsansatz, Untersuchungsflächen und Methoden ..	14
3.1	Untersuchungsansatz.....	14
3.2	Untersuchungsflächen.....	16
3.2.1	Auswahlkriterien.....	17
3.2.2	Charakterisierung der Untersuchungsflächen.....	17
3.2.2.1	Monitoring-Bereich Rodachmündung.....	17
3.2.2.2	Monitoring-Bereich Schönbrunn.....	18
3.2.2.3	Monitoring-Bereich Zapfendorf.....	20
3.2.2.4	Referenzstrecken des toxikologischen Monitorings.....	22
3.2.2.5	Fangstationen der Fischdrift.....	22
3.2.2.6	Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb.....	23
3.2.2.7	Flutmulden der Rodachrenaturierung Redwitz.....	24
3.3	Methoden.....	25
3.3.1	Charakterisierung der Fischgemeinschaften.....	25
3.3.1.1	Durchführung der Befischungen.....	25
3.3.1.2	Probenbearbeitung.....	26
3.3.1.3	Datenanalyse.....	26
3.3.1.3.1	Altersgruppierungen, Abundanzwerte und Erträge.....	26
3.3.1.3.2	Ökoethologische Gruppierung der Fischarten.....	26
3.3.1.3.3	Biozönotische Kenngrößen - Dominanz, Frequenz und Diversität.....	27
3.3.1.3.4	Ähnlichkeiten der Fischgemeinschaften – ANOSIM.....	28
3.3.1.3.5	Abundanz–Biomasse–Vergleich der Fischgemeinschaften (ABC-Methode).....	31
3.3.1.3.6	Hydrologische Variablen.....	32
3.3.2	Gewässermorphologie und Fischbestand.....	33
3.3.2.1	Erfassen der Gewässermorphologie.....	33
3.3.2.2	Bestimmung wasserbaulicher Kenngrößen und Datenauswertung.....	34
3.3.3	Drift larvaler und juveniler Jungfische in renaturierten und regulierten Flussbereichen.....	35
3.3.3.1	Erfassen der Drift.....	35
3.3.3.2	Probenbearbeitung.....	35
3.3.3.3	Datenanalyse.....	36

3.3.4	Saisonale und diurnale Kurzdistanzwanderungen von Fischen zwischen dem Fluss und einer Altwasser–Kiesseeanbindung	36
3.3.4.1	Erfassen der Kurzdistanzwanderungen.....	36
3.3.4.2	Zooplanktonerhebung	39
3.3.5	Das Reproduktionspotenzial an Jungfischen in unterschiedlichen Gewässerstrukturen	40
3.3.5.1	Jungfischerhebungen nach der Forney-Methode und mit Lichtfallen.....	40
3.3.5.2	Methodenvergleich - Lichtfallen und Elektrofischerei.....	41
3.3.6	Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe und weiterer rheophiler Jungfische.....	41
3.3.6.1	Erfassen der Jungfische in charakteristischen Mesohabitaten	41
3.3.6.2	Datenauswertungen der Jungfischerhebungen	42
3.3.6.3	Habitatkartierung der Barbe	43
3.3.6.4	Einbindung angelfischereilicher Daten.....	46
3.3.7	Erfassung von Jungfischauftreten in zwei Flutmulden der Rodach- renaturierung bei Redwitz.....	46
4	Ergebnisse	47
4.1	Artenspektrum.....	47
4.2	Analyse der Fischgemeinschaften der Monitoring-Bereiche.....	50
4.2.1	Ähnlichkeiten der Fischgemeinschaften.....	50
4.2.2	Die Fischgemeinschaften der Monitoring-Bereiche.....	52
4.2.2.1	Rodachmündung.....	52
4.2.2.2	Schönbrunn	60
4.2.2.3	Zapfendorf.....	66
4.2.3	Ökoethologische Gruppierung der Fischgemeinschaften	73
4.2.4	Diversität der Fischgemeinschaften	80
4.2.5	Abundanz-Biomasse-Verhältnisse in den Flussstrecken	86
4.2.6	Saisonale Verteilungsmuster der Fischbestände	93
4.3	Wasserbauliche Kenngrößen und Fischbestände	104
4.4	Drift larvaler und juveniler Fische in regulierten und renaturierten Flussbereichen.....	112
4.5	Fischökologische Funktionalität einer Altwasser-Kiesseeanbindung an den Main.....	131
4.5.1	Diurnale und saisonale Kurzdistanzwanderungen zwischen Fluss und Anbindung	131
4.5.2	Jungfischauftreten in der Anbindung, einem Altarm und dem regulierten Main	149
4.6	Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe sowie weiterer rheophiler Jungfische.....	159
4.6.1	Abundanz- und Biomasseentwicklung adulter Barben	159
4.6.2	Längenfrequenzen, Laichfischauftreten und Sex-Ratio der Barbe...	161
4.6.3	Habitatausstattung im Obermain (Fkm. 440,0 – 387,4) und in der Rodach (Fkm. 1,6 – Fkm. 0,0)	161
4.6.4	Laichgeschehen der Barbe	168

4.6.5	Abundanzentwicklung juveniler Barben und weiterer rheophiler Jungfische in verschiedenen Mesohabitaten	169
4.6.6	Bestandsentwicklung der Barbe nach Daten der Angelfischerei	173
4.7	Die Jungfischbestände in zwei Flutmulden der Rodachrenaturierung Redwitz	175
5	Diskussion	177
5.1	Fischereiliche Erhebungsmethoden.....	177
5.1.1	Aktive Methoden.....	177
5.1.1.1	Elektrofischerei	177
5.1.1.2	Zugnetzfisherei	179
5.1.2	Passive Methoden.....	179
5.1.2.1	Driftnetzeinsatz	180
5.1.2.2	Forney-Methode	181
5.1.2.3	Lichtfallen	181
5.1.2.4	Trappnetze	182
5.1.3	Vergleich einer passiven und aktiven Fangmethode zur Jungfischerhebung.....	184
5.2	Artenspektrum, Gefährungsgrad und Entwicklungstendenzen naturschutzfachlich bedeutender Fischarten	186
5.3	Einfluss der Renaturierungen auf die Fischfauna im oberen Mainsystem	189
5.4	Die Fischgemeinschaften der einzelnen Monitoring-Bereiche.....	198
5.4.1	Rodachmündung	198
5.4.2	Schönbrunn	201
5.4.3	Zapfendorf	204
5.5	Vergleich der Fischgemeinschaften nach der Abundanz-Biomasse-Methode	205
5.6	Die Flussdynamik im oberen Mainsystem und ihre Auswirkungen auf die Fischbestände	207
5.7	Saisonale Verteilungsmuster und Auswirkungen wasserbaulicher Kenngrößen auf die Rekrutierungsbedingungen der Fischbestände	212
5.8	Driftaufkommen und –mechanismen larvaler und juveniler Fische in den regulierten und renaturierten Flussbereichen	224
5.9	Diurnale und saisonale Kurzdistanzwanderungen zwischen dem Main und der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb	234
5.10	Die Jungfischauftreten der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb im Vergleich mit einem Altarm und dem regulierten Main	246
5.11	Die Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe	258
5.12	Die Jungfischauftreten in zwei Flutmulden der Rodachrenaturierung bei Redwitz.....	266
6	Resümee und Ausblick	269
7	Zusammenfassung	273

8	Summary	277
9	Literaturverzeichnis	281
10	Danksagung.....	307
11	Anhang	309
12	Erklärung.....	324

„Following a long history of neglect, fishes are now commonly studied by limnologists.“

(WINFIELD, 1991)

1 Einleitung

1.1 Fließgewässerdynamik und Biodiversität

Flüsse und ihre Auen wurden im letzten Jahrzehnt als wichtige Zentren pflanzlicher und tierischer Biodiversität erkannt (DÉSCAMPS, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; TOCKNER & STANFORD, 2002; WARD & STANFORD, 1989; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 1999; WARD et al., 2002). Die Habitatausstattung der Flusssysteme wird von geobotanischen, hydromorphologischen und hydrologischen Faktoren bestimmt. Entscheidend für ihre Komplexität sind die laterale und longitudinale Vernetzung der unterschiedlichen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume (TOCKNER & STANFORD, 2002; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 2002).

Innerhalb dieser Rahmenbedingungen ist die Abflussdynamik der Schlüssel zum Artenreichtum. Extremabflüsse unterschiedlicher Ausprägung (Hochwasserwellen, Niedrigwasser) fördern eine kleinflächige Strukturdynamik und bilden unterschiedlichste Habitattypen aus. Sie bringen entlang des Gewässerlaufs ein Mosaik an verschiedenen Sukzessionsstadien und aquatisch-terrestrischer Ökotope hervor, die charakteristische pflanzen- und tierreiche Lebensgemeinschaften besitzen (HILDREW, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 1999; WARD et al., 2002). Die Vielfalt an Habitattypen und Sukzessionsformen prägt die habitatspezifische Biodiversität und die der unterschiedlichen Flussabschnitte (SCHIEMER, 1999 A, 1999 B). Zusammen ergeben sie den Artenreichtum einer Flusslandschaft. Intensität und Frequenz der Störungen durch die Extremabflüsse bestimmen die Raum-Zeit Dynamik im Flusssystem (PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND, 1989; HILDREW, 1996). Die Sukzession in den einzelnen Lebensgemeinschaften ist dadurch unterschiedlich weit fortgeschritten. In größeren Gewässerabschnitten kann die Zusammensetzung der Biozönosen über mehreren Jahre weitgehend gleich bleiben, wenn die Störungen langfristig regelhaft auftreten. Saisonal können sich erhebliche Veränderungen bei den Dominanzverhältnissen einstellen. Intakte Wechselwirkungen zwischen den Wasser- und Landbereichen fördern die Produktivität des Gewässers (KARR & SCHLOSSER, 1978; WELLCOME, 1979). Der Bestand der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Artenvielfalt ist an den Erhalt oder die Wiederherstellung charakteristischer Fließgewässerprozesse des Flusssystems gebunden (HILDREW, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 1999; WARD et al., 2002, CLARKE et al., 2003) und umfasst die Abfluss-, Struktur- und Raum-Zeit-Dynamik im Einzugsgebiet.

In den letzten zwei Jahrhunderten hat der Mensch durch Änderung des Abflussregimes, Wasserverschmutzung und Gewässerbau die Ökologie von Flusssystemen stark beeinträchtigt (ZALEWSKI et al., 1990; JUNGWIRTH et al., 2000; MUHAR et al., 1995; TOCKNER & STANFORD 2002). Die wasserbaulichen Eingriffe verursachten die größten und nachhaltigsten Schäden (ALLAN & FLECKER, 1993; BRUTON, 1995; FREYHOF, 2002; GÖLZ, 1994; HOFFMANN, 1996; MANN, 1988; MCCARTHY, 1985; SWALES, 1982, 1994 B): Flussbegradigungen, Quer- und Längsverbauungen verringerten die Habitatvielfalt, zerschnitten die Flüsse in Teillebensräume, trennten sie von ihren Überflutungszonen und Auen und verursachten eine kontinuierliche Sohlevertiefung (z.B. WELLCOME, 1994; HOFFMANN, 1996; SWALES, 1982, 1994 A, B; TOCKNER & STANFORD, 2002). Der Main, ein typischer Fluss der deutschen Mittelgebirgsregion, verlor durch Ausbau und Begradigung im Laufe des 19. Jahrhunderts zehn Prozent seiner ursprünglichen Fließstrecke und die meisten seiner Altwasserzonen und Auengebiete (GERLACH, 1990; MODER & STRÄTZ, 1988; SPEIERL, 2003; STRÄTZ & MODER, 1990).

1.2 Flussregulierungen und die Auswirkung auf Fischbestände

Am offensichtlichsten wurden die zahlreichen Eingriffe in die Fließgewässerökosysteme am massiven qualitativen und quantitativen Rückgang der Fischbestände (ALLAN & FLECKER, 1993; COWX, 1994, 2001, 2002; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002; GREGORY et al., 1991; SCHIEMER, 1988, 1999 A, 1999 B; SCHIEMER & SPINDLER, 1989; SCHIEMER et al., 1991; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; WELLCOME, 1979, 1992, 1994). Fische sind in vielen Süßwassersystemen die Endglieder komplexer Nahrungsnetze. Sie reagieren besonders empfindlich auf Veränderungen ihres Lebensraumes (ALLAN & FLECKER, 1993) und haben dadurch einen hohen Zeigerwert für den ökologischen Zustand des Gewässers (z.B. SCHIEMER, 1988; SCHIEMER et al., 1991; MATHEWS 1998). GUEGAN et al. (1998) zeigten, dass weltweit die Diversität bei Flussfischen durch die Habitatheterogenität und das Nahrungsangebot bestimmt wird. Habitatverluste durch massive wasserbauliche Eingriffe sind aktuelle die größte Bedrohung für die europäischen Flussfischarten (BRUTON, 1995; COWX, 1994, 2002; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002; FREYHOF, 2002; SWALES, 1994 B). Die Bedeutung struktureller Habitatdefizite wurde in den letzten Jahrzehnten umso offensichtlicher, je weiter die Verbesserungen der Wasserqualität voranschritt (BURKHARDT-HOLM et al., 2002; PETER, 1995; SCHWEVERS & ADAM, 1999; UTZINGER et al., 1998).

Die wasserbaulichen Eingriffe haben zu starken Veränderungen der Flussfischgemeinschaften geführt. Insgesamt hat sich die Fischfauna der Fließgewässer von stenöken zu euryöken Arten verschoben (CARREL & RIVIER, 1996; OBERDORFF & HUGHES, 1992).

Längsverbauungen fördern monotone Sohlestrukturen und verringern die Populationsdichte, Biomasse, Diversität und Artenzahl der Bestände (BOHL & LEHMANN, 1989; GORMAN & KARR, 1978; JUNGWIRTH & WINKLER, 1983; LELEK & LUSK, 1965; SCHWEVERS & ADAM, 1999). Der gleichzeitige Verlust reichstrukturierter Uferlinien und lateraler Gewässerzonen schränkt das Rekrutierungsvermögen ein (BISCHOFF & FREYHOF, 1999; DE JALÓN, 1995; FREYHOF, 1996, 1998; FREYHOF & STEINMANN, 1998; GORMAN & KARR, 1978; Keckeis et al., 1996; PENCZAK, 1994; PENCZAK et al., 1998; SCHIEMER et al., 1991; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; WINTERSBERGER, 1996). Potenzielle Laichplätze und Refugialräume verlieren an Qualität, gehen verloren (MOLLS, 1994, 1999; SCHLOSSER, 1991, 1995) bzw. sind nicht mehr erreichbar (KRUK & PENCZAK, 2003; PENCZAK & KRUK, 2000, 2004). Querbauwerke, die in hoher Dichte für die meisten Fließgewässer inzwischen charakteristisch sind (IKSR, 1999; STROHMEIER, 1998), isolieren viele Flussfische von saisonal genutzten, überlebenswichtigen Habitatstrukturen (z.B. Laichgebiete, Wintereinstände) und wirken sich negativ auf die Bestandsentwicklung aus (KOVACEK-MANN, 1992; KRUK & PENCZAK, 2003; PENCZAK & KRUK, 1999; PENCZAK & KRUK, 2000, 2004). Die Strömung ist nicht mehr der entscheidende Faktor für die Strukturierung der Gewässerbiozöosen (AMBÜHL, 1962). Reduzierte Geschiebeführung und Abflussdynamik verschlechtern die Strukturvielfalt der Gewässersohle, deren Substratzusammensetzung und Durchlüftung (INGENDAHL, 1999). Qualitativ hochwertige Kieslaichplätze verschwinden aufgrund des Geschiebedefizits und eines erhöhten Feinsedimenteintrags (INGENDAHL, 1999).

Fische gehören heute zu den am stärksten bedrohten Tierarten in Deutschland (BLESS et al. 1994; BLESS et al. 1998). Von insgesamt 70 heimischen Arten gelten bereits 52 Arten (74 %) als ausgestorben oder gefährdet. Dabei sind die meisten Arten dem Hauptlebensraumtyp Fließgewässer zu zuordnen: insgesamt 30 Fließgewässerarten sind gefährdet. Betrachtet man die Fischarten hinsichtlich ihrer Laichplatzansprüche (BALON, 1975; 1981), ist vor allem die ökologische Gilde der auf Kies oder Hartsubstraten laichenden Fische bundesweit mit insgesamt 34 Arten (49%) extrem bedroht (BLESS et al. 1994; BLESS et al. 1998). Im oberen Mainsystem gehören hierzu u.a. Äsche, Bachforelle, Barbe, Hasel, Nase, Nerfling, Rapfen und Rutte. In Bayern stehen von den 62 heimischen Fischarten 34 auf der Roten Liste (BOHL et al., 2003). Zunehmend bedroht ist in den Flusssystemen auch die Gilde der obligat an Pflanzen laichenden Fischarten (DE NIE, 1987; NAVODARU et al., 2000). Neben den strukturellen Defiziten bei der Etablierung entsprechender Laichzonen (submerse Makrophyten bzw. vegetationsreiche Überflutungsbereiche) schränkt die Gewässereutrophierung die Fortpflanzungsmöglichkeiten erheblich ein (AARTS et al., 2004).

Die Auswirkungen der wasserbaulichen Maßnahmen auf den einstigen Fischreichtum des Mainsystems dokumentieren viele historische Belege. Demnach wurden im 19. Jahrhundert die Wanderfischarten Lachs (WEIGELT 1896), Stör (STADLER 1961), Maifisch (VON SIEBOLD 1863, TEROFAL 1977), Fluss- und Meerneunauge (JÄCKEL 1864, TEROFAL 1977, WONDRAK 1999) noch mehr oder minder häufig bei ihren Laichzügen im Untermain nachgewiesen. Der Maifisch drang dabei sogar über Bamberg hinaus bis in den Obermain vor (BRÜCKNER 1926). Vor den intensiven menschlichen Eingriffen in Aue und Fluss zu Beginn des 20. Jahrhunderts galt der Main als einer der fischreichsten Flüsse Europas (TEROFAL 1977). Die Fischbestände im bayerischen Main dominierten neben dem Vorkommen dieser Wanderfischarten - noch zu nennen ist der Europäische Aal - viele kies- und strömungsliebende Fischarten, wie Hasel, Nase und Barbe (BUNDSCHUH 1804, JÄCKEL 1864, BRÜCKNER 1926). Besonders die Barbe wird für den Main Ende des 19. Jahrhunderts als „ungemein häufig“ beschrieben (FRAISSE 1880, in TEROFAL 1977). Deren Bestandsrückgänge im Obermain zu Beginn des 20. Jahrhunderts setzte BUXBAUM (1893) bereits in Zusammenhang mit den Mainregulierungen. Die zu Beginn der 1990er Jahre durchgeführte Fischartenkartierung in Oberfranken ergab, dass fast 40 % der im Mainsystem heimischen Fischarten aufgrund von strukturellen Lebensraumveränderungen bedroht sind (SCHADT, 1993, 1995). Am stärksten betroffen sind die kieslaichenden Fischarten (SCHADT, 1993, 1995).

1.3 Fischartenschutz und Fließgewässerrenaturierung

Der Erhalt bzw. die Wiederherstellung der Abfluss-, Struktur-, und Raum-Zeit-Dynamik im Flussbett und von Wechselwirkungen zwischen Fluss und Umland sind vordringliche Aufgaben für einen umfassenden Fischartenschutz, der qualitativen und quantitativen Veränderungen der Fischfauna entgegengewirkt (ALLAN & FLECKER, 1993; COWX, 2002; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002; CRIVELLI, 2002; MAITLAND, 1995; MEFFE, 2002; PETER, 1995; SWALES, 1994 B; WARD & STANFORD, 1989; WELLCOME, 1992).

Bereits in den 1980er Jahren wurden strukturelle Lebensraumverbesserungen in Fließgewässern durchgeführt, die sich jedoch auf die Förderung einzelner Fischarten (z.B. Salmoniden) beschränkten (WESCHE, 1985). Ein umfassenderer Ansatz bei der Restauration von Fließgewässern setzte sich Anfang der 1990er Jahre durch (PETERSEN & PETERSEN, 1992). Verstärkt wurden landschaftsökologische Aspekte (SCHLOSSER, 1991), wie die Laufgestalt des Gewässers, seine Uferstrukturierung und die Gestaltung von Überflutungszonen berücksichtigt, mit dem Ziel eine möglichst natürliche Gewässergestalt mit Überschwemmungsbereichen und Umlagerungstrecken zu erhalten (BOON, 1998; JUNGWIRTH et al., 1995; MUHAR et al., 1995).

Vielfältige Fließgewässerrenaturierungen wurden während des letzten Jahrzehnts unter großen finanziellen Aufwand durchgeführt, in den seltensten Fällen aber konkrete Erfolgskriterien vorab definiert und nach Vollzug kontrolliert (GILLER, 2005; PALMER et al., 2005). Zudem wurde die spezifische Bedeutung der ökohydrologischen und ökomorphologischen Dynamik für den Erfolg oder Misserfolg von Flussrenaturierungen erst in den letzten Jahren erkannt (WARD et al., 2001; CLARKE et al. 2003). Insgesamt führten diese Defizite in vielen Fällen zu einem Missverhältnis zwischen finanziellen Aufwand und den Erfolg der Maßnahmen (GILLER, 2005; PALMER et al., 2005).

Aktuell sind am besten die großen Flusssysteme in Europa (z.B. Rhein: GRIFT, 2001; JUNGWIRTH et al., 2002; JUPÉ et al., 1999; NEUMANN, 1999, 2002; NEUMANN et al., 1996; RAAT, 2001; z.B. Donau: KECKEIS et al., 1996; MADER et al., 1998; SCHIEMER, 1999 A; SCHIEMER & SPINDLER, 1989; SCHMUTZ & JUNGWIRTH, 1999) und Nordamerika untersucht (ALLAN & FLECKER, 1993; CROOK & ROBERTSON, 1999; POFF & ALLAN, 1995; POFF et al., 1997; THEILING et al., 1999; WHALEN et al., 2002). Unabhängig von der Größe des Fließgewässers bringen kleinräumige Renaturierungsmaßnahmen nur geringe Verbesserungen für die Fischfauna (PRETTY et al., 2003; RAAT, 2001). Berücksichtigen die Maßnahmen jedoch die ökologischen Schlüsselemente des Flusssystems (WARD et al., 2001; CLARKE et al., 2003) und fördern die räumlich-zeitliche Abflussdynamik, die Konnektivität (Längsdurchgängigkeit, amphibische Ökotope, laterale Gewässer- und Auenvernetzung), die Störungsdynamik, die Ausbildung typischer Fließgewässerökotope und Sukzessionsformen, wirkt sich dies positiv auf die Fischbestände aus: deren Artenvielfalt und ihr Reproduktionspotenzial, sowie das Vorkommen seltener Arten werden gefördert (BAYLEY et al., 2000; BUISE & VRIESE, 1996; GRIFT, 2001; JUNGWIRTH et al., 1995, 2000, 2002; POFF et al., 1997; SCHMUTZ et al., 1999; SCHMUTZ et al., 2000; WHALEN et al., 2002).

Nachdem die Gesetzesvorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) es erfordern, neue Standards im Wasserbau und Gewässerunterhalt den fortschreitenden wissenschaftlichen Erkenntnissen der Fließgewässerforschung anzupassen, um den vorgegebenen „guten ökologischen Zustand der Gewässer“ zu erreichen (CHOVANEC et al., 2000; JUNGWIRTH et al., 2002; SCHMUTZ et al., 2000; CLARKE et al., 2003), wäre die Wiederherstellung der genannten ökologischen Schlüsselemente ein passendes Leitbild für Flusssysteme (CLARKE et al., 2003). Damit wird letztendlich die Habitatheterogenität und zugleich die aquatische und terrestrische Artenvielfalt gefördert (HILDREW, 1996; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al., 2001).

Unter diesen Gesichtspunkten führt das Wasserwirtschaftsamt Bamberg seit 1992 in einem bundesweiten Vorzeigeprojekt gezielt Renaturierungsmaßnahmen am Oberlauf des Mains und der Rodach (Oberfranken/Nordbayern) durch. Dabei werden sowohl Hochwasser- und Grundwasserschutz als auch Biotop- und Artenschutz kombiniert.

Im Rahmen eines ökologisch ausgerichteten Gewässerbaus soll die gesamte Bandbreite unterschiedlicher Habitattypen einer frei fließenden Flusslandschaft durch hydrologische und geomorphologische Prozesse wiederentstehen (CLARKE et al., 2003). Das Projekt profitiert von dem Vorkommen einer etwa 40 km langen, freifließenden Mainstrecke ab Lichtenfels (STROHMEIER 1998) und von einer Kooperation mit der lokalen Kiesindustrie bei der Umsetzung der Maßnahmen. Einschränkend wirken die zahlreichen Querverbauungen an der Rodach und im oberen Main bis zur Stadt Lichtenfels, die einen durchgängigen Geschiebetransport im Flusssystem unterbrechen. Bisher wurden 24 Renaturierungsmaßnahmen mit einer Ausdehnung von insgesamt etwa 15 Flusskilometern durchgeführt, um die natürliche Dynamik des Fließgewässers zu fördern (METZNER, 2002; METZNER et al., 2003; REBHAN, 1998).

Von 1999 bis 2002 wurden die Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen des Forschungsprojektes „Fließgewässerdynamik und Offenland“ am Lehrstuhl Tierökologie I der Universität Bayreuth wissenschaftlich begleitet. Im Mittelpunkt der Forschung standen die Entwicklung der Fauna und Flora innerhalb des redynamisierten Flusssystem und die Schlussfolgerungen für den Arten-, Biotop- und Prozessschutz. Neben der Vegetationsanalyse in den Hochwasserzonen (VON HESSBERG, 2003) wurde die terrestrische und amphibische Entomofauna (Laufkäfer und Laufspinnen: METZNER, 2004; Wildbienen: MADER, 2003; Heuschrecken: ARMBRUSTER, 2002; HOFFMANN, 2003; Ameisen: GEES, 2002 und Libellen: HILT, 2001), die Avifauna (METZNER, 2002; METZNER et al., 2003) und der Fischbestand (SPEIERL, 2000, 2002; SPEIERL et al., 2002) untersucht.

Der Erhalt oder die Wiederherstellung einer prozesshaften und für das Einzugsgebiet typischen Fließgewässerdynamik bildet die Basis für die ökologisch intakte Funktion der Lebensgemeinschaften im Fluss, der Aue und im amphibischen Bereich (WARD et al., 2001; JUNGWIRTH et al., 2002; CLARKE et al., 2003). Anhand der spezifischen Fließgewässerdynamik und der Funktionalität der Lebensgemeinschaften kann der Erfolg von Fließgewässerrenaturierungen bewertet werden (HILDREW, 1996; JUNGWIRTH et al., 2002; CLARKE et al., 2003). In diesem Zusammenhang besitzen die Fischbestände eine hohe Aussagekraft (JUNGWIRTH et al., 2000; KECKEIS et al., 1996; POFF & ALLAN, 1995; SCHIEMER, 1988, 1999 A, 1999 B; SCHIEMER et al., 1991; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; SCHMUTZ & JUNGWIRTH, 1999; SCHMUTZ et al., 2000), wie sich bereits bei anderweitigen Untersuchungen im oberen Mainsystem zeigte (SPEIERL, 2000, 2003, 2004 A, 2005 A; SPEIERL et al., 2002). Generell verbesserten die Renaturierungsmaßnahmen das Reproduktionspotenzial der Fischfauna - auch bei spezialisierten Arten - und förderten dadurch den natürlichen Fischbestand. Um Flussrenaturierungen erfolgreich umzusetzen, müssen nach BOON (1998) fünf Dimensionen berücksichtigt werden:

Die longitudinale (1), laterale (2) und vertikale (3) Dimension beschreiben den Faktor Raum innerhalb des Flusssystem. Sie beziehen sich auf die strukturelle Entwicklung des Hauptstroms, die permanente Anbindung von Seitengewässern und die temporäre Anbindung von Überflutungsbereichen in der Aue. Die Raum-Zeit Dynamik (4) umfasst die chronologischen Veränderungen innerhalb des Flusssystem. Diese werden durch die charakteristischen Abflussbedingungen in jedem Einzugsgebietes spezifisch gestaltet (5). Das Wirken der Flussdynamik ist für eine erfolgreiche Umsetzung der Flussrenaturierung genauso entscheidend, wie die wasserbaulichen Maßnahmen (BOON, 1998). BOONS (1998) Konzept diente als Leitfaden für die Beurteilung der fischökologischen Qualität und Funktionalität der Flussrenaturierungen im oberen Mainsystem. Der Untersuchungsansatz umfasste dementsprechend die Fragestellungen:

1. Longitudinale Dimension:
Wie setzen sich in den renaturierten Flussbereichen die Fischgemeinschaften zusammen und in welchem Maße unterscheiden sie sich von den regulierten Flussbereichen?
2. Gewässerspezifische Dimension:
Welche wasserbaulichen Maßnahmen der Renaturierung fördern die Fischbestände im oberen Mainsystem am besten?
3. Longitudinale Dimension:
Welche Bedeutung haben die renaturierten Flussbereiche für die Jungfischdrift, einem wenig erforschten Schlüsselfaktor der Rekrutierung?
4. Laterale und räumlich-zeitliche Dimension:
Welche fischökologischen Mechanismen werden durch laterale Renaturierungsmaßnahmen jenseits des Hauptstroms, wie etwa die Anbindung von Altwässern und Kiesseen, gefördert?
5. Räumlich-zeitliche und gewässerspezifische Dimension:
Welches Rekrutierungspotenzial besitzen laterale Renaturierungsmaßnahmen für die Jungfischfauna?
6. Räumlich-zeitliche und gewässerspezifische Dimension:
Welche Entwicklung nimmt die Leitart Barbe durch die Renaturierungen im oberen Mainsystem?
7. Vertikale und räumlich-zeitliche Dimension:
Welche Besiedlungsmechanismen permanent und periodisch angebundener Auengewässer gibt es und welche Bedeutung haben Auengewässer als Hochwasserrefugium?

2 Das Untersuchungsgebiet

2.1 Das Einzugsgebiet

Der Main bildet mit seinem Einzugsgebiet das größte Fließgewässersystem in Nordbayern (Abb. 2.1). Er durchfließt das süddeutsche Schichtstufenland von Ost nach West und umfasst in Oberfranken ein Einzugsgebiet von etwa 4.000 km² (REGIERUNG VON OBERFRANKEN, 2001). Der Oberlauf zwischen Bamberg und dem Zusammenfluss der beiden Quellflüsse Roter und Weißer Main wird als Obermain bezeichnet (Flusslänge 62,2 km).

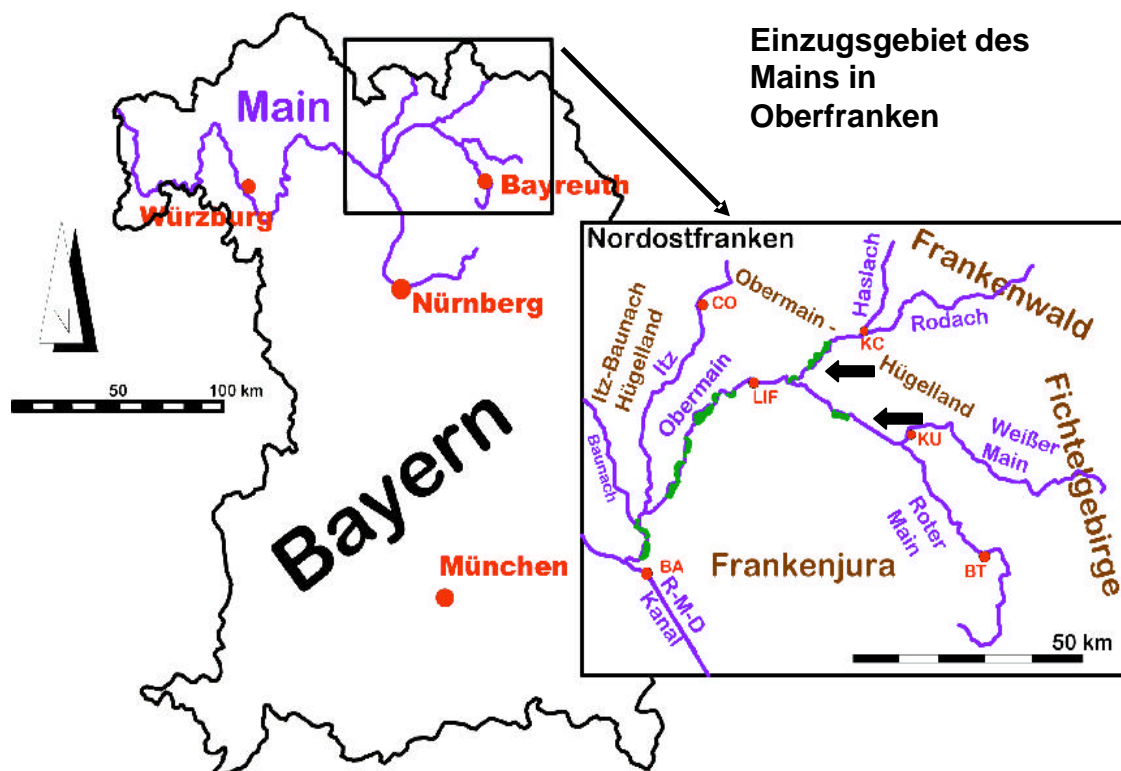


Abb. 2.1: Der Verlauf des Mains in Nordbayern und sein Einzugsgebiet in Oberfranken. Die Pfeile markieren die Gewässerläufe von Main und Rodach, an denen seit 1992 Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden (grüne Bereiche an Main: Fkm. 446,0-395,0 und Rodach: Fkm. 8,2-0,0; BT= Bayreuth, KU= Kulmbach, LIF= Lichtenfels, CO= Coburg, BA= Bamberg). (Karte verändert nach v. HESSBERG, 2003)

Die Zuflüsse aus den nordbayerischen Grundgebirgen Frankenwald und Fichtelgebirge zeichnen sich durch schnelle und ausgeprägte Abflussschwankungen aus, da die dortigen Bodenschichten aus überwiegend silikatischen Urgestein geringe Wasseraufnahmekapazitäten besitzen. Die Rodach und die Haslach sind die bedeutendsten Zuflüsse aus diesem Bereich. Zwischen Lichtenfels und Bamberg prägen eiszeitliche Schotterterrassen den weiten Talraum.

Charakteristisch sind z.T. mächtige Sand- und Kiesvorkommen (GERLACH, 1990). In diesem Abschnitt speisen weitere Zuflüsse aus dem Frankenjura und dem Itz-Baunach-Hügelland den Obermain. Dieser floss bis zum Anfang des 19. Jahrhunderts als flacher, mäandrierender Kiesfluss durch den Talgrund (GERLACH, 1990) und war für seinen Fischreichtum bekannt (TEROFAL, 1977). Die mittlere Flussbreite betrug bis zum Einsetzen der ersten Regulierungsmaßnahmen etwa 60 m, an manchen Stellen sogar über 80 m. Gewässerausbau, verschiedene Phasen der Regulierung und die Erschließung der Kieslager machten aus dem mäandrierenden Obermain einen begradigten Fluss (GERLACH, 1990; SPEIERL, 2003). Heute prägt der Kiesreichtum in Form von Abgrabungsseen und Kiesgruben das Bild des Obermaintals (METZNER, 2004).

Das Obermaintal wird von einem gemäßigten ozeanischen Klima (Jahresmittel der Lufttemperatur: 8 °C) bestimmt, mit moderaten Niederschlagsmengen von 650-750 mm pro Jahr. In den nordbayerischen Grundgebirgen liegen die jährlichen Niederschlagsmengen fast doppelt so hoch (bis 1.300 mm jährlich).

2.2 Das Abflussregime im oberen Mainsystem

Das Abflussregime im oberen Mainsystem wird durch die charakteristische pluvio-nivale Niederschlagssituation einer Mittelgebirgsregion bestimmt. Die hohen winterlichen Niederschlagsmengen und Schneefrachten im Frankenwald und Fichtelgebirge führen zu Spitzenhochwässern während der Monate November bis April (Abb. 2.2 & 2.3).

Das geringe Wasserrückhaltevermögen der Mittelgebirge und die lokale Klimaerwärmung mit einer stetigen Zunahme der Niederschlagsmengen zur Herbst- und Winterzeit (FOKEN & LÜJERS, 2003; FOKEN, 2004) fördern das dynamische Abflussregime. Die Niedrigwasserstände werden im Sommer erreicht. Sommerliche Starkregen lassen zusätzliche Hochwasserspitzen entstehen. Als Folge der lokalen Klimaerwärmung sind jedoch die sommerlichen Niederschlagsmengen über die letzten Jahrzehnte rückläufig (FOKEN & LÜJERS, 2003; FOKEN, 2004).

Ausgeprägte Niedrigwasserstände wie im Sommer 2003 könnten in Zukunft häufiger werden (vgl. Abb. 2.2 & 2.3: Abflusskurven des Jahres 2003). Die Untersuchungsphasen 1999 und 2002-2004 umfassten weitgehend extreme Abflussverhältnisse, während die Abflussbedingungen zwischen April 2000 und Oktober 2001 als langjährig charakteristisch für das obere Mainsystem anzusehen waren.

Die Hochwasserwellen der Winter 2001/2002 und 2002/2003 erreichten mit ihren Abflussmengen Hochwassersituationen, wie sie nur alle 10 Jahre im Main Einzugsgebiet auftreten.

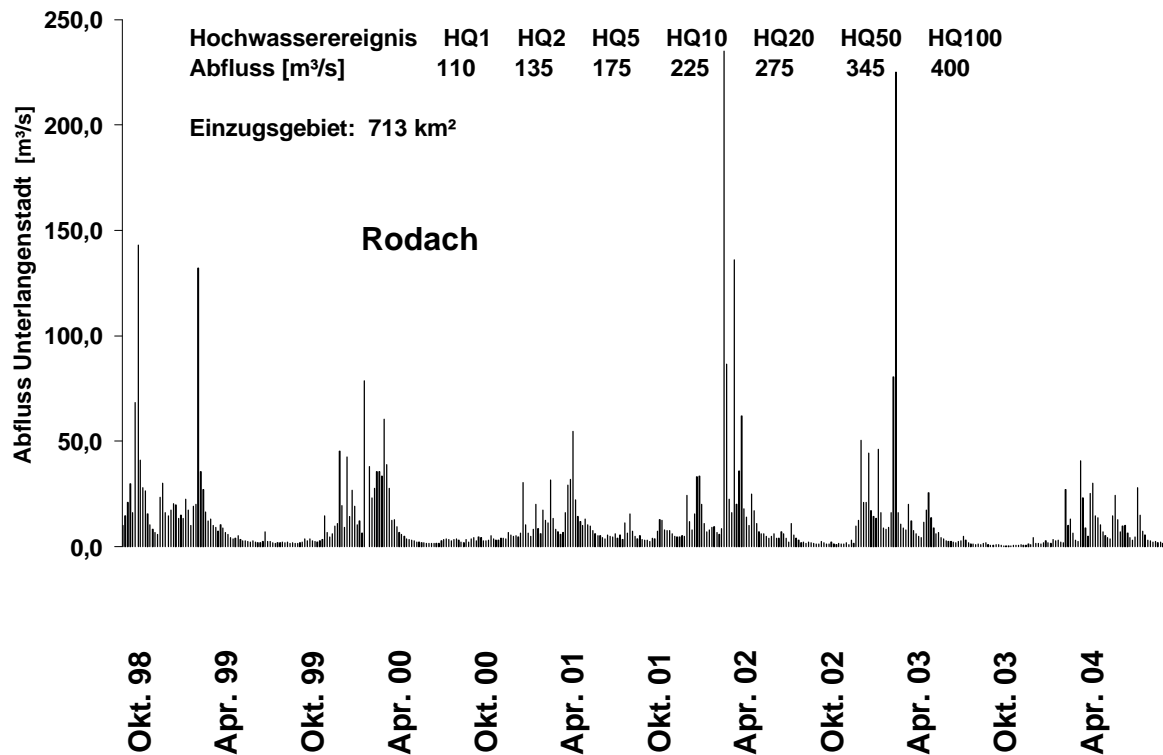


Abb. 2.2: Abflusskurve der Pegelmessstelle Unterlangenstadt an der Rodach (tagesgemittelte Abflusswerte) vom Oktober 1999 bis zum Juli 2004 (Daten Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft). Die Abflussmengen zur Kategorisierung der Hochwasserereignisse (einjähriges, zweijähriges etc. Hochwasser, HQs) sind mit angegeben.

2.3 Historische Entwicklung der Flusslandschaft Obermain

Die umfassende Regulierung des oberfränkischen Mainlaufs und der Rodach begann im frühen 19. Jahrhundert und vollzog sich über fast 150 Jahre (SPEIERL, 2003). Verschiedene Flussabschnitte wurden teilweise mehrmals reguliert. Vorrangig wurden Altarme abgetrennt und Flussschlingen durchstoßen, wie etwa im Bereich der Itzmündung. Die regulierten Uferlinien wurden mit Blocksteinschüttungen und Pflaster gesichert (Abb. 2.4). Nach SCHADT (1993) sind 90 % der Uferfläche des Obermains auf diese Art ausgebaut worden. Damit sollte einerseits die Wasserführung im Hauptbett konzentriert werden um einen konstanten, schnellen Abfluss zu erreichen, andererseits konnten die abgetrennten Auenbereiche und Altwasserzonen trockengelegt werden und wurden wertvoller Nutz- und Siedlungsgrund.

Entscheidend für den Ausbau des Obermains und Teile seiner Zuflüsse war die wirtschaftliche Bedeutung der Holzwirtschaft in Nordostfranken.

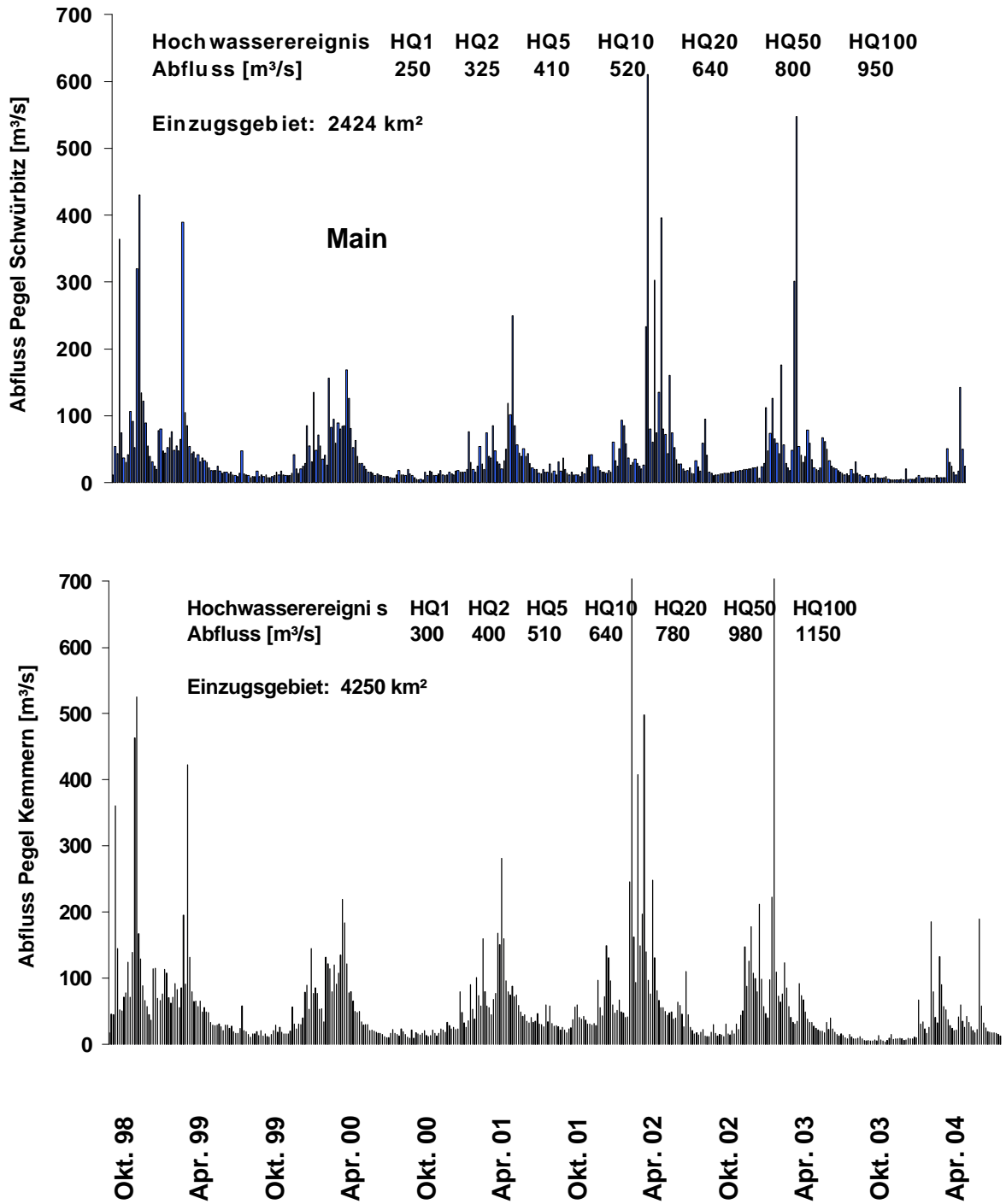


Abb. 2.3: Abflusskurven der Pegelmessstellen Schwürbitz und Kemmern am Obermain (tagesgemittelte Abflusswerte) vom Oktober 1999 bis zum Juli 2004 (Daten Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft). Die Abflussmengen zur Kategorisierung der Hochwasserereignisse (einjähriges, zweijähriges etc. Hochwasser, HQs) sind mit angegeben.



Abb. 2.4: Flößerei auf dem regulierten Obermain östlich der Stadt Lichtenfels.

Begradigte Uferlinien und monotone Strömung sind zu erkennen. Das Flussbett hat sich noch nicht vertieft und befindet sich noch auf der Höhe der Aue. Heute liegt der Flusslauf in diesem Abschnitt etwa 2 m tiefer und ist vollständig von der Aue abgekoppelt.

(Quelle: Wasserwirtschaftsamt Bamberg)

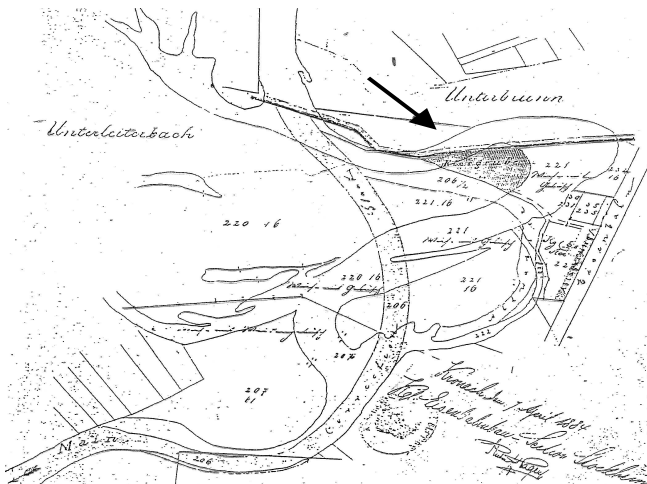


Abb. 2.5: Flussverlagerung und -regulierung zur Erschließung eines Kiesabbaugebietes am oberen Main im Jahr 1884, Gemeinde Unterbrunn, Lkr. Bamberg. Die beiden Fluss-schlingen wurden durchstochen und die Altarme abgetrennt, der Flusslauf reguliert. Der Pfeil deutet die Kiesabbau-stelle an.

(Quelle: Staatsarchiv Bamberg)

Mit dem ausgebauten Flusssystem stand der Flößerei ein hervorragender Transportweg bis ins Rheinland und nach Holland zur Verfügung (SCHREIBER, 1987). Die stark schwankenden Pegel im Bereich der Rodach wurden zusätzlich mit zahlreichen Wehren reguliert, während im Obermain die Abflussmengen für eine kontinuierliche Flößerei ausreichten. Dadurch blieb zwischen dem Wehr Hausen bei Lichtenfels und dem Wehr Viereth flussabwärts von Bamberg ein unverbauter, dynamischer Mainabschnitt erhalten, der seinen ursprünglichen Fließgewässercharakter zumindest im Hauptstrombereich bewahren konnte (STROHMEIER, 1998). Die Flößerei auf dem Obermain wurde noch bis zur Mitte des 20. Jh. ausgeführt, verlor aber zunehmend an Bedeutung. Parallel etablierte sich die Kiesindustrie als wichtiger Wirtschaftszweig im Obermaintal. Für die Erschließung und den Abbau der Kieslager wurden ebenfalls Laufkorrekturen vorgenommen (Abb. 2.5). Als Folge verlor der Obermain den Charakter des flachen, mäandrierenden Kiesflusses, der über permanente (Seiten- und Altarme) und temporäre Gewässerstrukturen (Altwässer) eng mit einer ausgedehnten Flussaue verknüpft war (GERLACH, 1990).

Die Abtrennung der lateralen Gewässerstrukturen führte zu einer steten Tiefenerosion. Dadurch sank die Gewässersohle im gesamten Flussbereich ab und verstärkte die Entkoppelung von Fluss und Aue. Gleichzeitig erhöhte sich die Gefahr absinkender Grundwasserspiegel, mit negativen Auswirkungen auf das gesamte Wasserregime im Obermaintal. Die Regulierungen ermöglichten ein schnelles Abfließen von Hochwasserwellen und erhöhten die Überflutungsgefahr flussabwärts.

Im Rahmen des „Ökologischen Gewässerbaus“ wurden seit 1992 an Main und Rodach insgesamt 25 Renaturierungsmaßnahmen (Tab. 2.1) durchgeführt (Stand 2004). Durch Aufbruch der Längsverbauungen, Aufweitungen des Flussbetts, die Anlage von Seitenarmen, die Restaurierung alter Laufbereiche und die Anbindung von Seitengewässern, mehrheitlich Kiesseen, wurde die Strukturvielfalt im Gewässer erhöht.

Tab. 2.1: Renaturierungsmaßnahmen an Obermain und Rodach durch das Wasserwirtschaftsamt Bamberg (1992-2004).

Nr.	Bereich	Fluss-km	Maßnahmen		
			Ökologischer Ausbau	Kiesseeanbindung	Weiteres
1	Nagel (Rodach)	8	x		
2	Unterlangenstadt (Rodach)	6	x		
3	Redwitz (Rodach)	5	x		Auenanbindung
4	Rodachmündung (Rodach)	0,2	x		
5	Trebitzmühle (Main)	446	x		Fischpass
6	Horb (Main)	444			Hochwasserfreilegung
7	Hochstadt (Main)	442	x		Fischpass
8	Schwürbitz (Main)	438	x		
9	Trieb (Main)	437	x	x	
10	Michelau (Main)	434	x		
11	Oberwallenstadt (Main)	423	x		Fischpass
12	Lichtenfels - Kösten (Main)	428	x		
13	Reundorf (Main)	426	x		
14	Schönbrunn (Main)	421	x		Auenanbindung
15	Nedensdorf (Main)	418	x		
16	Wiesen (Main)	415	x	x	Laufverlängerung
17	Ebensfeld - Wiesen (Main)	414	x		Totholzbuhnen
18	Ebensfeld (Main)	410	x		
19	Unterbrunn (Main)	408	x	x	Laufverlängerung
20	Unterleiterbach (Main)	405	x	x	
21	Zapfendorf Nord (Main)	404	x		Aufweitung
22	Zapfendorf Süd (Main)	403	x		Aufweitung
23	Ebing (Main)	401	x		
24	Breite ngüßbach (Main)	396	x		Itzmündung
25	Baunach (Main)	395	x		Baunachmündung

Die Maßnahmen sollen Strömungsvariabilität und Seitenerosion fördern, um die Verzahnung mit der Restaue zu verbessern (METZNER, 2004) und um die dynamischen fluvialen und geomorphologischen Prozesse einer frei fließenden Flusslandschaft zu verstärken (REBHAN, 1998; POIANI et al., 2000). Bis zum Jahr 2001 wurden auf diese Weise etwa 65 ha Ufer- und Auenflächen neu gestaltet, die ca. 15 Flusskilometer umfassten (METZNER, 2002). Die Kosten betragen ca. 8 Mio. Euro (WWA BAMBERG, 2001).

3 Untersuchungsansatz, Untersuchungsflächen und Methoden

3.1 Untersuchungsansatz

Aufbauend auf die Fragestellungen in der Einleitung (vgl. 1.3) wurde der Ist-Zustand der Fischgemeinschaften herausgearbeitet und zugleich versucht, die zeitlich-räumlichen und saisonalen Auswirkungen der Flussdynamik auf die Fischbestände zu ermitteln. Dadurch wurden potenzielle Engpässe der Rekrutierung und entscheidende verhaltensökologische Mechanismen im Lebenszyklus der Fische erfasst. Um einen möglichst umfassenden Überblick über die fischökologische Qualität und Funktionalität der Fließgewässerrenaturierungen zu erhalten, wurden in beispielhaft ausgewählten Gewässerbereichen insgesamt sieben Fragestellungen untersucht:

1. Die Fischgemeinschaften regulierter und renaturierter Flussstrecken wurden im Frühjahr und Winter 1999 und in den Jahren 2002–2004 in drei repräsentativ ausgewählten Monitoring-Bereichen erfasst. Im Mündungsbereich der Rodach bei Marktzeuln, sowie im Main bei Schönbrunn und Zapfendorf wurden jeweils ein renaturierter Flussabschnitt (Rodachmündung, Fkm. 0,0–0,2; Schönbrunn, Fkm. 420,6–421,5; Zapfendorf, Fkm. 403,1–403,4) und ein regulierter, flussaufwärts gelegener Flussabschnitt elektrisch befischt (Rodachmündung, ab Fkm. 0,4; Schönbrunn, ab Fkm. 421,6 bis Wehr Hausen, Fkm. 422,4; Zapfendorf, ab Straßenbrücke, Fkm. 403,8). Ziel war es, Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften zu ermitteln und mögliche zeitliche Veränderungen der Gemeinschaftsstruktur zu dokumentieren.

2. Die ermittelten Fischbestände in den regulierten und renaturierten Flussstrecken, ergänzt um die Befischungsergebnisse der toxikologischen Erhebungen am Main bei Rothwind (Fkm. 459,0) und Hallstadt (Fkm. 387,6) aus den Jahren 2002 und 2003 (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI OBERFRANKEN, 2004), wurden auf Zusammenhänge mit den wasserbaulichen Kenngrößen Gewässerbreite und –tiefe untersucht. Die Gewässertiefen wurden anhand von Querprofilaufnahmen (1998–2003, WWA Bamberg) ermittelt.

Für die Gewässerbreite stand umfangreiches Luftbild- und Kartenmaterial aus dem Projekt „Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften“ zur Verfügung (VON HEBBERG, 2003). Mit Blick auf die Fischaufkommen sollten gewässermorphologische Gestaltungsmaßnahmen der Renaturierung bewertet werden.

3. Die Driftaufkommen und –mechanismen larvaler und juveniler Jungfische in den regulierten und renaturierten Flussstrecken wurden zwischen Juni und August 2002 an der Rodachmündung und im Main erfasst. Die Ergebnisse sollten dokumentieren, welche Bedeutung die unterschiedlich strukturierten Flussbereiche für diese empfindlichen Rekrutierungsstadien haben.

4. Die Bedeutung einer lateralen Verknüpfung zwischen Hauptfluss und Seitengewässer für die Fischfauna wurde von April bis Dezember 2003 untersucht. Dazu wurden die diurnalen und saisonalen Kurzstanzwanderungen mit einem Trappnetz zwischen dem Main und der Altwasser–Kiesseeanbindung bei Trieb (Kiessee Trieb Nord 1, Fkm. 437,0) erfasst. Die Ergebnisse lieferten Aussagen über die Qualität und Funktionalität der lateralen Gewässervernetzung für die Fischfauna.

5. An der Altwasser–Kiesseeanbindung bei Trieb wurden zusätzlich von April bis August 2003 die Jungfischaufkommen der Frühjahrs- und Sommerlaicher ermittelt und mit den Jungfischbeständen im regulierten Main (regulierter Hauptstrombereich zwischen Rodachmündung, Fkm. 440,0 und Wehr Michelau, Fkm. 436,5) und in einem flussabwärts gelegenen, reliktschen Altarm (Fkm. 436,8) verglichen. Die unterschiedlichen Entwicklungs- und Größenstadien der Jungfische wurden mittels Forney-Fallen (FORNEY, 1968), Lichtfallen (KILLGORE, 1994) und Elektrofischerei (COPP, 1989 B; PERSAT & COPP, 1990; REYNOLDS, 1996) nachgewiesen. Ab November wurden zusätzlich Laichgruben der Bachforelle im Bereich der Altwasser–Kiesseeanbindung kartiert. Somit konnte das Reproduktionspotenzial für die Fischfauna in den unterschiedlichen Gewässerstrukturen bewertet werden.

6. Exemplarisch für einen rheophilen Kieslaicher mit hochspezialisierten Ansprüchen an Laich- und Aufwuchsgebiete wurde die Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe und ihrer Jungfische untersucht. Die Habitatsituation bei weiteren rheophilen Jungfische (Aitel, Gründling, Hasel, Nase und Rapfen) wurde zusätzlich erfasst, um die Entwicklung der Habitatqualität für diese ökologische Gilde im Hauptstrom beurteilen zu können.

7. Die Jungfischaufkommen neu angelegter Flutmulden im Auebereich der Rodachrenaturierung Redwitz (Entstehung 2001) wurden im Spätsommer 2002 mit Uferzugnetzen aufgenommen.

Beide Flutmulden wurden durch die Winterhochwässer 2001/2002 erstmals geflutet. Bei Normalwasserstand lag die Flutmulde 1 (0,1 ha) isoliert vom Flusssystem, während die Flutmulde 2 (0,3 ha) ab 2002 über ein Grabensystem mit der Rodach verbunden war. Anhand der Fangergebnisse sollten die Besiedlungsmechanismen dieser modellhaften Auengewässer und ihre Bedeutung als Rückzugsort bei Hochwasser geklärt werden.

3.2 Untersuchungsflächen

3.2.1 Auswahlkriterien

Die Untersuchungsflächen wurden abgestimmt auf die Fragestellungen ausgewählt und waren beispielhaft für einen bestimmten Typus von Renaturierungsmaßnahmen im Flusssystem. Die Monitoring-Bereiche für die vergleichenden Untersuchungen der Fischgemeinschaften umfassten mit dem Rodachunterlauf einen typischen Mündungsbereich im oberen Mainsystem. Die Renaturierung Schönbrunn wurde aufgrund ihrer Seitenarmanbindung und den umfangreichen Flachwasserzonen ausgewählt, die für den Obermain eine ausgeprägte Fluss-Auendynamik förderten. Als repräsentativ für regulierte Flussbereiche im Einzugsbereich von Stauwehren wurde bei Schönbrunn der Main unterhalb des Wehrs Hausen erfasst. Die Renaturierung im Monitoring-Bereich Zapfendorf stellte eine typische Gewässeraufweitung mit der Anlage eines Seitenarmes dar, wie sie auch an der Rodach ausgeführt worden war. Die regulierten Mainbereiche bei Zapfendorf und die Referenzstrecken für das toxikologische Monitoring bei Rothwind und Hallstadt (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI OBERFRANKEN, 2004) waren charakteristische, strukturarme Flussbereiche im oberen Mainsystem (SPEIERL, 2005 A).

Für die vergleichenden Driftuntersuchungen larvaler und juveniler Jungfische wurden regulierte und renaturierte Flussbereiche bearbeitet. Die Rodachmündung wurde als feste Fangstation über die gesamte Driftsaison regelmäßig beprobt, um die Driftverhältnisse eines großen Mainzubringers zu erfassen. Im Main selbst wurden fünf Fangstationen über den Flusslauf verteilt, um unterschiedliche Renaturierungsstrukturen zu berücksichtigen (Schönbrunn: Seitengewässer und Auenanbindung; Zapfendorf: Seitenarm und Gewässeraufweitung; Wiesen: Laufverlängerung und Kiesseeanbindung; Unterleiterbach: Kiesseeanbindung; Kemmern: Gewässeraufweitung). Die Bedeutung der lateralen Verknüpfung zwischen Hauptfluss und Seitengewässer wurde zwischen dem Main und der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb erfasst.

Zwischen der Rodachmündung (Fkm. 440,0) und Hallstadt (Fkm. 387,4) wurden bereits 15 Kiesseen an den Main angeschlossen. Keine der Übergangszonen erreichte jedoch die Ausdehnung der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb (SPEIERL, 2005 A). Obwohl somit im Grunde nicht repräsentativ, wurde sie dennoch aus zwei Gründen bearbeitet: die Gestaltung und die umfangreichen Auskiesungen verliehen den Übergang Altwassercharakter, womit die Gewässerstruktur Altwasser zusätzlich berücksichtigt werden konnte. Zugleich waren die Gestalt und die Ausdehnung der Anbindung ideal, um gerichtete Wanderbewegungen von Fischen mit einem Trappnetz nachzuweisen. Zur Erfassung der Besiedlungsmechanismen von Auengewässern waren die Flutmulden der Rodachrenaturierung Redwitz aufgrund ihrer Neuanlage 2001 bestens geeignet.

3.2.2 Charakterisierung der Untersuchungsflächen

3.2.2.1 Monitoring-Bereich Rodachmündung

Die Renaturierung des Mündungsbereiches (Fkm. 0,0-0,2) unterhalb der Ortschaft Marktzeuln (Lkr. Lichtenfels) wurde 1997 umgesetzt. Auf einer Länge von 200 m wurde der Flusslauf aufgeweitet und rechtsseitig ein neuer Seitenarm mit mehreren Stillwasserzonen angelegt. Die starke Böschungsneigung beider Ufer blieb jedoch erhalten, so dass sich bei erhöhten Abflüssen keine ausgeprägte Fluss-Auendynamik einstellen konnte.

Im Hauptgerinne förderten die linksseitigen Totholzbuhen die Entwicklung von Kiesriegeln und führten zu einer Abfolge von Rauschen und Kolkbereichen, die rechtsseitig in flache, kiesreiche Uferzonen ausliefen (Abb. 3.1). Insgesamt erhöhte die wasserbauliche Neugestaltung die Vielfalt aquatischer und amphibischer Habitate (SPEIERL, 2000; METZNER, 2004).

Das weniger stark lotisch geprägte Nebengerinne wurde durch die Winterhochwässer 2001/2002 und 2002/2003 in Teilbereichen komplett mit Kies verfüllt und die Übergangszone zum Main vergrößerte sich dadurch in ihrer Ausdehnung und Tiefe. Die Beschattung im gesamten Bereich des Nebengerinnes nahm aufgrund der Weidensukezession über die Jahre zu (VON HEBBERG, 2003; METZNER, 2004).

Der regulierte Rodachunterlauf, der ab Fkm. 0,4 als Referenzstrecke diente, zeichnete sich durch steile Uferböschungen aus, meist gesichert durch Blocksteinschüttungen. Die starke Beschattung durch Weiden und Pappeln und die fehlende Wasser-Landübergangszone ließen keinen nennenswerten Unterwasserbewuchs zu, bzw. fehlten umfangreiche Deckungsstrukturen in Form von Totholz oder überhängender Vegetation. Aufgrund der ausgeprägten Abflussdynamik der Rodach (vgl. 2; SPEIERL, 2000) bildeten sich jedoch an den Flussbiegungen in den Gleituferebereichen regelmäßig Kiesriegel und kleine Rauschenabschnitte.

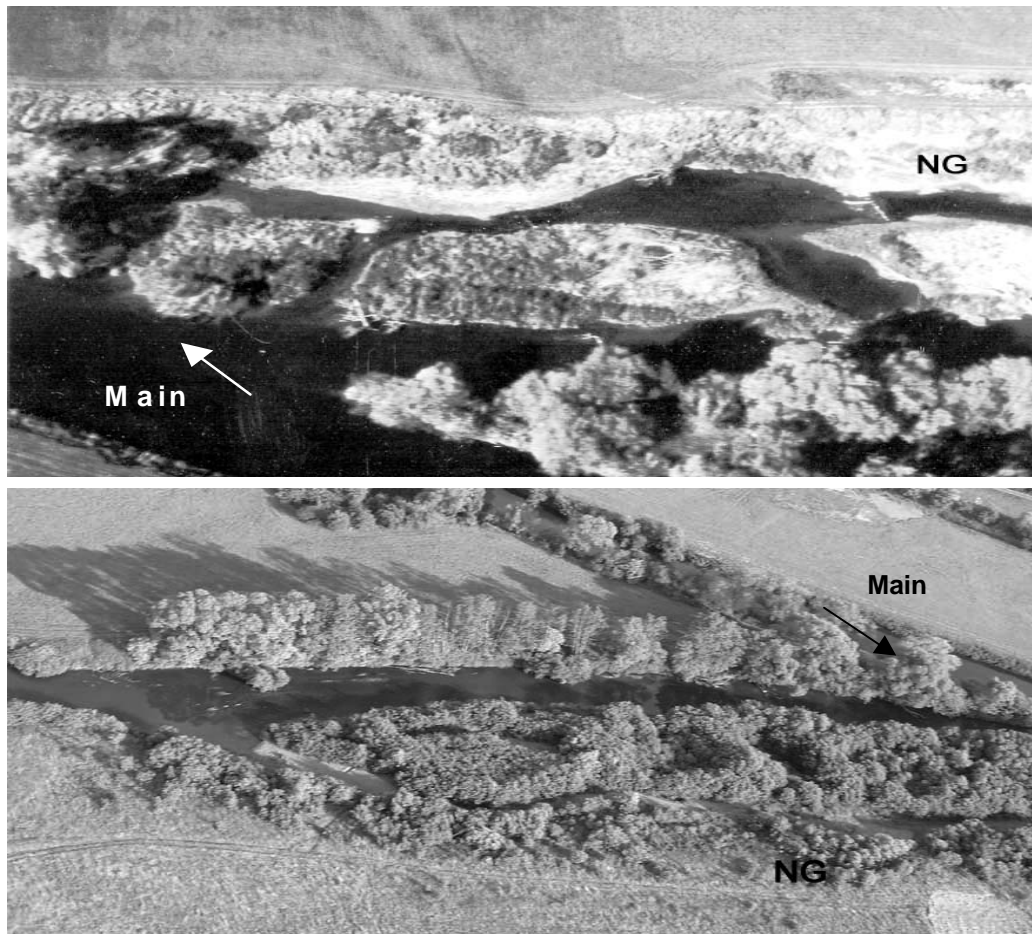


Abb. 3.1: Die Luftbildaufnahme der Rodachmündung im Frühjahr 2001 (oben, linksseitiger Blick auf die Mündung) lässt das reichstrukturierte Nebengerinne und die zahlreichen Stillwasserzonen noch gut erkennen. Im Sommer 2004 (unten, rechtsseitiger Blick auf die Mündung) sind weite Teile des Nebengerinnes durch den Kieseintrag der Winterhochwässer 2001/2002 und 2002/2003 verfüllt und durch die starke Weidensukzession bereits beschattet. Im Hauptgerinne sind die Rauschen-Kolke Sequenzen entlang der Totholzbuhnen auszumachen. Die Fließrichtung des Mains ist jeweils mit angegeben. NG = Nebengerinne. (Fotos: VON HERBERG).

3.2.2.2 Monitoring-Bereich Schönbrunn

Der Renaturierungsbereich Schönbrunn bei Staffelstein (Lkr. Lichtenfels) entstand zwischen 1998 und Herbst 2000 (Fkm. 421,5–420,6), etwa 1 km flussabwärts des Wehrs Hausen. Linksseitig wurde ein gegen die Stromrichtung laufender Seitenarm von ca. 0,3 ha angelegt (Abb. 3.2.). Durch die umfangreiche Auskiesung war das Tiefenprofil des Seitenarms relativ gleichförmig. Er hatte flussabwärts ausgeprägte sandige Flachuferbereiche. Alle weiteren Uferzonen waren relativ steil. Flussabwärts schlossen sich vier weitere kleine Auengewässer (0,1–0,03 ha) an. Drei waren nur bei erhöhtem Pegelstand (HQ 1 = einjähriges Hochwasser) mit dem Hauptstrom verbunden und bildeten dann eine große, vegetationsbestandene Überflutungsfläche.



Abb. 3.2: Die Luftbildaufnahme vom Sommer 2004 (Blickrichtung flussaufwärts) zeigt die renaturierten Gewässerbereiche bei Schönbrunn mit den Auengewässern in der weiträumigen Auenzone. Die regulierte Referenzstrecke schließt am Ende der Auenzone direkt an das renaturierte Hauptgerinne an. Die Fließrichtung des Mains ist angegeben. HG = Hauptgerinne. (Foto: SPEIERL).

Ein Grabensystem verband das am weitesten flussabwärts gelegene Auengewässer permanent mit dem Main. Das Hauptgerinne wurde durch eine Rausche in etwa der Mitte der renaturierten Flussstrecke aufgeteilt: linksseitig lag ein großer Buchtbereich, rechtsseitig folgten ausgedehnte Kolken und Kehrwasserzonen. Die Bucht war eine ausgesprochene Flachwasserzone mit kiesigem Grund. In den Buchtbereich mündete das Grabensystem des permanent angebundenen Auengewässers. Am Ende war die Bucht über eine kurzen Rauschenstrecke mit dem Hauptgerinne verbunden. Im Vergleich zur Rodachmündung bzw. zum flussabwärts gelegenen Untersuchungsbereich Zapfendorf war der Renaturierungsbereich Schönbrunn als „undynamisch“ zu bewerten (METZNER, 2004).

Strukturelle Veränderungen durch die winterlichen Spitzenabflüsse 2001/2002 bzw. 2002/2003 führten nur zu geringer Seitenerosion des Hauptgerinnes. Umfangreiche Substratablagerungen wie an der Rodachmündung bzw. Laufveränderungen wie im Bereich der Renaturierung Zapfendorf kamen in Schönbrunn nicht vor. Jedoch führten die Hochwasserpegel im Spätwinter 2002/2003 zur Bildung einer ausgedehnten Überflutungsfläche im Auenbereich, die dadurch zu einem hochwertigen Laichbezirk für den Hecht wurde.

Der regulierte Mainbereich unterhalb des Wehrs Hausen (Fkm. 421,5-422,4) diente als Referenzstrecke. Das Wehr hielt den größten Teil der Grobsedimentfrachten zurück, so dass sich nur rechtsseitig unterhalb des Wehrs ein ca. 0,1 ha großer Kiesriegel im Anschluss an die Blocksteinschüttungen bilden konnte. Im Wehrablauf waren beide Uferlinien des regulierten Mains vollständig verblockt. Die steilen Uferabbrüche ließen keine Flachwasserzonen zu. Der Flusslauf war gleichförmig und strukturarm, Deckungsbereiche neben den Blocksteinen fehlten. Den Übergang zum renaturierten Hauptgerinne bildete eine schmale, quer durch den Fluss laufende Rausche. Aufgrund des Wehrbetriebs war der Hauptstrombereich starken Abflussschwankungen ausgesetzt.

3.2.2.3 Monitoring-Bereich Zapfendorf

Der Renaturierungsbereich Zapfendorf nahe des Marktes Zapfendorf (Lkr. Bamberg) wurde bereits 1992 angelegt. Der Main wurde aufgeweitet und durch eine etwa 9 ha großen Kiesinsel in einen Haupt- und Seitenarm getrennt (Abb. 3.3). An der Bifurkation bildeten beide Flussarme Rauschenzonen an steil abfallenden Kiesschultern.

Im oberen Drittel des Seitenarms führte das starke Gefälle zur Bildung mehrerer Rauschen und flachen Kiesbuchten am Gleitufer, während entlang des Prallhangs tiefe, deckungsreiche Kolke entstanden. Dieser lotisch geprägte Abschnitt ging über eine lang gezogene Kiesschulter in einen weite Stillwasserzone mit vielen Untiefen über. Die Substratausstattung dominierten Sandbänke und Feinkiesablagerungen. Auf ihnen etablierten sich wegen der fehlenden Sommerhochwässer 2003 submerse Makrophythen in größeren Umfang. Der Weidenbewuchs entlang der Uferzone und auf den eingestreuten Inseln bot im ufernahen Flachwasserbereich v.a. Jungfischen umfangreiche Deckungsmöglichkeiten. Die ausgedehnte flache Wasser-Landübergangszone im Bereich des Seitenarms förderte die Bildung strömungsberuhigter Überflutungsbereiche, die potenzielle Hochwasserrefugien für die Fische waren. Das Hauptgerinne formte am linksseitigen Gleitufer der großen Insel ausgedehnte Kiesbänke, die in den Kehrwasserzonen am Ende in Sandbänke ausliefen. Im unteren Bereich schützten das rechtsseitige Prallufer des Hauptgerinnes drei größere Bühnenfelder aus Totholz. Dort stießen der Haupt- und Seitenarm in einer langgezogenen Rausche wieder zusammen. Aufgrund der zentralen Lage innerhalb der 42 km langen Fliessstrecke ohne Querverbauungen zwischen den Wehren Hausen und Viereth wurde die älteste Renaturierungsfläche extrem durch dynamische Fließgewässerprozesse geprägt (METZNER, 2004). Die Winterhochwässer 2001/2002 und 2002/2003, sowie das Sommerhochwasser im Juni 2003 führten zu einer starken Überschotterung der großen Kiesinsel.

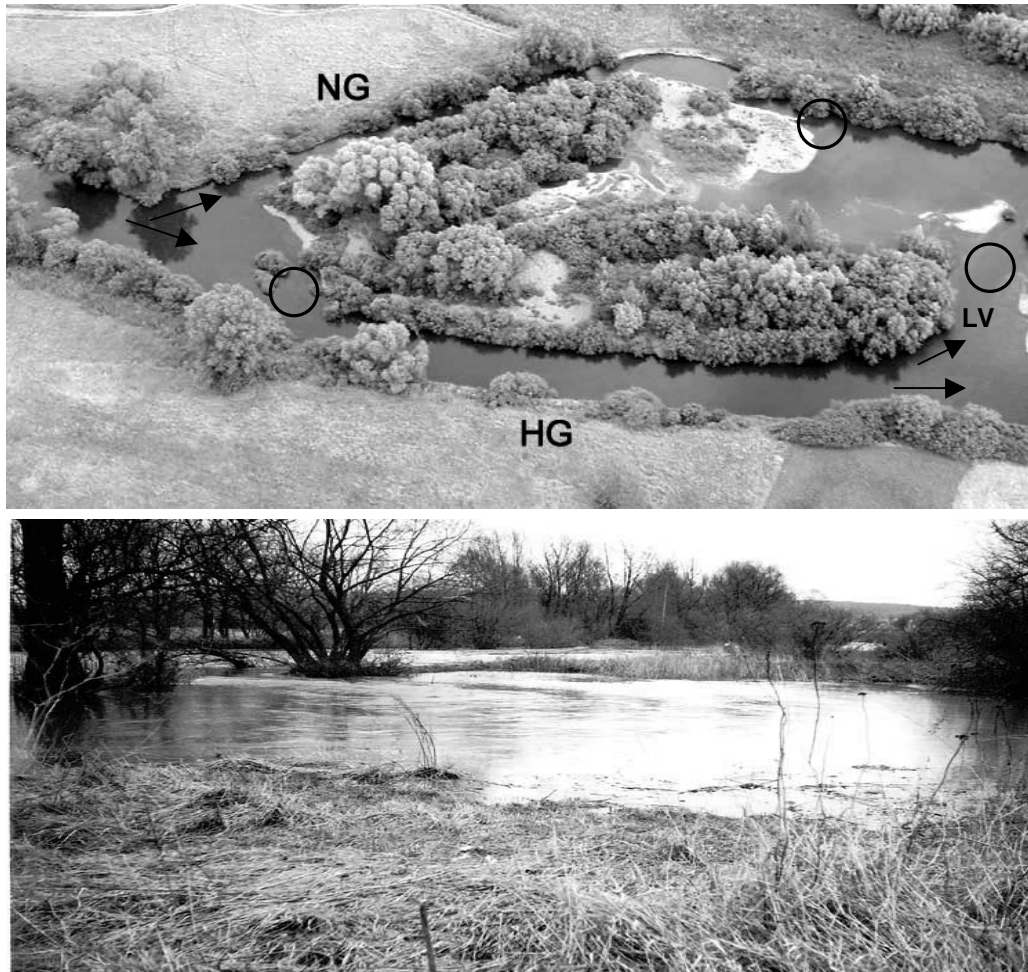


Abb. 3.3: Die Luftbildaufnahme der Mainrenaturierung Zapfendorf im Sommer 2004 (oben, rechtsseitiger Blick auf den Flussbereich) zeigt die Laufveränderung (LV) des Mains zwischen dem Hauptgerinne und dem Seitenarm an, die als Folge der Hochwasserwellen zwischen Winter 2001/2002 und Sommer 2003 entstand. Die Pfeile geben die Fließrichtung des Mains an. Kreise markieren nachgewiesene Laichbezirke kieslaichender Fischarten. Im flachen und weiträumigen Wasser-Landübergangsbereich innerhalb der Auenzone bildeten sich während der Hochwasserwellen strömungsberuhigte Überflutungszonen außerhalb des Stromstriches, die den Fischen als Refugien dienten (unten, linksseitiger Blick auf den Main). Die Aufnahme entstand während eines Hochwassers im Spätwinter 2002. (HG = Hauptgerinne; NG = Nebengerinne) (Fotos: VON HEßBERG, SPEIERL).

Im Seitenarm wurde die neu aufgeschwemmte Kieszone am Übergang zum Stillwasserbereich durch kieslaichende Fischarten als weiterer Laichbezirk genutzt. Im Prallhangbereich kam es zu starken Ufererosionen und –abbrüchen. Die Überformung durch Hochwasserwellen führte innerhalb des Renaturierungsbereiches zu einer Laufveränderung des Mains. Am Ende der Kiesinsel kam es zu einem Durchbruch, über den der Main ein weiteres Mal aus dem Hauptgerinne in den Stillwasserbereich des Seitenarms strömte. Die dort abgelagerten Kiesriegel wurden ebenfalls als Laichbereiche genutzt.



Abb. 3.4: Der extrem begradigte und monotonisierte Flusslauf der Monitoringstrecke bei Hallstadt. Die vollständige Abkoppelung der Aue vom Fluss ist typisch für das regulierte obere Mainsystem. (Fotos: SPEIERL)

Als Referenzstrecke wurde der regulierte Mainbereich ab der Straßenbrücke Zapfendorf (Fkm. 403,8) flussauf befischt. Beide Uferlinien waren fast durchgängig mit Blocksteinschüttungen versehen. Nachdem sich in diesem Mainabschnitt die Gewässersohle noch nicht so tief abgesenkt hatte, reichte die begleitende Weidenaue in manchen Abschnitten bis an das Gewässer und bildete deckungsreiche Unterstände für die Fische. Eine mit Geschiebe überlagerte und mit dem Boot unpassierbare Sohlschwelle begrenzte die Referenzstrecke flussaufwärts.

3.2.2.4 Referenzstrecken des toxikologischen Monitorings

Die Referenzstrecken des toxikologischen Monitorings am Main (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI OBERFRANKEN, 2004) bei Rothwind (Fkm. 459,0) und Hallstadt (Fkm. 387,6) waren typisch für den regulierten Obermain (Abb.3.4). Die Flussläufe waren extrem begradigt und die Uferlinien fast vollständig mit Steinschüttungen versehen. Laterale Habitate fehlten genauso wie umfangreiche Deckungszonen. Beide Flussbereiche waren vollständig von der Aue abgekoppelt.

3.2.2.5 Fangstationen der Fischdrift

Die Rodachmündung wurde als feste Fangstation über die gesamte Driftsaison regelmäßig beprobt (vgl. 3.2.2.1). Im Main wurden mit den fünf Fangstationen unterschiedliche Renaturierungsstrukturen erfasst. In Schönburnn (vgl. 3.2.2.2) und Zapfendorf (vgl. 3.2.2.3) waren dies die Anbindung von Seitengewässern.

Die Driftstation Wiesen (Fkm. 415,2) zeichnete sich durch ihre Laufverlängerung und eine Kiesseeanbindung aus, ebenso wie Unterleiterbach (Fkm. 406,1). An beiden Fangstationen konnten driftende Jungfische aus den angebundenen Kiesseen erfasst werden. Die Fangstation Kemmern (Fkm. 392,7) war typisch für eine Gewässeraufweitung im Anschluss an einen regulierten, längeren Mainabschnitt.

3.2.2.6 Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb

Die Kiesseeanbindung bei Trieb (Fkm. 437,0) in der Nähe von Schwürbitz (Lkr. Lichtenfels) entstand 2001 (Abb. 3.5). Durch eine umfangreiche Auskiesung wurde linksseitig ein stromaufwärtsgerichteter, etwa 200 m langer Seitenarm mit Altwassercharakter angelegt. Dieser Altwasserarm hatte nach etwa 100 m rechtsseitig einen Durchbruch zum Kiessee Trieb Nord 1, der eine Fläche von etwa 2,3 ha umfasste und einen typischen, strukturarmen Abgrabungssee des oberen Maintals darstellte (SCHÖDEL, 1999).

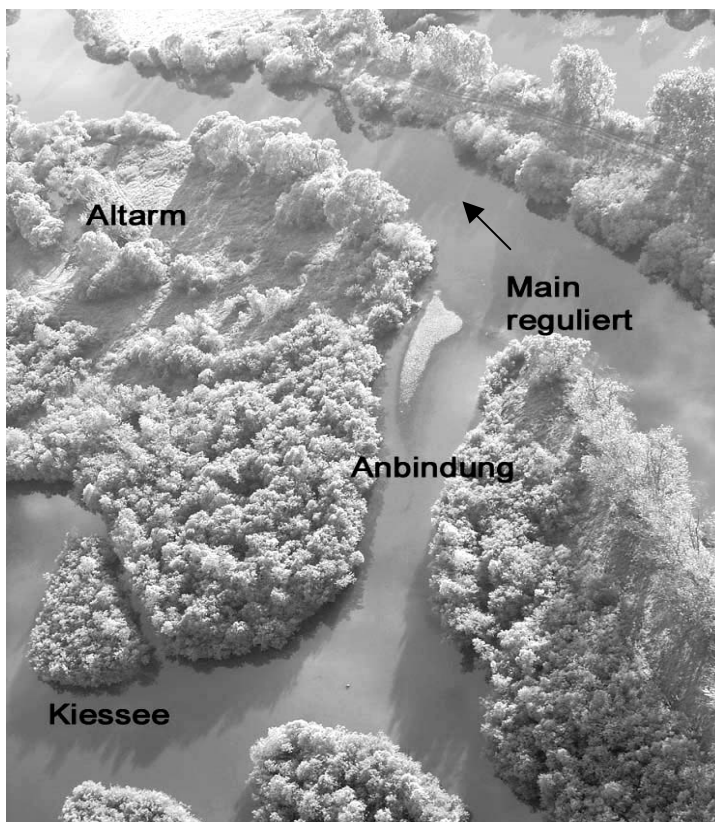


Abb. 3.5: Die Luftbildaufnahme vom Sommer 2004 (Blickrichtung flussabwärts) zeigt die im Jahr 2001 neu angelegte Altwasseranbindung an den regulierten Main und den Übergang zum Kiessee bei Trieb (Fkm. 437,0). Flussabwärts ist der reliktsche Altarm (Fkm. 436,8) zu erkennen, der im Rahmen der Jungfischerhebungen untersucht wurde. Die Fließrichtung des Mains ist angegeben. (Foto: VON HEIßBERG).

Die Anbindung war zwischen 25-40 m breit und wies im Übergang zum Kiessee viele Untiefen auf. Dort dominierten Sand und Schlamm das Substrat, während im Altwasserbereich Hartsubstrate und Sande überwogen. Diese wurden bei Hochwasser (HQ 0,5) über die stromaufwärts gelegene Uferabflachung des Mains eingeschwemmt. Innerhalb der Altwasser-Kiesseeanbindung lagen zwei Inseln, die wie die Uferzone mit jungen Weiden bestanden waren.

Die flache Uferneigung förderte bei Hochwasser großflächige Überschwemmungszonen im gesamten Renaturierungsbereich, wie etwa im Frühjahr 2003.

3.2.2.7 Flutmulden der Rodachrenaturierung Redwitz

Die Teilbereiche der Rodachrenaturierung bei Redwitz (Fkm. 5,3–5,7; Lkr. Lichtenfels) wurden zwischen 1998 und 2002 gestaltet und stellen die großflächigste Auenneugestaltung im oberen Mainsystem dar (Abb. 3.6). Die beiden untersuchten Flutmulden wurden 2001/2002 neu angelegt und durch die winterlichen Hochwasserwellen 2001/2002 zum ersten Mal geflutet. Die Flutmulde 1 umfasste etwa eine Fläche von 0,1 ha und wies eine relativ flache Uferneigung bei einer maximalen Tiefe von ca. 2,0 m auf. Bei Normalwasserstand war die Flutmulde vom Flusssystem isoliert.

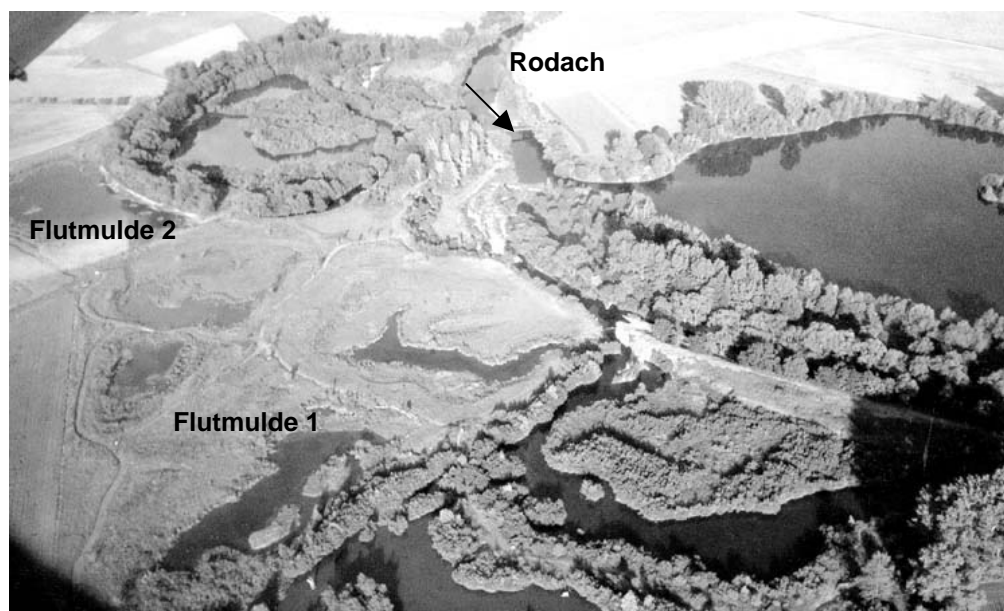


Abb. 3.6: Die Luftbildaufnahme vom Sommer 2004 (rechtsseitiger Blick auf die Rodach) zeigt die zwischen 1998 und 2002 neu angelegten Renaturierungsflächen bei Redwitz mit der großflächigen Auengestaltung und den beiden untersuchten Flutmulden. Die Fließrichtung der Rodach ist angegeben (Foto: SPEIERL).

Die Flutmulde 2 lag etwa 200m flussaufwärts, und war mit einer Fläche von etwa 0,3 ha deutlich größer. Die Uferböschungen waren steiler, da bei der Anlage systematisch Kies abgebaut wurde. Die Flutmulde 2 war dadurch tiefer (Max. etwa 3,5 m). Ein 1,5 m breiter und 1,0 m tiefer Graben verband bei Normalwasserstand die Flutmulde 2 mit dem Flusssystem bzw. einem renaturierten Altwasser.

3.3 Methoden

Aufgrund des umfangreichen Untersuchungskonzeptes werden die Methoden gesondert dargestellt und ausschließlich spezielle Analysemethoden detailliert erläutert. Auf allgemeine statistische Verfahren wird nicht eingegangen. Diese folgten den Vorgaben von FOWLER et al. (1998) und SACHS (1999). Alle erfassten Datensätze wurden im Datenbanksystem ACCESS 2000 verwaltet, die statistischen Auswertungen mit dem Programm STATISTICA 6.0 (STATSOFT, 2001) vorgenommen.

3.3.1 Charakterisierung der Fischgemeinschaften

3.3.1.1 Durchführung der Befischungen

Die Fischgemeinschaften regulierter und renaturierter Flussbereiche wurden im Frühjahr und Winter 1999 und in den Jahren 2002–2004 in drei repräsentativ ausgewählten Monitoring-Bereichen erfasst (Rodachunterlauf, Main bei Schönbrunn und Zapfendorf). Es wurden jeweils die renaturierten Flussabschnitte und ein flussaufwärts gelegener, regulierter Flussabschnitt elektrisch befishet. Um unter möglichst konstanten äußeren Bedingungen zu arbeiten, wurden alle Streckentypen eines Monitoring-Bereiches am gleichen Tag bearbeitet.

Die Flussstrecken variierten zwischen 200 und 800 m Länge. Prinzipiell wurden die Befischungen vom Boot aus mit einem Anodenführer durchgeführt (SPEIERL, 2000). Nur die Nebengerinne an der Rodachmündung und in Zapfendorf wurden bei zu niedrigen Wasserständen watend abefischt (SPEIERL, 2000). Nachdem sich in großen Flusssystemen gut 80% des Fischbestandes im Uferbereich befinden (MANN & PENCZAK, 1984) und die Reichweite der Elektrofischerei auf ungefähr 2 m beschränkt ist (BRANDT, 1972; PERROW, 1996), wurde vorrangig entlang der Uferlinie gefischt.

Die Strecken wurden im Zeitraum zwischen Ende April bis Mitte Mai und zwischen Mitte bis Ende Oktober befishet. Die Erhebungen im Oktober wurden als Winterbefischungen gewertet, da die Winterungsperiode europäischer Flussfische die Monate Oktober bis Februar umfasst (CATTANÉO et al., 2001).

Die Befischungen wurden mit einem Fischereigerät der Firma Briggs-Stratten (Gleichstromgenerator: 750kW, 300-600V) durchgeführt. Die Gewässerleitfähigkeit wurde bei der Einstellung der Geräteleistung berücksichtigt, um einen optimalen Betäubungseffekt der Fische zu garantieren und um mögliche Verletzungen zu verhindern. An jeder Befischungsstrecke wurde die mittlere Strömungsgeschwindigkeit durch mindestens vier Messungen ermittelt.

3.3.1.2 Probenbearbeitung

Die gefangenen Fische wurden bis zum Ende der einzelnen Befischungen in Wannen gehalten und bei Bedarf mit Sauerstoff versorgt. Alle Individuen wurden nach Möglichkeit vor Ort auf die Art bestimmt und ihre Totallänge auf 0,5 cm genau gemessen, oder alternativ in Formaldehyd 4 % konserviert und im Labor bestimmt. Von jeder Art wurde zusätzlich ein repräsentativer Querschnitt der verschiedenen Größenklassen auf 1,0 g genau gewogen. Gefangene Aale wurden in Größenklassen von jeweils 10 cm zusammengefasst (ab 20 cm) und über alle Größenklassen hinweg das Summengewicht ermittelt. Nach Abschluss der Datenaufnahme wurden die Fische in den Fluss zurückgesetzt.

3.3.1.3 Datenanalyse

3.3.1.3.1 Altersgruppierungen, Abundanzwerte und Erträge

Die Fangmengen umfassten adulte, subadulte und juvenile Fische. Die subadulten und juvenilen Fische wurden zur juvenilen Fischfraktion zusammengefasst (Altersklassen 1+ und 0+) und gingen gesondert in die Auswertungen ein. Für die Zuordnung zu einer der beiden Altersgruppen wurden artspezifische Längenhäufigkeitsverteilungen aufgestellt (ANDERSON & NEUMANN, 1996; SCHRECK & MORGAN, 1990), die sich z.T. an früheren Erhebungen im Maineinzugsgebiet orientierten (SCHADT, 1993; SPEIERL, 2000). Um eine vergleichbare Maßzahl für den Fischbestand zu erhalten, wurden die Fangmengen beider Altersgruppen und der Gesamtfang auf einen Hektar [Ind./ha] hochgerechnet (SCHRECK & MORGAN, 1990). Entsprechend wurde die Biomasse als Ertrag je Hektar [kg/ha] ermittelt (COEK et al., 1993; SCHRECK & MORGAN, 1990). Der Ertrag wurde aus den artspezifischen Summengewichten der einzelnen Fangmengen hochgerechnet, nachdem für jede Art, mit Ausnahme des Aals eine funktionale Längen-Gewichtsregression für den Untersuchungszeitraum berechnet worden war (RIECKER, 1973, 1975). Beim Aal wurde die Verteilung der Summengewichte auf die einzelnen Größenklassen mit Hilfe des Programms ABEE (PAULY & GAYANILO, 1997) ermittelt: aus den jeweiligen Summengewichten wurde für jede Größenklasse ein Durchschnittsgewicht berechnet und für die Ertragsbestimmung verwendet.

3.3.1.3.2 Ökoethologische Gruppierung der Fischarten

Die funktionale Zusammensetzung der Fischgemeinschaften wurde anhand verschiedener Kategorien beschrieben (BALON, 1975, 1981; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992). Insgesamt wurden sieben Laichgilden klassifiziert (BALON, 1975, 1981): ariadnophil (Nestbauer), lithophil (Kieslaicher), litho–pelagophil (Kieslaicher mit pelagischen Larven), pelagophil (pelagische Laicher), phythophil (obligatorische Pflanzenlaicher), phytho–lithophil (indifferente Laicher) und psamnophil (Sandlaicher).

Die lithophilen Arten wurden in zwei Gruppen aufgeteilt: Kieslaicher mit benthischen Larven und Kieslaicher, die auf ein freies Interstitial angewiesen sind.

Die Klassifizierung der Fischarten nach ihrer Strömungspräferenz wurde nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) vorgenommen. Sie gibt Auskunft über die Nutzung der unterschiedlichen Habitate in einem Flusssystem. Insgesamt wurden vier Gilden unterschieden: eurytope Arten (keine Strömungspräferenz), rheophile Arten (a) (alle Lebensstadien bevorzugen strömendes Wasser), rheophile Arten (b) (nicht alle Lebensstadien sind an strömendes Wasser gebunden), limnophile Arten (Bindung an Stillwasser). Das gesamte Artenspektrum wurde beiden Klassifizierungssystemen zugeordnet.

3.3.1.3.3 Biozönotische Kenngrößen - Dominanz, Frequenz und Diversität

Mit den biozönotischen Kenngrößen Dominanz, Frequenz und Diversität (KREBS, 1989) wurden weitere Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften herausgearbeitet.

Die Dominanz oder auch relative Abundanz gibt den Anteil einer Art am Gesamtfang an:

$$D_i = \frac{n_i}{N} \cdot 100 [\%]$$

D_i = Dominanz der Art i
 n_i = Individuenzahl der Art i
 N = Gesamtzahl der Individuen

Die Dominanzwerte wurden in folgende Klassen eingeteilt:

eudominant: > 10%; dominant: 10–5%; subdominant: 5–2%; rezedent: 2–1 %;
 subrezedent: < 1 %

Die Frequenz dokumentiert die Regelmäßigkeit des Vorkommens einer Art:

$$F = \frac{b}{a} \cdot 100 [\%]$$

b = Anzahl der Proben, in denen die Art i enthalten ist
 a = Gesamtzahl der Proben

Die Frequenzwerte wurden in folgende Klassen eingeteilt:

sehr häufig: 100–71%; häufig: 70–46 %; verbreitet: 45–26%; selten: 25–11%;
 sehr selten: 10–0%;

Für die Analyse der Diversität wurde neben den reinen Artenzahlen der Diversitäts-Index H' nach Shannon–Wiener (KREBS, 1989) verwendet. In diesen gehen sowohl die Artenzahlen als auch die Dominanzverhältnisse der Artengemeinschaft ein.

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

H_s = Diversitäts – Index

S = Gesamtzahl der Arten

n_i = Individuenzahl der Art i

N = Gesamtzahl der Individuen

Der Index betont aufgrund seiner mathematischen Formel die mittelhäufigen Arten (WOLDA, 1981). Nachdem sich die Unterschiede zwischen den Streckentypen vorwiegend an den mittelhäufigen Arten festmachten, schien sich der Diversitäts-Index H' nach Shannon-Wiener (KREBS, 1989) am besten für die Auswertung zu eignen. Der Indexwert steigt mit zunehmender Artenzahl und Gleichverteilung der Arten. Für die Berechnung wurde \log_e verwendet.

Ergänzend zur Diversität wurde die Eveness oder Äquität erfasst.

$$E = \frac{H_s}{\ln(S)}$$

Die Eveness drückt bei vorgegebener Artenzahl das Verhältnis eines bestimmten Diversitäts-Index H' zu der maximal möglichen Diversität aus.

3.3.1.3.4 Ähnlichkeiten der Fischgemeinschaften – ANOSIM

Neben der individuellen Charakterisierung jeder einzelnen Fischgemeinschaft wurden die Ähnlichkeiten der Fischgemeinschaften zwischen den Monitoring-Bereichen analysiert. Es wurde überprüft, inwieweit neben dem geographischen Faktor Standort (Lage im Flusssystem) verschiedene strukturelle Faktoren und saisonale Effekte die Ursache für Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften waren und ob sich diese gegebenenfalls als Trennkriterium eigneten. Bei den strukturellen Faktoren wurden der Ausbauzustand der Flussabschnitte (renaturierte und regulierte Flussbereiche) und die unterschiedlichen Streckentypen berücksichtigt (regulierte Flussstrecke, renaturiertes Hauptgerinne, renaturiertes Nebengerinne bzw. Seitenarm).

Für die saisonalen Effekte wurden die Ergebnisse der Frühjahrs- und Winterbefischungen herangezogen. Für die Ähnlichkeitsanalysen wurden die ANOSIM-Tests (Analysis of Similarities) des multivariaten Statistikprogramms PRIMER 5 (PRIMER-E LTD., 2002) verwendet. Die Ähnlichkeitsanalyse nach der ANOSIM-Methode kann als Gegenstück zu den parametrischen Varianzanalysen (einfaktorielle und zweifaktorielle ANOVA) gesehen werden (CLARKE & GORLEY, 2001).

Tab. 3.1: Durchgeführte 2-way-nested ANOSIM-Tests zur Ähnlichkeitsanalyse der Fischgemeinschaften in den Monitoring-Bereichen an Main und Rodach mit den jeweiligen hierarchischen Faktoren. Die einzelnen Klassen für den Hauptfaktor A und die Replikate für den Faktor B sind mit angegeben.

ANOSIM	Hauptfaktor A	Klassen	Faktor B	Replikate
1	Ausbauzustand des Mains	regulierte vs. renaturierte Flussbereiche	Standort	regulierte und renaturierte Flussbereiche in den Monitoring - Bereichen
2	Ausbauzustand des Mains	regulierte vs. renaturierte Flussbereiche	Streckentyp	regulierte Flussstrecke, renaturiertes Haupt- und Nebengerinne in den Monitoring - Bereichen
3	Streckentyp	regulierte Flussstrecke, renaturiertes Haupt- und Nebengerinne	Standort	regulierte und renaturierte Flussbereiche in den Monitoring - Bereichen
4	Ausbauzustand des Mains	regulierte vs. renaturierte Flussbereiche	Saison	Frühjahrs - und Winterbefischungen
5	Streckentyp	regulierte Flussstrecke, renaturiertes Haupt- und Nebengerinne	Saison	Frühjahrs - und Winterbefischungen
6	Standort	Monitoring - Bereiche	Saison	Frühjahrs - und Winterbefischungen

Zur Durchführung der ANOSIM sind a priori keine Vorannahmen über die Verteilungsstruktur der Daten nötig, wie sie für parametrische Tests unabdingbar sind. Die Ursprungsdaten der zu vergleichenden biotischen Gemeinschaften werden in beliebige Ähnlichkeitsmatrizen (z.B. Bray-Curtis, Sørensen, CNESS etc.) umgewandelt, mit denen eine maximale Anzahl an Permutation durchgeführt wird. Dabei wird berechnet, wie groß die Wahrscheinlichkeit ist, dass mit genau der eingegebenen Datenkonstellation zu rechnen ist (CLARKE & GORLEY, 2001). Damit kann das Maß der Ähnlichkeit zwischen den verglichenen Gemeinschaften bewertet werden. Für eine ausführliche Einführung in die Analysemethoden siehe CLARKE & GORLEY (2001) und CLARKE & WARWICK (2001).

Die Ähnlichkeits- bzw. Unähnlichkeitsmatrixen für die Analysen der Fischgemeinschaften basierten auf den Abundanz- bzw. Ertragswerten der jeweils vorhandenen Fischarten bei den einzelnen Befischungen (28 Arten x 54 befischte Flussstrecken). Für die extrem variablen Ausgangsdaten eignete sich CNESS-Index am besten (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

Für jede CNESS-Matrix wurde der dazugehörige sample size index m (BREHM & FIEDLER, 2004) mit dem Programm MATHLAB 6.1 (2001) optimiert. Aus der Gruppe der ANOSIM-Testmöglichkeiten wurde die 2-way nested Variante ausgewählt. Diese Analysemethode ordnet zwei Faktoren hierarchisch an: ein Hauptfaktor A mit unterschiedlichen Klassen (z. B. regulierter vs. renaturierter Flussbereich) steht über einem Faktor B, der innerhalb der verschiedenen Klassen alle aufgenommenen repräsentativen Replikate, z.B. alle regulierten Standorte an Main und Rodach einerseits und alle renaturierten Standorte andererseits, zusammenfasst (CLARKE & WARWICK, 2001).

Die Analyse kann nur konsistent durchgeführt werden, wenn sich die Replikate des Faktors B nicht signifikant voneinander unterscheiden. Andernfalls sind sie nicht geeignet, die unterschiedlichen Klassen des Faktors A homogen zu beschreiben (CLARKE & WARWICK, 2001). Als Ergebnis liefert ANOSIM die Teststatistik R zusammen mit dem Signifikanzniveau p . Für $0,0 < R \leq 1$ gilt, dass mehr (bis alle) Replikate innerhalb einer Klasse sich ähnlicher sind, als die Replikate zwischen den verschiedenen Klassen. Für $-1 \leq R \leq 0,0$ gilt, dass mehr (bis alle) Replikate zwischen den Klassen sich ähnlicher sind, als die Replikate jeweils innerhalb der verschiedenen Klassen (CLARKE & GORLEY, 2001).

Für die Ähnlichkeitsanalyse der Fischgemeinschaften wurden insgesamt sechs Tests durchgeführt (Tab. 3.1). Es wurde jeweils die gesamte Fischgemeinschaft und die beiden Altersgruppen (Adulte und Juvenile) untersucht (Permutationen: 1000).

Für den ersten ANOSIM-Test (1) lautete die Hypothese, dass es über alle Standorte hinweg für die renaturierten und die regulierten Flussbereiche jeweils eine charakteristische Fischgemeinschaft gibt, die sich voneinander signifikant unterscheiden. Damit wäre der Ausbauzustand der Flussbereiche ein deutliches Trennkriterium zwischen den Fischgemeinschaften und zugleich eine Determinante für die Zusammensetzung der Zönose. In der zweiten Analyse (2) wurde die erste Hypothese modifiziert. Statt der Standorte wurden die verschiedenen Streckentypen (regulierte Flussstrecke, Haupt- und Nebengerinne) berücksichtigt. Im dritten Ansatz (3) wurde untersucht, ob die einzelnen Streckentypen über alle Standorte hinweg voneinander signifikant unterschiedliche Fischgemeinschaften besitzen.

Die drei weiteren ANOSIM-Tests (4-6) sollten klären, ob saisonale Effekte die Fischgemeinschaften in den unterschiedlichen Flusstrukturen bzw. an den verschiedenen Standorten klar trennen können. Standortsspezifische Ähnlichkeiten der Fischgemeinschaften wurden einzeln für jeden Monitoring-Bereich mit einfachen ANOSIM-Tests (1-way layout; CLARKE & GORLEY, 2001) untersucht. Analysiert wurden der Ausbauzustand der Monitoring-Bereiche (reguliert vs. renaturiert), die Streckentypen, die jahreszeitlichen Effekte und die Ergebnisse der Jahresfänge.

3.3.1.3.5 Abundanz–Biomasse–Vergleich der Fischgemeinschaften (ABC-Methode)

Abundanz–Biomasse–Vergleiche (ABC-Methode = Abundance Biomass Comparison) wurden im Bereich der marinen Benthosforschung entwickelt und erfassen die Auswirkungen von Stress auf Lebensgemeinschaften (WARWICK, 1986). Die Methode eignet sich generell, um Stressfaktoren in Ökosystemen zu ermitteln (MEIRE & DEREU, 1990). In einer stabilen bzw. unbeeinflussten Lebensgemeinschaft dominieren einige wenige große Arten in jeweils geringer Anzahl die Biomasse. Zahlenmäßig dominant sind kleinere Arten. Im Gegensatz dazu nimmt in gestörten Lebensgemeinschaften die Anzahl der großen Arten derart ab, bzw. die der kleinen Arten in einem Maße zu, dass diese am Ende den Hauptbestandteil der Biomasse stellen (WARWICK, 1986). Diese Unterschiede lassen sich leicht in sog k-Dominanz-Abbildungen (k-dominance plots) darstellen (LAMBSHEAD, 1983). Für diese k-Dominanz-Abbildungen werden die einzelnen Arten ihrem Rang nach in abnehmender Reihe auf der x-Achse aufgetragen, ihre relative Dominanz (Abundanz und Biomasse) wird kumulativ auf der y-Achse angegeben.

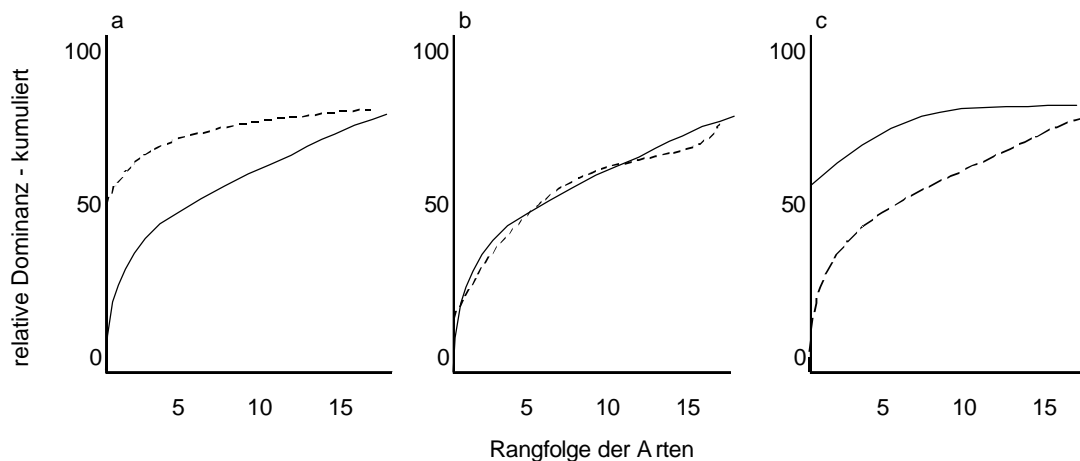


Abb. 3.7: Hypothetische k-Dominanz Kurven für die Abundanz (•) und die Biomasse (- -) in Lebensgemeinschaften ohne Stress (a), unter moderatem (b) und unter starkem Stress (c).

Die drei möglichen, hypothetischen Kurvenverläufe sind in Abb. 3.7 dargestellt. In stabilen, ungestörten Lebensgemeinschaften liegt der Biomassenverlauf über der Abundanzkurve (a). Unter moderatem Stress liegen beide Kurven nahe beieinander bzw. kreuzen sich mehrmals (b), während unter starkem Stress die Abundanzkurve über der Biomassekurve verläuft (c) (WARWICK, 1986).

Fischgemeinschaften in Fließgewässern sind durch Habitatveränderungen im Rahmen von Regulierungsmaßnahmen entscheidend betroffen (COWX, 1994; MANN, 1988; SWALES, 1994 A, B; WEIBL, 1994; WELLCOME, 1994).

COEK et al. (1993) und PENCZAK & KRUK (1999) demonstrierten die Eignung der ABC-Methode, Störungen der Fischgemeinschaften in Flusssystemen nachzuweisen. Um die Datensätze der verschiedenen Monitoring-Bereiche und Streckentypen vergleichen zu können, wurden neben den k-Dominanz Abbildungen die dazugehörigen ABC-Indexwerte berechnet (MEIRE & DEREU, 1990). Der Index stellt den Durchschnittswert aus der Differenz der kumulativen Biomassen und Abundanzen dar:

$$ABC_{Index} = \frac{\sum_{i=1}^N B_i - A_i}{N}$$

A_i = relative Dominanz der Art i bei Abundanz
 B_i = relative Dominanz der Art i bei Biomasse
 N = Anzahl der Arten

In gestörten Lebensgemeinschaften ist der Index negativ, bei moderaten Störungen im Bereich um Null und bei fehlenden Störungen positiv. Ergänzt wurde der ABC-Index durch die kumulativen Biomasse-Dominanz-Werte (COEK et al., 1993):

$$Biomasse - Dominanz = \frac{\sum_{i=1}^N B_i - A_i}{N - 1}$$

Für alle $B_i - A_i > 0$;
 A_i = relative Dominanz der Art i bei Abundanz
 B_i = relative Dominanz der Art i bei Biomasse
 N = Anzahl der Arten

Berücksichtigt wurden nur die Arten, bei denen die relative Biomasse über dem relativen Abundanzwert lag. Bei ABC-Indexwerten nahe Null gibt die Biomasse-Dominanz an, ob die Abundanz-Kurve über oder unter der Biomassen-Kurve liegt, oder diese schneidet (COEK et al., 1993). Die k-Dominanz Graphen und die Abundanz-Biomassen Vergleiche wurden in PRIMER 5 (PRIMER-E Ltd., 2002) erstellt, die Biomasse-Dominanz-Werte mittels eines Makros in Microsoft Excel 2000 berechnet.

3.3.1.3.6 Hydrologische Variablen

Das Landesamt für Wasserwirtschaft in Bayern (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2004) und das WWA Bamberg stellten die Tagesabflussraten (Q_T) und die Pegelraten von Main und Rodach zur Verfügung. Für die einzelnen Monitoring-Bereiche wurden jeweils die Werte der nächsten Pegelstation verwendet (Rodachmündung: Pegel Unterlangenstadt; Schönbrunn: Pegel Schwürbitz, Zapfendorf: Pegel Kemmern).

Methodisch bedingt konnte die Elektrofischerei nur im Bereich der Normalwasserstände durchgeführt werden. Hydrologische Extrembedingungen und ihre strukturierende Wirkung auf die Fischgemeinschaft wurden dadurch nicht erfasst. Während der Untersuchungsperiode zeigten sich dennoch Zusammenhänge zwischen den hydrologischen Verhältnissen und der Struktur der Fischgemeinschaften. Analysiert wurden Abflusswerte und Pegelstände im Verhältnis zu Abundanz und Ertrag (Biomasse) der Fischbestände.

3.3.2 Gewässermorphologie und Fischbestand

3.3.2.1 Erfassung der Gewässermorphologie

Die Gewässermorphologie wurde durch Flussbreite und –tiefe charakterisiert. Ausgewertet wurden die Flussstrecken der Monitoring-Bereiche und die beiden regulierten Mainstrecken (Rothwind: Fkm. 459,0 und Hallstadt: Fkm. 387,6), in denen 2002 und 2003 die toxikologischen Erhebungen der Fachberatung für Fischerei Oberfranken durchgeführt wurden (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI OBERFRANKEN, 2004).

Die Gewässerbreite wurde anhand des Luftbild- und Kartenmaterials aus dem Projekt „Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften“ ermittelt (VON HEBBERG, 2003). Dafür standen sechs Luftbilderhebungen aus den Jahren 1999 bis 2002 zur Verfügung (Okt.'99; Okt.'00, Mai'01, Okt.'01, Feb.'02 und Mai'02), die durch digitalisierte Luftbilder des Wasserwirtschaftsamtes Bamberg vom April 2000 ergänzt wurden.

Die Gewässertiefe wurde anhand von digitalisierten Querprofilaufnahmen des WWA Bambergs (1999–2003) und eigenen Aufnahmen (SPEIERL, 2000) bestimmt. Für jede Flussstrecke wurde die maximale Anzahl an Breiten- und Tiefenprofilen ausgewertet. Verwendet wurden nur Profilaufnahmen, die zeitlich nicht weiter als einen Monat von den jeweiligen Befischungsterminen entfernt lagen und die bei etwa gleichen Pegelständen aufgenommen wurden. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Gestalt des Flussbettes so erfasst wurde, wie sie sich bei der Befischung darstellte. Lag zwischen Befischung und Profilaufnahme ein Hochwasser (Kriterium: halbjähriges Hochwasser, HQ 0,5), wurde der Datensatz nicht berücksichtigt, da in den renaturierten Flussbereichen Veränderungen in der Gewässerbreite und der Sohlstruktur wahrscheinlich waren (BENKER, 2003).

Für die jeweiligen Befischungstage wurden auf diese Art und Weise die entsprechenden Varianzen der Flusstiefe und –breite ermittelt. Die erhaltenen Befischungsdaten (quantitativ und qualitativ) wurden mittels Spearman Rang- Korrelationen auf Zusammenhänge zwischen Befischungsdaten und den strukturellen Gegebenheiten der einzelnen Flussbereiche getestet.

3.3.2.2 Bestimmung wasserbaulicher Kenngrößen und Datenauswertung

Die Luft- und Profilaufnahmen sowie das Kartenmaterial wurden im Programm AutoCAD 2000 ausgewertet (AUTOCAD, 1999). Die Flussbreiten wurden auf 0,5 m genau eingemessen. Aus den Breitenprofilen wurden über den Variationskoeffizienten nach JUNGWIRTH & WINKLER (1983) bzw. UTZINGER et al. (1998) die Varianzen der Flussbereiche ermittelt. Analog wurde die Tiefenvarianz als wasserbauliche Kenngröße für die Gewässertiefe festgelegt.

Für die Auswertung der Querprofile musste als erster Schritt die jeweilige Wasserhöhe im Flussprofil am Tag der Befischung ermittelt werden. Für die einzelnen Flussstrecken wurde dazu die Abflussmenge (m³/sec) der nächstgelegenen Pegelstation herangezogen und durch die mittlere Strömungsgeschwindigkeit (vgl. 3.3.1.1) geteilt. Die erhaltene Wasserfläche wurde in AutoCAD 2000 schrittweise in die Flussquerprofile eingemessen, bis die entsprechende Wasserstandshöhe am Befischungstag feststand. Danach wurden im Abstand von 0,5 m die Gewässertiefen der einzelnen Querprofile ermittelt und die Tiefenvarianzen berechnet. Anhand der Querprofile wurden zugleich die Gewässerbreiten ausgemessen werden. Betrug bei der Gewässerbreite die Differenz zwischen den Querprofilmessungen und den Luftbild- bzw. Kartenauswertungen mehr als 1 m, wurden die Querprofilmessungen für die Ermittlung der Breitenvarianz verwendet.

Mit den Variationskoeffizienten standen dimensionslose Bewertungszahlen für die Breiten- und Tiefenvariabilität zur Verfügung. Der theoretisch niedrigste zu erreichende Wert war Null und drückte eine vollkommene Gleichförmigkeit der Flussstrecke aus. Hohe Werte wiesen auf eine starke Heterogenität des Flussabschnittes hin, mit stark variierender Gewässerbreite und Sohlstruktur.

Die Variationskoeffizienten der beiden Strukturparameter wurden folgendermaßen ermittelt (JUNGWIRTH & WINKLER, 1983; UTZINGER et al., 1998):

$$CV = (SD * 100) / x$$

CV = Variationskoeffizient des Parameters

SD = Standardabweichung des Parameters im jeweiligen Flussabschnitt

x = Mittelwert des Parameters im Flussabschnitt

Die Zusammenhänge zwischen der morphologischen Gewässerstruktur und der Abundanz (Ind./ha), dem Ertrag (kg/ha) und der Diversität (Shannon-Wiener, H_S) des Fischaufkommens wurden mittels Spearman Rang-Korrelationen analysiert. Adulte und juvenile Fischbestände wurden getrennt betrachtet.

3.3.3 Drift larvaler und juveniler Jungfische in renaturierten und regulierten Flussbereichen

3.3.3.1 Erfassung der Drift

Die Drift larvaler und juveniler Jungfische wurde in regulierten und renaturierten Flussbereichen zwischen Ende Juni und Anfang August 2002 erfasst. Die Rodachmündung wurde in einem Abstand von ca. zwei Wochen viermal beprobt (20–21 Jun., 03–04 Jul., 21–22 Jul., 01–02 Aug.). Am Main wurden fünf verschiedene Fangstationen bearbeitet (Schönbrunn: 28–29 Jun., Zapfendorf: 29–30 Jun., Wiesen: 24–25 Jul., Unterleiterbach: 06–07 Aug., Kemmern: 08–09 Aug.). Die Drift wurde sowohl in den regulierten Gewässerstrecken oberhalb der Flussrenaturierungen (max. 100 m flussaufwärts, Eindrift), als auch am Ende der renaturierten Flussbereiche erfasst (Ausdrift), wenn möglich auf der gleichen Flusseite.

Zum Fang wurden vier Driftnetze eingesetzt (Länge: 1,8 m, Maschenweite: 0,5 mm, Netzöffnung: 0,196 m²). Deren Öffnungsbereich wurde auf einer Länge von 0,5 m mit einer zweiten Netzlage stabilisiert. Bei geringer Strömung bzw. großer Schwebstofffracht wurde dadurch verhindert, dass die Netze zu stark absanken und dadurch die Fangeffizienz beeinträchtigt wurde (SCHMUTZ et al., 1997). Jeweils relativ ufernah – Jungfische driften vorrangig entlang der Uferlinie (REICHARD et al., 2002 A, 2002 B) - wurden mit Hilfe von Eisenstangen zwei Driftnetze übereinander so in die Strömung gesetzt, dass sie die gesamte Wassersäule (0,8 m) erfassen. Das untere Netz (Grundnetz) setzte direkt auf der Gewässersohle auf, das obere Netz (Spiegelnetz) schloss mit dem Wasserspiegel ab.

Die Driftproben wurden über einen Zeitraum von 24 h aufgenommen, die Netze alle 2 h geleert und die gefangenen Jungfische in Formaldehyd 4 % fixiert (JURAJDA, 1998; KELSO & RUTHERFORD, 1996). Gleichzeitig wurde in der Mitte jeder Netzöffnung die Strömungsgeschwindigkeit (m/sec) gemessen, die Sichttiefe (cm) und die Lichtstärke (Lux) aufgenommen. Anhand der Lichtstärken wurden eine Tagesphase (> 1000 Lux), eine Dämmerungsphase (5–1000 Lux) und eine Nachtphase (< 5 Lux) unterschieden (JURAJDA, 1998). Die Wassertemperatur (°C), der Sauerstoffgehalt (mg/l) und die Leitfähigkeit (µs) wurden zu Beginn und Ende einer jeden Fangperiode gemessen.

3.3.3.2 Probenbearbeitung

Die larvalen und juvenilen Jungfische wurden im Labor anhand von KOBlickAYA (1981), MOOIJ (1989), PENAZ (unpubl.), PINDER (2001) und URHO (1996) bestimmt und dem jeweiligen Entwicklungsstadium nach PINDER (2001) zugeordnet. Die Totallänge der Individuen wurde stereoskopisch auf 0,1 mm genau gemessen.

PINDER (2001) unterschied fünf Entwicklungsstadien:

1. Freies Embryonalstadium: Dottersack und kompletter Flossensaum sind vorhanden;
2. Junges Larvalstadium: Dottersack fehlt, Rückenflossenstrahlen sind noch nicht sichtbar;
3. Intermediäres Larvalstadium: beginnende Ausbildung der Rückenflossenstrahlen;
4. Älteres Larvalstadium: Rücken- und Afterflosse vorhanden und vom Flossensaum getrennt;
5. Frühes Juvenilstadium: Flossensaum fehlt komplett, alle Flossen vollständig entwickelt;

Mit dieser Zuordnung war es möglich, die ontogenetische Hauptdriftphase der einzelnen Arten zu ermitteln.

3.3.3.3 Datenanalyse

Die Stundenwerte der Drift wurden über die zweistündigen Fangintervalle gemittelt. Die Driftintensität wurde als Maßzahl für das Driftaufkommen verwendet und aus der Anzahl der Individuen je 100 m³ Wasservolumen ermittelt. Das gefilterte Wasservolumen berechnete sich für jedes Driftnetz aus dem Produkt von Strömungsgeschwindigkeit und Netzöffnung. Für Ein- und Ausdrift wurden die Werte der Spiegel- und Grundnetze gemittelt.

Der Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Driftintensität wurde mittels Spearman Rang-Korrelation geprüft. Die Abhängigkeit der zweistündlichen Driftintensität (Ind./100 m³ gefiltertes Wasservolumen je 2 h) von den hydrologischen Faktoren Abflussrate, Sichttiefe und Strömung wurde mit Regressionsmodellen analysiert. Für jeden einzelnen abiotischen Faktor wurden ausschließlich univariate Modelle erstellt, da die Unabhängigkeit der Prädiktorvariablen nicht gegeben war. Die Datensätze wurden a priori log-transformiert. Die Analysen umfassten sowohl die Eindrift als auch die Ausdrift der fünf Hauptarten und des gesamten Driftaufkommens larvaler und juveniler Fische. Für die einzelnen Fangstationen wurden die Abflusswerte der nächstgelegenen Pegelstation verwendet

3.3.4 Saisonale und diurnale Kurzdistanzwanderungen von Fischen zwischen dem Fluss und einer Altwasser–Kiesseeanbindung

3.3.4.1 Erfassung der Kurzdistanzwanderungen

Zur Erfassung der diurnalen und saisonalen Kurzdistanzwanderungen zwischen dem Main und der Altwasser–Kiesseeanbindung bei Trieb wurde ein Trappnetz verwendet (BEAMISH, 1972; CROWE, 1950; SWALES, 1981; VDFF, 2000). Das Netz war insgesamt 40 m lang, 1,40 m hoch, die Maschenweite betrug 15 mm (Firma Engel, Bremerhaven). Damit konnten Fische ab der Altersklasse 1+ nachgewiesen werden.

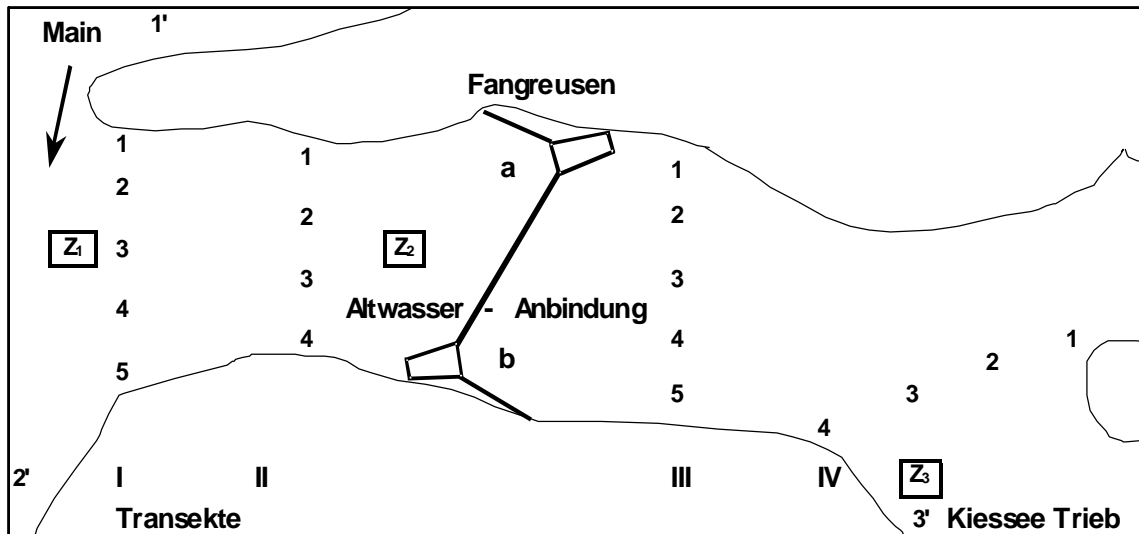
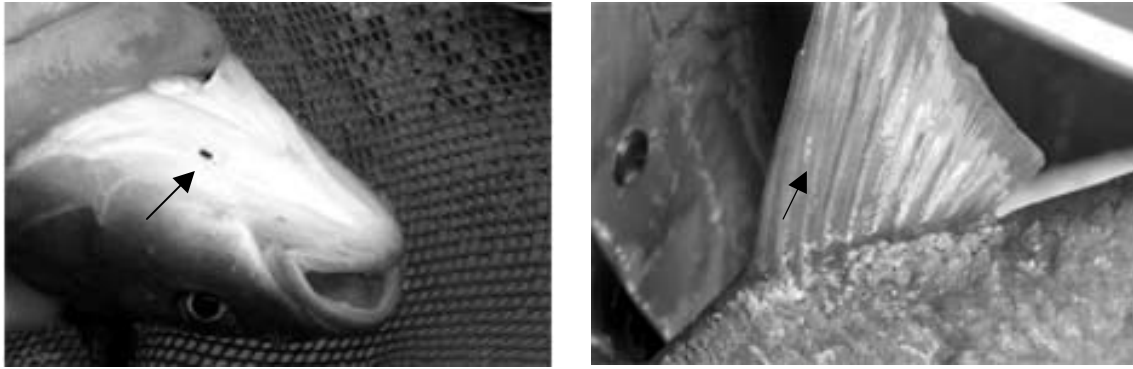


Abb. 3.8: Schematische Darstellung der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb mit Trappnetz und Reusenkästen (a und b), den Messpunkten für die wasserchemischen Parameter und die Strömung entlang der Transekte in der Altwasser-Anbindung, im Main (1' und 2') und am Übergang zum Kiessee (3'), sowie den Sammelpunkten für die Zooplanktonnachweise (Z₁₋₃).

An beiden Enden war in einem Abstand von 4 m ein Reusenkasten (3 m lang, Maschenweite 11 mm) eingesetzt, der am Ende geöffnet werden konnte. Das Netz wurde in die Mitte der Altwasser-Kiesseeanbindung gesetzt, um sicher sein zu können, dass die nachgewiesenen Fische gezielt in die Anbindung ein- oder auswanderten (Abb. 3.8). Die Öffnungen der Reusenkästen zeigten zum Fluss (Einwanderung: Reusenkasten a) bzw. Richtung Kiessee (Auswanderung: Reusenkasten b). Beide Reusenkästen standen so nahe zum Ufer, dass die kurzen Flügel des Trappnetzes vom Uferrand in einem spitzen Winkel zu den Öffnungen der Reusenkästen führten (CRAIG, 1980). Die Reusenkästen selbst wurden schräg gestellt, damit deren Enden zum Ufer hin abschlossen. Dadurch fungierten die Reusenkästen zusätzlich als ufernahes Leitwerk und führten wandernde Fische aus dem Uferbereich zu den Öffnungen des Trappnetzes. Netz und Reusenkästen wurden mit Eisenstangen im Gewässergrund fixiert (CRAIG, 1980).

Die Kurzdistanzwanderungen wurden an neun Fangtagen zwischen dem 16. April und dem 27. November 2003 aufgenommen (16. Apr., 23. Apr., 08. Mai, 15. Mai, 28. Mai, 10. Jun., 26. Jun, 16. Okt., 27. Nov.). Während der Laichzeit von April bis Ende Juni wurden mindestens alle zwei Wochen Fänge durchgeführt. Ab Juli war der Übergang aufgrund des niedrigen Wasserstandes für größere Fische nicht mehr passierbar und fiel z.T. trocken. Ab Oktober 2003 konnten wieder Daten erhoben werden. Die einzelnen Fangtage umfassten einen Zeitraum von 27 h, jeweils von 9:00 Uhr morgens bis 12:00 Uhr mittags am Folgetag. In dieser Zeitspanne wurden im Abstand von 3 h insgesamt achtmal die Fischwanderungen und ausgewählte Umweltvariablen aufgenommen.

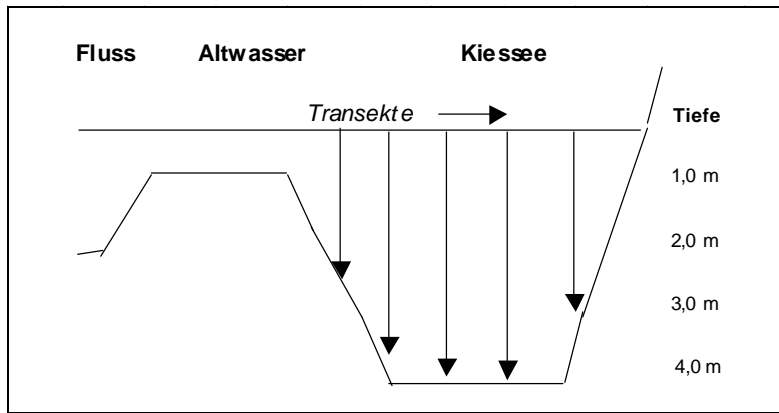


1

2

Abb. 3.9.1 & 3.9.2: EVI-Tag-Markierungen (•) laichbereiter Brachsen auf der Körperunterseite (Markierung linksseitig auf Höhe des Brustflossenansatzes = in den Fluss auswanderndes Individuum) und am Rückenflossensaum (Markierung kopfwärts = in die Anbindung einwanderndes Individuum aus dem Main; Fotos: HLADIK)

Die ein- und auswandernden Fische wurden sofort nach der Entnahme aus der Reuse bestimmt, vermessen (Totallänge), ihr Gewicht grammgenau erfasst und nach Möglichkeit das Geschlecht ermittelt. Jeder einzelne Fisch wurde zusätzlich mit einem EVI-Tag (Elastomer Visible Implant) der Firma Northwest Marine Technology markiert. Der fluoreszente Farbstoff wurde subdermal in helle Gewebepartien injiziert. Die schnell aushärtende Markierung ist mit bloßem Auge über lange Zeit gut sichtbar (CLOUGH, 1998; FAROOQI & MORGAN, 1996; HLADIK & KUBECKA, 2003; NORTHWEST MARINE TECHNOLOGY, 2002; SOLOMON, 2002; WONDRAK & TOMBEK, 2000). Je nach Fischgröße und Art eigneten sich für die Applikation unterschiedliche Körperbereiche (CLOUGH, 1998; FAROOQI & MORGAN, 1996; WONDRAK & TOMBEK, 2000). Bei kleinen Fischen wurden die Markierungen im Bereich des Brustflossenansatzes gesetzt. Bei größeren Individuen variierten die Markierungsstellen zwischen dem Brust- oder Schwanzflossenansatz (Abb. 3.9.1), dem postorbitalem Fettgewebe, dem Kiemendeckel, oder der Rückenflosse (Abb. 3.9.2). In der Reihenfolge der Fangtage wurden die Farben Orange, Grün, Gelb, Rot und Blau verwendet. Ab dem sechsten Fangtag wurde die Farbfolge wieder aufgenommen, die Markierungsstellen aber nach hinten versetzt. Einwandernde Fische wurden auf der rechten, auswandernde Fische auf der linken Körperseite markiert. An der Rückenflosse wurden die Markierungen entsprechend kopf- bzw. schwanzwärts gesetzt. Zusammen mit der aufgenommenen Größe und dem Körpergewicht konnten dadurch einzelne Fische und ihre Wanderungsbewegungen bzw. Verweilzeiten in den Gewässerbereichen an jedem Fangtag individuell ermittelt werden. Zusätzlich war es aufgrund der verschiedenen Farbcodes möglich, über die Saison Fang–Wiederfang Daten zu sammeln (KREBS, 1989).

**Abb. 3.10:**

Schematische Darstellung der Tiefentransekte zur Messung der Wassertemperatur im Kiessee Trieb Nord.

Nach abgeschlossener Datenaufnahme wurden die Fische entsprechend ihrer ursprünglichen Wanderungsrichtung in den Fluss bzw. in die Anbindung jenseits des Trappnetzes zurückgesetzt.

Zusammen mit den Fischen wurden die Lichtstärke (Lux), die Strömungsgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche (m/sec), die Wassertiefe (cm), die Wassertemperatur (°C), die elektrische Leitfähigkeit (μs), die Sauerstoffsättigung (mg/l) und der pH-Wert aufgenommen. Die stündlichen Abflussdaten (Q_{24}) der Pegelmessstelle Schwürbitz wurden durch das BAYERISCHE LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004) zur Verfügung gestellt. Alle wasserchemischen Variablen wurden als Punktmessungen erfasst. Die Transekte I und II und die Messpunkte 1' und 2' charakterisierten den Fluss, die Transekte III und IV die Altwasser–Kiesseeanbindung, und der Messpunkt 3' den Übergang vom Altwasser zum Kiessee. Dadurch konnten mögliche wasserchemische Gradienten festgestellt werden (HOHAUSOVÁ et al., 2003). Die Entfernungen zwischen den Transekten bzw. zu den Fangreusen betragen in etwa 20 m. An allen Fangtagen wurden im Kiessee ausgehend vom Übergang zum Altwasser je fünf Tiefentransekte zur Wassertemperatur gemessen (Abb. 3.10). Die Wassertemperatur wurde an der Oberfläche und dann alle 0,5 m bis zum Gewässergrund erfasst. Analog wurde in unmittelbarer Nähe zur Altwasser-Anbindung ein Tiefentransekt in der Flussmitte des regulierten Mains gemessen.

3.3.4.2 Zooplanktonerhebung

Das potenzielle Nahrungsangebot an Zooplankton wurde an der Abbruchkante der Altwasser–Kiesseeanbindung zum Fluss (Z_1), in der Anbindung (Z_2) und am Übergang des Altwassers zum Kiessee (Z_3) aufgenommen. Jeweils 10 l Wasser wurden durch ein Planktonnetz (Maschenweite 0,1 mm) gefiltert (DE BERNARDI, 1984) und das Filtrat in Formaldehyd 4% fixiert (HOHAUSOVÁ et al., 2003; RABENI, 1996). Alle Proben wurden im Labor vollständig ausgezählt (MCCAULEY, 1984). Mittels Inversionsmikroskopie wurden die Taxa Copepoda, Cladocera, Rotifera, Oligochaeta und Chironomidae unterschieden (STREBLE & KRAUTER, 2002).

3.3.5 Das Reproduktionspotenzial an Jungfischen in unterschiedlichen Gewässerstrukturen

3.3.5.1 Jungfischerhebungen nach der Forney-Methode und mit Lichtfallen

Zur Bewertung des Reproduktionspotenzials für Jungfische in der Altarm-Kiesseeanbindung bei Trieb (Fkm. 437,0), in einem flussabwärts gelegenen, reliktschen Altarm (Fkm. 436,8) und im regulierten Main (Fkm. 440,0-Fkm. 436,5) wurden von April bis August 2003 Jungfische mit Hilfe unterschiedlicher Methoden erfasst.

Jungfischnachweise wurden erstmalig Anfang April 2003 durchgeführt. Im Focus stand der phythophile Hecht. Mit der Forney-Methode (FORNEY, 1968) wurden jeweils 20 Proben in den drei Gewässerstrukturen aufgenommen. Die Forney-Methode ist eine spezielle Nachweismethode für Hechtlaich und -larven. Sie eignet sich besonders gut, um die an Pflanzen haftenden Eier und frühen Larvenstadien des Hechts in seichten, vegetationsreichen Gewässerbereichen zu ermitteln. Dazu wurde von einer rechteckigen Plastikwanne (68 cm lang, 35 cm breit und 38 cm hoch) der Boden entfernt. Ins Wasser gesetzt ergab sich eine umgrenzte Fangfläche von 0,24 m². Der abgeschlossene Wasserkörper wurde komplett abgekeschert und alle Fischeier bzw. Fischlarven entnommen. Die Fischeier wurden in Stockard-Lösung konserviert (GALAT, 1972), die Hechteier nach RIEHL & PATZNER (1992) bestimmt.

Lichtfallen waren ab Mitte April 2003 im Einsatz. Mit dieser passiven Fangmethode können im Gegensatz zur Elektrofischerei ganz frühe Entwicklungsstadien von Jungfischen erfasst werden (FLOYD et al., 1984; GREGORY & POWLES, 1985; HERNANDEZ & LINDQUIST, 1999; KILLGORE & BAKER, 1996; KISSICK, 1993; MARCHETTI et al., 2004; PONTON, 1994). Um die saisonale Entwicklung der Jungfischbestände zu dokumentieren, wurden die Fangeinsätze von Mitte April bis einschließlich Juni im dreiwöchentlichen Abstand durchgeführt. Nachdem im Juli 2003 der Anbindungsbereich zum Hauptarm abgeschnitten und weitgehend trocken gefallen war, wurde ein letzter Nachtfang Mitte August unternommen.

Die Lichtfallen wurden aus Plexiglas nach der Bauanleitung von KILLGORE (1994) hergestellt (Abb. 3.11). Die Öffnungen zur Fangkammer hatten eine Schlitzbreite von 8 mm und waren dadurch für 0+ und 1+ Jungfische fängig. Mit einem Cyalum-Leuchtstift versehen (Farbe gelb), wurden die Fallen während Dunkelheit für 2h zum Fang eingesetzt. Nach Ablauf der Fangzeit wurden die Lichtfallen durch das Untergreifen mit einem feinmaschigen Planktonnetz (500 µm Maschenweite) gehoben, so dass alle gefangenen Fischlarven in das Netz gespült wurden. Die Fischlarven wurden in Gläser überführt, mit Formalin 4% konserviert und anschließend im Labor ausgewertet (vgl. 3.3.3.2). Die Erhebungen in den drei verschiedenen Gewässerstrukturen wurden prinzipiell in einer Fangnacht durchgeführt.

Für weitere Aussagen zur Entwicklung der Jungfischbestände wurden ab Juni 2003 unmittelbar zu den Lichtfallenerhebungen tagsüber Elektrobefischungen nach der PAS-Methode vorgenommen (vgl. 3.3.6.1). Ab der letzten Novemberwoche 2003 konnte in der Anbindung an der kiesreichen Übergangskante zum regulierten Main eine steigende Anzahl von Laichgruben der Bachforelle festgestellt werden. Die Laichgruben wurden eine Woche lang ausgezählt. Die mit der Zeit zunehmende Schwebstoffauflage auf den

gesäuberten Kiessubstraten der Laichgruben ermöglichte eine Altersunterscheidung. Dadurch konnten jeweils die neu angelegten Laichgruben ermittelt werden. Die jeweilige Wasserstandshöhe über den Laichgruben wurde zusammen mit der Wassertemperatur und dem Pegelstand (Pegel Schwürbitz) gemessen.

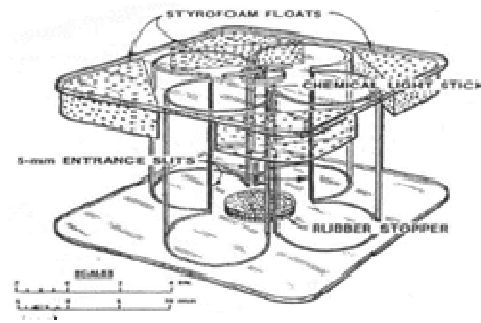


Abb. 3.11: Bauplan für eine Lichtfalle nach dem Design von KILLGORE (1994)

3.3.5.2 Methodenvergleich - Lichtfallen und Elektrofischerei

Zur Validierung und Bewertung beider Fangmethoden wurden die Ergebnisse auf ihre Ähnlichkeit geprüft. Als Ähnlichkeitsmatrix diente der relative Fanganteil der einzelnen Arten am Gesamtfang. Aufgrund seiner Einfachheit bei der Berechnung wurde der Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex verwendet (KREBS, 1989).

3.3.6 Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe und weiterer rheophiler Jungfische

3.3.6.1 Erfassung der Jungfische in charakteristischen Mesohabitaten

Die Bestandsentwicklung adulter Barben wurde anhand der Ergebnisse aus den Monitoring-Befischungen (Abundanzen und Biomassen) bewertet. Die Jungfischbestände der Barbe und weiterer rheophiler Jungfische (Aitel, Gründling, Hasel, Nase und Rapfen) wurden im Sommer 2002 und 2003 gesondert aufgenommen. Um die Habitatsituation und -nutzung der ausgewählten Arten bewerten zu können, wurden an Main und Rodach die verschiedenen flussmorphologischen Strukturen differenziert befischt. Die Festlegung und Charakterisierung der Mesohabitattypen richtete sich nach den Vorgaben des DVWK (1991), der LAWA (2002), nach BRAUN & LEUNER (1999) sowie nach SPEIERL (2000) und ist in Tabelle 3.2 dargestellt.

Tab. 3.2: Charakterisierung der unterschiedlichen Mesohabitattypen an Main und Rodach bei den Jungfischerhebungen im Sommer 2002 und 2003.

Mesohabitat	Charakterisierung
Altgewässer	ehemalige Fluss-Strecken; führen dauernd oder regelmäßig über längere Zeit Wasser (DVWK, 1991; BRAUN & LEUNER, 1999)
Blockufer	befestigter Ufersaum mit Wasserbau-Blocksteinen und/oder Steinschüttungen;
Bucht	flach auslaufende, naturnahe oder natürliche Ausbuchtungen der Uferlinie, bzw. strömungsberuhigte Gewässerteile im Leebereich von Buhne ; liegen bei Normalwasserstand außerhalb des Hauptstromtriches
Kiesbank	flach auslaufende Uferabschnitte mit Kiesablagerungen; meist im Gleithangbereich gelegen
Naturufer	unverbaute Uferlinie, die sowohl Erosion als auch Sedimentation zulässt; bodenständiger Bewuchs möglich (Kraut- bzw. Gehölzschicht) (SPEIERL 2000)
Rauschen	sanfte oder stärkere Aufwölbung der Gewässersole über gesamte Gewässerbreite (LAWA, 2002); Wassertiefe erheblich reduziert mit sichtbar gerauten Wasserspiegel und Grobsedimenten an Sohle

Für die Elektrobefischungen wurde ein tragbares, benzinbetriebenes Elektrofischereigerät der Firma Fichtl & Sachs (1,5 kW; 300–500 V) eingesetzt. Die Elektrobefischung wurde nach der Point-Abundance-Sampling (PAS) Methode ausgeführt (COPP, 1989 B; PERSAT & COPP, 1990; REYNOLDS, 1996), das Fischereigerät dafür angepasst (hohe Stromstärke, kleiner Anodenring, $D = 20$ cm). Die unterschiedlichen Mesohabitate wurden entsprechend ihrer Flächengröße in regulierten und renaturierten Flussbereichen im Main zwischen der Rodachmündung (Fkm. 440,0) und Hallstadt (Fkm. 387,4) und im Rodachunterlauf (Fkm. 1,6–0,0) erfasst. Innerhalb der Mesohabitate wurden die Fangpunkte zufällig gelegt und in der Regel 5 bis 10 Fangpunkte je Probestelle zu einer Probe zusammengefasst. Dadurch konnten die durch Schwarmphänomene der Fische hervorgerufenen großen Varianzen gemindert werden (FREYHOF, 1998).

3.3.6.2 Datenauswertung der Jungfischerhebungen

Um die Bedeutung der unterschiedlichen Mesohabitate für das Aufkommen der rheophilen Jungfische zu beschreiben, wurde die Verteilung des Gesamtfangs auf die einzelnen Habitattypen ermittelt. Dazu wurden die Bestandsgrößen der einzelnen Mesohabitate als relativer Wert des Mesohabitates mit der maximalen mittleren Abundanz dargestellt (CPUE in % des Maximalwertes).

Dadurch ließ sich die Bedeutung der verschiedenen Habitattypen artspezifisch bewerten. Aus allen Datensätzen wurden die Null-Proben entfernt. Die frequenzbereinigten Datensätze berücksichtigten sowohl mögliche Massenvorkommen der Jungfische als auch die ontogenetische Entwicklung der einzelnen Arten, bei der unter Umständen nicht alle Mesohabitate stets in gleichem Maße genutzt wurden. Die Ergebnisse von 2002 und 2003 wurden gesondert betrachtet und ausschließlich der Jahrgang 0+ berücksichtigt.

3.3.6.3 Habitatkartierung der Barbe

Für eine detaillierte Bewertung der Habitatsituation adulter und juveniler Barben erfolgte eine Kartierung des Mains zwischen der Rodachmündung (Fkm. 440,0) und der Eisenbahnbrücke Hallstadt (Fkm. 387,4), sowie des Rodachunterlaufs (Fkm. 1,6–0,0). Für die Habitaterfassung wurde der Main auf der zu kartierenden Länge von 54,2 km in 3 funktionale Fließgewässereinheiten unterteilt. Abgegrenzt wurden die einzelnen Bereiche durch jeweils flussaufwärts für Fische nicht durchgängige Wehre. (Abb. 3.12). Der Gewässerabschnitt 1 (Rodachunterlauf, Fkm. 1,6–0,0 und Main, Fkm. 440,0–435,9) umfasste einschließlich des Unterlaufs der Rodach eine Flusslänge von 5,7 km mit einer Wasserfläche von 16,3 ha und reichte bis zum Wehr Michelau. Auf die renaturierten Flussbereiche an der Rodachmündung und bei den Kiesseenbindungen in Trieb entfielen insgesamt 1,2 ha. Der Gewässerabschnitt 2 (Wehr Michelau, Fkm. 435,9 bis Wehr Hausen, Fkm. 422,4) wies bei einer Länge von 13,6 km eine Wasserfläche von 75,5 ha auf. Renaturierte Flussbereiche fehlten in diesem Mainabschnitt. Der Gewässerabschnitt 3 umfasste auf einer Länge von 35 km die freie Fließstrecke des Obermains ab dem Wehr Hausen (Fkm. 422,4) bis zur Eisenbahnbrücke Hallstadt (Fkm. 387,4). In dieser, mit 119,9 ha größten Wasserfläche konzentrierte sich die Anzahl und Ausdehnung der Renaturierungsflächen (15 Flächen, insgesamt 25,2 ha). Bei der beschriebenen methodischen Vorgehensweise wurde für den Gewässerabschnitt 1 nicht berücksichtigt, dass es sich dort um keine abgeschlossene funktionale Einheit im dargestellten Sinne handelte. Die Kartierung schloss die Mainstrecke flussauf bis zum Wehr Hochstadt nicht mit ein.

Die Kartierungen der Schlüsselhabitate Kiesbank 1, Kiesbank 2, Rausche, Flachwasser und Strömungsrinne, sowie deckungsreicher Unterstände im Gewässer wurden im September 2002 bei mittleren Abflussbedingungen durchgeführt. Kartiert wurde vom Boot aus, wobei die Ausdehnung größerer Flächen im Ufer- oder Flachwasserbereich durch Abschreiten erfasst wurde. Die ermittelten Flächengrößen wurden mittels eines Korrekturfaktors nach DOLOFF et al. (1993) angepasst. Neben den morphologischen Kriterien wurden die verschiedenen Habitattypen anhand der hydraulischen Kenngrößen Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit (m/sec) genau differenziert.

Die morphologischen und hydraulischen Kriterien für die Habitatkartierung sowie deren ökologischen Bedeutung für den Lebenszyklus der Barbe sind in Tab. 3.3 dargestellt und richten sich nach VILIZZI & COPP (2001), EBEL (2002) und VILIZZI (2002). Zusätzlich zu den Schlüsselhabitaten wurden die durch terrestrische oder amphibische Vegetation gebildeten Unterstände aufgenommen. Diese sind wichtige Deckungsstrukturen und wurden nach EBEL (2002) gemäß ihrer Größe einer entsprechenden Flächenklasse zugeordnet ($F_{(n)}$: $0,5 \text{ m}^2 \leq F_1 < 5,0 \text{ m}^2$; $5,0 \text{ m}^2 \leq F_2 < 10 \text{ m}^2$; $10 \text{ m}^2 \leq F_3 < 15 \text{ m}^2$; $15 \text{ m}^2 \leq F_4 < 20 \text{ m}^2$).

Tab. 3.3: Kartierungskriterien für barbenbedeutsame Habitats, verändert nach VILIZZI & COPP (2001), EBEL (2002) und VILIZZI (2002).

¹⁾ Strömungsmessung 10 cm über Substrat; ²⁾ Strömungsmessung an der Wasseroberfläche;

Habitattyp	Morphologische und hydraulische Kriterien für die Habitatkartierung			Ökologische Bedeutung
	Morphologische Kriterien	Tiefe [m]	Strömung [m/sec]	
Kiesbank, Typ 1	Relativ große Sohlhöhe, durch Geschiebeablagerung entstanden; Substrat ist homogen, hauptsächlich Korngrößen zwischen 1 -3cm, geringer Feinsedimentanteil	0,15 – 0,40	0,25 – 0,50 ¹⁾	<ul style="list-style-type: none"> • Laichhabitat • Embryonalhabitat • Eleutheroembryonalhabitat • Sommer- und Herbsthabitat für Individuen < 20 cm • für Individuen ≥ 20 cm ganzjähriges Nahrungshabitat
Kiesbank, Typ 2	Relativ große Sohlhöhe, durch Geschiebeablagerung entstanden; Substrat ist heterogen mit Sand und unterschiedliche großen Kiesfraktionen	0,15 – 0,6	0,15 - 0,60 ¹⁾	<ul style="list-style-type: none"> • Sommer- und Herbsthabitat für Individuen < 20 cm • für Individuen ≥ 20 cm ganzjähriges Nahrungshabitat
Rausche	Relativ großes Sohlgefälle mit turbulenter Strömung. Substrat heterogen mit Kies, Steinen, Blöcken	0,15 – 0,60	0,15 - 0,60 ¹⁾ 0,50 - 2,00 ²⁾	<ul style="list-style-type: none"> • Sommer- und Herbsthabitat für Individuen < 20 cm • für Individuen ≥ 20 cm ganzjähriges Nahrungshabitat
Flachwasserzonen	Geringe Böschungsneigung, variables Substrat	≤ 0,10	≤ 0,10 ²⁾	<ul style="list-style-type: none"> • Larvalhabitat • von 0+-Juvenilen im Sommer genutztes Habitat
Strömungsrinne	Geringe Sohlhöhe bei großem Wasserspiegellängsgefälle; Substrat: Steine und Blöcke	≥ 0,50	0,50 – 1,50 ²⁾	<ul style="list-style-type: none"> • von Individuen ≥ 20 cm im Sommer außerhalb der Nahrungsaufnahme genutztes Habitat
Unterstände, gebildet durch terrestrische oder amphibische Vegetation (z.B. Wurzelstöcke, überhängende Weiden)	Deckungsreiche Gewässerstrukturen, variables Substrat	≥ 0,50	≤ 0,45 ¹⁾	<ul style="list-style-type: none"> • von Individuen ≥ 20 cm im Sommer außerhalb der Nahrungsaufnahme genutztes Habitat • von Individuen aller Größenklassen im Winter genutzter Habitattyp (=Wintereinstand)

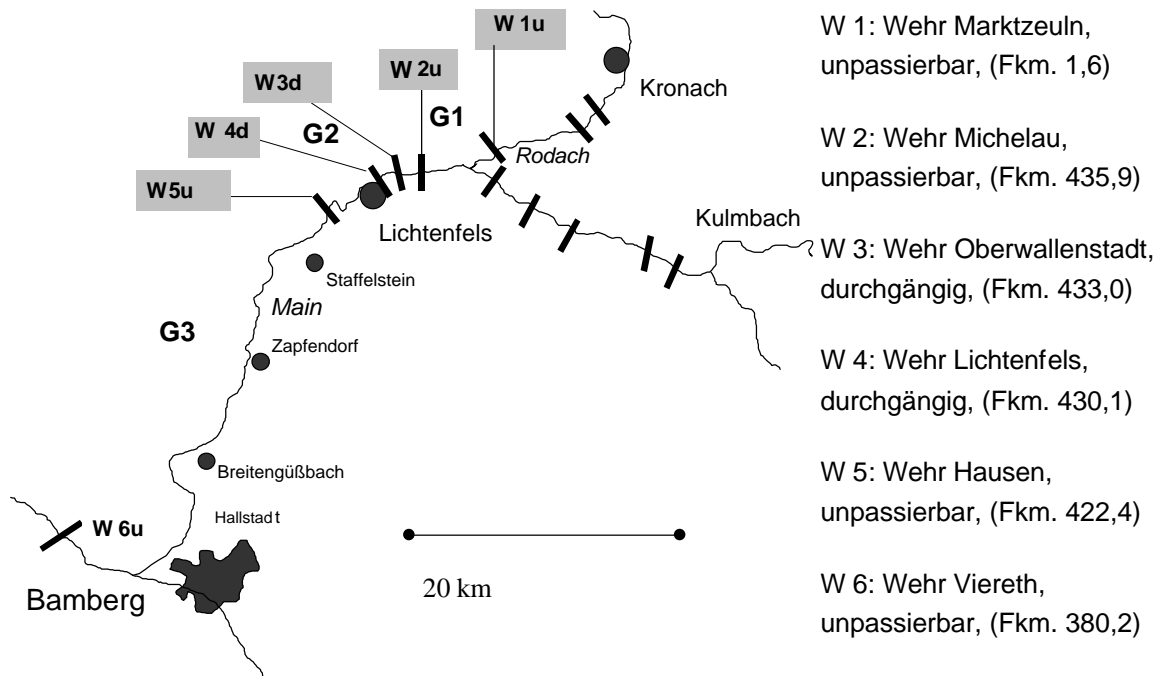


Abb. 3.12: Einteilung des Mains und des Rodachunterlaufs zwischen Marktzeuln (Rodach, Fkm. 1,6) und Hallstadt (Main, Fkm. 387,4) in die beschriebenen funktionalen Gewässerabschnitte (G 1-3) aufgrund der unterbundenen, flussaufwärts gerichteten Wandermöglichkeiten für Fische (Wehre: u = unpassierbar, d = durchgängig). Ab dem Wehr Hausen weist der Main bis zum Wehr Viereth keine Wanderhindernisse auf.

Die in den einzelnen Gewässerabschnitten insgesamt gebildete Fläche wurde durch die Multiplikation der Klassenmittel der einzelnen Flächenklassen mit der jeweiligen Anzahl der Habitate pro Flächenklasse und anschließender Addition der Teilergebnisse ermittelt. Zur Erfassung der Laichgebiete wurden die potenziellen Flussbereiche während der Monate Mai und Juni abgegangen. Durch die Kartierung der Schlüsselhabitate und der Laichplätze konnte sowohl das Reproduktionspotenzial der Barbe als auch der Grad der linearen Vernetzung der Habitattypen im Flusssystem beurteilt werden.

3.3.6.4 Einbindung angelfischereilicher Daten

Die Fangstatistiken der Mainfischereigemeinschaft G.b.R. Lichtenfels aus den Jahren 1998 bis 2002 standen für eine zusätzliche Bewertung der Bestandsentwicklung bei der Barbe zur Verfügung. Die Mainfischereigemeinschaft Lichtenfels besitzt auf 30,7 Flusskilometern ein Fischereirecht (Hochstadt, Fkm. 441,8 – Ebensfeld, Fkm. 411,1; Wasserfläche im Fluss: 103 ha). Im untersuchten Fünfjahreszeitraum wurden insgesamt 615 Angelscheine ausgegeben. Bei 462 rückläufigen Fangstatistiken konnte insgesamt ein guter Überblick über die Fangentwicklung gewonnen werden (SPEIERL, 2004 C).

3.3.7 Erfassung von Jungfischauftkommen in zwei Flutmulden der Rodachrenaturierung bei Redwitz

Im Spätsommer 2002 wurden die Jungfischbestände in zwei Flutmulden der Rodachrenaturierung-Redwitz (Fkm. 5,3-5,7) mit Uferzugnetzen erfasst. Das Netz besaß einen eingearbeiteten Netzsack, war 10 m lang und 1,5 m hoch. Der Netzsack hatte eine Breite von 1,0 m. Die Unterkante des Zugnetzes war mit einer Bleileine beschwert. Die Maschenweite der Flügel betrug 5 mm, die des Netzsackes 3 mm. Mit diesen Maschenweiten konnten 0+ und 1+ Jungfische gefangen und deren erhöhte Fluchtfähigkeit im Spätsommer kompensiert werden. Für den Fang wurde das Netz von zwei Personen bedient und über eine Strecke von etwa 10 m parallel zur Uferlinie gezogen, bevor die uferferne Person mit einem Viertelkreiszug ein Netzecke zum Ufer führte und den Fangraum abschloss. Ein direkter Flächenbezug der Fangergebnisse konnte über die Ellipsenformel $A [m^2] = (\pi * \text{Entfernung zum Ufer} * \text{Abstand der Netzecken beim Uferschluss}) / 4$ ermittelt werden (FREYHOF, 1998).

Viele Fische leben in Schwärmen.

ARISTOTELES (384-322 v. Chr.) in *Historia Animalicum*

4 Ergebnisse

4.1 Artenspektrum

Mit den beschriebenen fischereilichen Methoden wurden während der Untersuchungszeit an Main und Rodach insgesamt 32 Fischarten erfasst (Tab. 4.1). Damit wurden 70% der 45 Fischarten Oberfrankens (SCHADT, 1995) im Untersuchungsgebiet ermittelt.

Das größte Artenspektrum ergab sich in den Monitoring-Bereichen mit 29 Fischarten. Insgesamt 26 Arten wurden bei den diversen Jungfischerhebungen (Forney-Traps, Lichtfallen, Elektrobefischungen, Zugnetz) nachgewiesen. Deutlich geringer war die Artenvielfalt bei den Trappnetzbefischungen zwischen dem Main und der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb. Bei der lokal eng begrenzten und nur während der Saison 2003 durchgeführten Untersuchung wurden nur 15 Fischarten erfasst.

Die höchsten Artenzahlen wurden in den flussaufwärts gelegenen Monitoring-Strecken erreicht. An der Rodachmündung wurden 26 Fischarten nachgewiesen, während es bei Schönbrunn nur 20 bzw. bei Zapfendorf 22 Arten waren. Insgesamt ergaben sich innerhalb der Laichgilden annähernd hohe Artenzahlen bei den phyto-lithophilen (10) und den lithophilen (9) Arten, gefolgt von den obligaten Pflanzenlaichern (8 phythophile Arten). Dies lässt generell den Rückschluss auf eine hohe Vielfalt an Reproduktionsbiotopen im untersuchten Mainsystem zu. Bei der Zuordnung des Arteninventars gemäß den Strömungspräferenzen stellten die Rheophilen (13 Arten) die artenreichste Gruppe, gefolgt von den strömungsindifferenten Arten (12 eurytope Arten). Das gesamte Artenspektrum wies 3 FFH-Arten auf. Zur Kategorie des Anhangs II der FFH-Richtlinie (Arten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhalt besondere Schutzgebiete auszuweisen sind) konnten Lachs und Rapfen zugeordnet werden. Die Barbe wird im Anhang IV der FFH-Richtlinie (Arten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können) geführt.

Im Hinblick auf das Migrationsverhalten waren 75% der erfassten Fischarten als potamodrome Kurzstanzwanderer einzuordnen. Insgesamt 6 Arten (Barbe, Brachse, Nase, Nerfling, Rapfen, Rutte - 19% des gesamten Artenspektrums) ließen sich als typische Mitteldistanzwanderer der Potamalregion klassifizieren. Mit Aal und Lachs konnten zwei Langdistanzwanderer (6%) nachgewiesen werden. Deren Gefährdungstatus war auf die fehlende longitudinale Durchgängigkeit des gesamten Rhein-Main-Systems zurückzuführen, der die Reproduktion stark limitierte. Bei den potamodromen Fischarten waren besonders diejenigen Arten gefährdet, die obligat an ein spezifisches Laichsubstrat gebunden waren. Lithophile Arten (Kieslaicher) waren davon am stärksten betroffen, gefolgt von den phythophilen Arten (Pflanzenlaicher).

Tab. 4.1: Übersicht über das gesamte Artenspektrum an Main und Rodach für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2002-2004

Art	Abkürzung	Laichgilde	Strömung	Migration	Nachweis	RL-Bayern	RL-BRD
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	AN	pe	eu	k - l	R, S, Z; Tr; J	3	3
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	LC	li	rh a	p - k	R, S, Z; Tr; J; Fm		
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	TH	li*	rh a	p - k	R, Z; J	3	3
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	ST	li*	rh a	p - k	R, S, Z; J	V	3
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	BB	li	rh a	p - m	R, S, Z; J	3	2
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)	PR	pl	eu	p - k	R, S; J		
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	AB	pl	eu	p - m	R, S, Z; J; Tr		
Dreistach.-Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	GA	ar	lim	p - k	R; J		
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	PF	pl	eu	p - k	R, S, Z; J; Tr; Fm		
Giebel (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	CA	ph	eu	p - k	R, S, Z; J		
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	GG	ps	rh b	p - k	R, S, Z; J; Tr; Fm		
Güster (<i>Blicca bjoernca</i>)	BJ	pl	rh b	p - k	S, Z; J; Tr; Fm		
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	LL	pl	rh a	p - k	R, S, Z; J; Tr; Fm		3
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	EL	ph	eu	p - k	R, S, Z; J; Tr		
Karausche (<i>Carassius carassius</i>)	CC	ph	lim	p - k	J	V	3
(Wild-)Karpfen (<i>Cyprinus caprio</i>)	CY	ph	lim	p - k	R, S, Z; J; Tr	V	2
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	GC	pl	eu	p - k	R, S, Z; J; Tr		
Lachs (<i>Salmo salar</i>)	SA	li*	rh a	a - l	r	0	1
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	AA	pl	eu	p - k	R, S, Z; Fm		
Moderlieschen (<i>Leucaspius delineatus</i>)	LD	ph	lim	p - k	R	3	3
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	CN	li	rh a	p - m	R, S, Z; J	2	2
Nerfling (<i>Leuciscus idus</i>)	LI	li	rh a	p - m	T	3	3
Rapfen (<i>Aspius aspius</i>)	AS	li	rh b	p - m	r, S, Z; J; Tr	V	3
Regenbogenforelle (<i>Onchorhynchus mykiss</i>)	OM	li*	rh a	p - k	R		
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	SE	ph	lim	p - k	R, Z; J; Tr; Fm		
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	RR	pl	eu	p - k	R, S, Z; J; Tr; Fm		
Rutte (<i>Lota lota</i>)	LO	lp	rh b	p - m	R, S	2	2
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	TT	ph	lim	p - k	r, S, Z; J; Tr		
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	BA	ps	rh a	p - k	R, Z; J	V	3
Sonnenbarsch (<i>Lepomis gibbosus</i>)	LG	pl	eu	p - k	J		
Wels (<i>Silurus glanis</i>)	SG	pl	eu	p - k	z; J		2
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	SL	ph	eu	p - k	S, Z; J; Tr		

Legende: Laichgilde nach BALON (1981); Strömungspräferenz nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992), Migration nach JUNGWIRTH et al. (2003), Gefährdungsstatus nach BOHL et al. (2003, Bayern: Stromeinzugsgebiet Nordbayern) und FREYHOF (2002, BRD) (V = Vorwarnliste; 0 = ausgestorben oder verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet).

Laichgilde:

ar = Ariadnophil	Nestbauer, betreibt Brutpflege
li = Lithophil	Geröll- und Kieslaicher mit benthischen Larven
li* = Lithophil*	Geröll- und Kieslaicher, der freies Interstitial braucht
lp = Litho-pelagophil	Geröll- und Kieslaicher mit pelagischen Larven
pe = Pelagophil	pelagischer Laicher
ph = Phytophil	obligatorische Pflanzenlaicher
pl = Phyto-lithophil	nicht obligatorische Pflanzenlaicher
ps = Psammophil	Sandlaicher

Strömung:

eu = Eurytop	keine Präferenz hinsichtlich der Strömung
rh a = Rheophil A	alle Lebensstadien bevorzugen strömendes Wasser
rh b = Rheophil B	nicht alle Lebensstadien an strömendes Wasser gebunden
lim = Limnophil	Präferenz für Stillwasser

Migration (Migrationstyp – Distanz):

p - k = potamodrom - kurz	kurze Wanderstrecken innerhalb des Süßwassers
p - m = potamodrom - mittel	mittlere Wanderstrecken innerhalb des Süßwassers
a - l = anadrom - lang	lange Laichwanderung aus dem Salz- ins Süßwasser
k - l = katadrom - lang	lange Laichwanderung aus dem Süß- ins Salzwasser

Nachweis:

R,S,Z:

Nachweis adulter und juveniler Individuen an den Monitoring-Strecken Rodachmündung (R), Schönbrunn (S) und Zapfendorf (Z)

r,s,z:

Nachweis juveniler Individuen an den Monitoring-Strecken Rodachmündung (r), Schönbrunn (s) und Zapfendorf (z)

J:

Nachweis juveniler Individuen bei Jungfischerhebungen (Elektrofischen und Driffang)

Tr:

Nachweis bei Trappnetzfangen an der Main-Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb

Fm:

Nachweis juveniler Individuen in den Flutmulden an der renaturierten Rodach/Redwitz.

4.2 Analyse der Fischgemeinschaften der Monitoring-Bereiche

4.2.1 Ähnlichkeiten der Fischgemeinschaften

Die Ähnlichkeiten der gesamten Fischgemeinschaft, sowie beider Altersgruppierungen (Adulte und Juvenile) wurden für die Monitoring-Bereiche mit Hilfe einer 2-way nested ANOSIM analysiert (Tab. 4.2). Neben dem geographischen Faktor Standort und verschiedenen strukturellen Faktoren (renaturierter und regulierter Ausbauzustand der Flussabschnitte, Streckentypen) wurde auch der saisonale Effekt geprüft (Frühjahrs- und Winterbefischung), um zu sehen, inwieweit diese die Ursache für signifikante Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften waren.

Tab. 4.2: Analyse der Fischgemeinschaften anhand des Standorts, des Ausbauzustandes der Flussabschnitte und des Streckentyps basierend auf den Befischungsergebnissen der Jahre 1999 und 2002-2004 (2-way-nested ANOSIM mit den jeweiligen hierarchischen Faktoren).

Faktor	Test-statistik	Gesamte Fischgemeinschaft			Adulte Fischgemeinschaft			Juvenile Fischgemeinschaft		
		Gesamt-saison	Frühjahr	Winter	Gesamt-saison	Frühjahr	Winter	Gesamt-saison	Frühjahr	Winter
Saison (B)	p	0,02	0,71	0,22	0,01	0,07	0,05	<0,01	<0,01	0,17
	R	0,15	-0,05	0,12	0,15	0,09	0,26	0,28	0,25	0,14
Ren.-Regul. (A)	p	0,98	0,99	0,90	0,98	0,97	0,99	0,99	0,94	0,95
	R	-0,70	-0,85	0,32	-0,74	-0,70	-0,44	-0,78	-0,74	-0,63
Saison (B)	p	0,82	0,49	0,65	0,66	0,48	0,87	0,04	0,08	0,41
	R	-0,05	0,00	-0,07	-0,03	-0,01	-0,15	0,10	0,10	0,02
Strecke (A)	p	0,75	1,00	0,25*	1,00	1,00	0,25*	0,93	0,80	0,87
	R	-0,11	-0,78	0,55	-0,78	-0,78	1,00	-0,46	-0,36	-0,36
Saison (B)	p	<0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
	R	0,20	-0,08	-0,04	0,19	0,13	0,33	0,16	0,14	-0,25
Standort (A)	p	0,99	0,79	0,98	0,99	0,99	0,98	0,99	0,99	0,95
	R	0,67	-0,42	-0,38	-0,66	-0,61	-0,53	-0,55	-0,55	-0,32

Die erste Hypothese lautete, dass es über alle Standorte hinweg für die renaturierten und die regulierten Flussbereiche jeweils eine charakteristische Fischgemeinschaft gab, die sich voneinander signifikant unterscheiden. Damit wäre der Ausbauzustand der Flussbereiche ein deutliches Trennkriterium zwischen den Fischgemeinschaften.

Es könnte über den jeweiligen Ausbauzustand Rückschlüsse auf den Charakter der Fischgemeinschaft geschlossen werden. Dies wurde sowohl für die gesamte Fischgemeinschaft, als auch für die adulte und juvenile Fischgemeinschaft widerlegt.

Alle Fischgemeinschaften unterschieden sich signifikant zwischen den einzelnen Standorten während der Gesamtsaison. Signifikante Standortunterschiede ergaben sich zusätzlich im Winter bei der adulten Fischgemeinschaft bzw. im Frühjahr bei den Juvenilen.

In einer weiteren Analyse wurde der Ansatz der ersten Hypothese modifiziert. Statt der Standorte wurden die verschiedenen Streckentypen (regulierte Flussstrecke, Haupt- und Nebengerinne) berücksichtigt. Zuerst wurde das Vorkommen streckentypischer Fischgemeinschaften ermittelt und anschließend untersucht, inwieweit renaturierte und regulierte Flussbereiche, charakterisiert durch die entsprechenden Streckentypen, signifikant unterschiedliche Fischgemeinschaften aufwiesen. Für die einzelnen Streckentypen konnte, mit einer Ausnahme innerhalb der juvenilen Fischgemeinschaft, stets eine charakteristische Fischgemeinschaft beschrieben werden. Für den zweiten Analyseschritt wurden die Haupt- und Nebengerinne als renaturierter Flussbereich zusammengefasst und dem regulierten Flussbereich, charakterisiert durch die regulierten Flussstrecken, gegenüber gestellt. Bei dieser Analyse konnten für die gesamte und die adulte Fischgemeinschaft nur vier Permutationen durchgeführt werden. Daraus ergab sich ein maximal mögliches Signifikanzniveau von $p = 0,25$. Es zeigte sich für den Winter, dass sich die adulte bzw. die gesamte Fischgemeinschaft im regulierten Flussbereich signifikant von der jeweiligen Fischgemeinschaft im renaturierten Bereich unterschied. Das Ergebnis ist jedoch aufgrund der geringen Anzahl an Permutationen von geringer statistischer Aussagekraft.

Der dritte Ansatz untersuchte, ob die einzelnen Streckentypen über alle Standorte hinweg voneinander signifikant unterschiedliche Fischgemeinschaften besaßen. Ohne Ausnahme waren jedoch die Fischgemeinschaften der einzelnen Streckentypen zwischen den Standorten signifikant verschieden. Damit besaßen die regulierte Flussstrecke, das Haupt- und das Nebengerinne für sich jeweils keine charakteristische Fischgemeinschaft. Die einzelnen Streckentypen waren somit generell kein deutliches Trennkriterium zwischen den Fischgemeinschaften und es konnte durch sie auch nicht auf den Charakter der Fischgemeinschaft geschlossen werden.

Zusammengefasst waren vorrangig die Standorte der Monitoring-Bereiche im Flusssystem ausschlaggebend für signifikante Unterschiede bei den Fischgemeinschaften. Gegenüber diesem geographischen Effekt traten die strukturellen Faktoren deutlich in den Hintergrund.

Strukturelle Faktoren waren für die gesamte Fischgemeinschaft und die Adulten ebenfalls bedeutungslos bei der Prüfung saisonaler Effekte (Tab. 4.3).

Tab. 4.3: Saisonale Analyse der Fischgemeinschaften basierend auf den Befischungsergebnissen der Jahre 1999 und 2002-2004 (2-way-nested ANOSIM mit den jeweiligen hierarchischen Faktoren).

Fisch - gemeinschaft	Test- statistik	Faktoren		Faktoren		Faktoren	
		Saison (B)	Ren.-Regul. (A)	Saison (B)	Streckentyp (A)	Saison (B)	Standort (A)
Gesamt	p	0,02	0,67	0,03	0,64	0,03	0,07
	R	0,15	0,01	0,16	-0,08	0,16	0,83
Adult	p	0,01	0,99	0,02	0,75	0,04	0,07
	R	0,27	-0,75	0,26	-0,21	0,24	0,72
Juvenil	p	0,87	0,98	0,96	0,03	0,88	0,06
	R	0,07	0,01	-0,11	0,52	-0,08	0,94

Sie unterschieden sich nur jeweils signifikant saisonal, unabhängig von der geographischen Lage der Monitoring-Bereiche. Die juvenile Fischgemeinschaft zeigte komplett gegensätzliche Ergebnisse. Saisonale Unterschiede waren nicht vorhanden. Die im Frühjahr bzw. Winter aufgenommenen Jungfischzönosen waren nahezu identisch. Tendenziell trennte die geographische Lage unterschiedliche Jungfischgemeinschaften auf. Den deutlichsten Effekt hatten jedoch die einzelnen Streckentypen. Unabhängig von der Jahreszeit waren sie ein signifikantes Trennkriterium für die juvenile Fischgemeinschaft.

Nachdem sich alle Altersgruppierungen der Fischgemeinschaften durch die geographische Lage der Monitoring-Bereiche am Main am deutlichsten trennen ließen, wurden die drei verschiedenen Standorte einzeln analysiert.

4.2.2 Die Fischgemeinschaften der Monitoring-Bereiche

4.2.2.1 Rodachmündung

An der Rodachmündung nutzten adulte Fische vorrangig die regulierte Flussstrecke und das Hauptgerinne (Abb. 4.1). Zwischen diesen beiden Streckentypen waren die durchschnittlichen Fischdichten relativ ausgeglichen, während sie im Nebengerinne um etwa 30 % niedriger lagen (Abb. 4.2). Deutlicher waren die Unterschiede bei den Erträgen. Die höchste Biomasse je Hektar wurde in der regulierten Flussstrecke erzielt, mit jeweils signifikant niedrigeren Werten für das Haupt- und Nebengerinne (Mann-Whitney U-Tests, $U = 4,0$; $N = 6$; $p = 0,02$ bzw. $U = 2,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)).

Im Nebengerinne veränderten die Hochwasserwellen der Winter 2001/2002 und 2002/2003 (2001/2002: HQ_{10} – alle 10 Jahre wiederkehrendes Hochwasser, bzw. 2002/2003: beinahe HQ_{20}) die hydromorphologische Struktur. Der seichte Übergang zum regulierten Flussbereich wurde flussauf durch Kiesablagerungen verfüllt wodurch das Nebengerinne bei Normalwasserstand seine Durchgängigkeit verlor. Zusätzlich waren an das Nebengerinne angeschlossene, tiefe Stillwasserflächen (SPEIERL, 2000) nur mehr bei Hochwasser mit dem Hauptgerinne in Kontakt. Hingegen wurde der Mündungsbereich zum Main stark ausgespült. Die dortige Bucht vertiefte und vergrößerte sich. Dadurch wurde der Mündungsbereich auch für größere Fische vom Main aus zugänglich.

Dies spiegelten die zunehmenden Abundanzen und Erträge adulter Fische im Nebengerinne ab 2002 wieder. Besonders als Refugium für den Winter gewann dieser Bereich an Bedeutung. Während der relative Anteil adulter Fische am Gesamtfang im Winter 1999 nur 2% betrug (SPEIERL, 2000), waren es im Winter 2003 exakt 50%. Absolut nahm die Anzahl um den Faktor 10, der Ertrag um den Faktor 100 zu. Auch für die Jungfische war das Nebengerinne ein wichtiger Streckentyp. Die mittlere Abundanz lag dort am höchsten und die Erträge waren in diesem Bereich am variabelsten (Abb. 4.3). Die Abundanzen der Streckentypen unterschieden sich signifikant voneinander (Mann-Whitney U-Tests, Reguliert-Hauptgerinne: $U = 2,5$; $N = 6$; $p = 0,01$; Hauptgerinne–Nebengerinne: $U = 2,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Reguliert–Nebengerinne: $U = 0,5$; $N = 6$; $p < 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Im Vergleich zum Nebengerinne lag die mittlere Jungfischdichte im Hauptgerinne bei 20%, im regulierten Rodachbereich nur noch bei 7%. Mit 8051 Individuen wurde im Winter 1999 im Nebengerinne die höchste Anzahl an Fischen des gesamten Monitoring-Bereiches erfasst. Der im Winter 2003 festgestellte Jungfischbestand im Nebengerinne und im Hauptgerinne lag um 70% bzw. um 66% unter den Werten des Winters 1999. Zwischen dem Rückgang der Jungfische und dem Abundanzanstieg adulter Fische im Nebengerinne bestand kein signifikanter Zusammenhang. Im Gegenteil korrelierte die Anzahl adulter Fische im Hauptgerinne sehr stark mit der Anzahl der Jungfische im Nebengerinne (Rang-Korrelation, $r_s = 0,83$; $N = 6$; $p = 0,04$). Für den renaturierten Bereich dokumentierte dies eine deutliche streckenspezifische Trennung zwischen den beiden Altersgruppen.

An der Rodachmündung wurden während der Untersuchung 21 adulte und 19 juvenile Fischarten nachgewiesen. Mit insgesamt 24 Arten war die Rodachmündung der fischartenreichste Monitoring-Bereich. Die adulten Fischbestände unterschieden sich zwischen den verschiedenen Streckentypen geringfügig. Das Nebengerinne prägten die ebenfalls eudominanten Arten Aitel, Dreistachliger Stichling und Blaubandbärbling. Die drei häufigsten Arten jedes Streckentyps machten im Schnitt jeweils 65 % des Gesamtfanges aus (Anhang 1, Tab. 1).

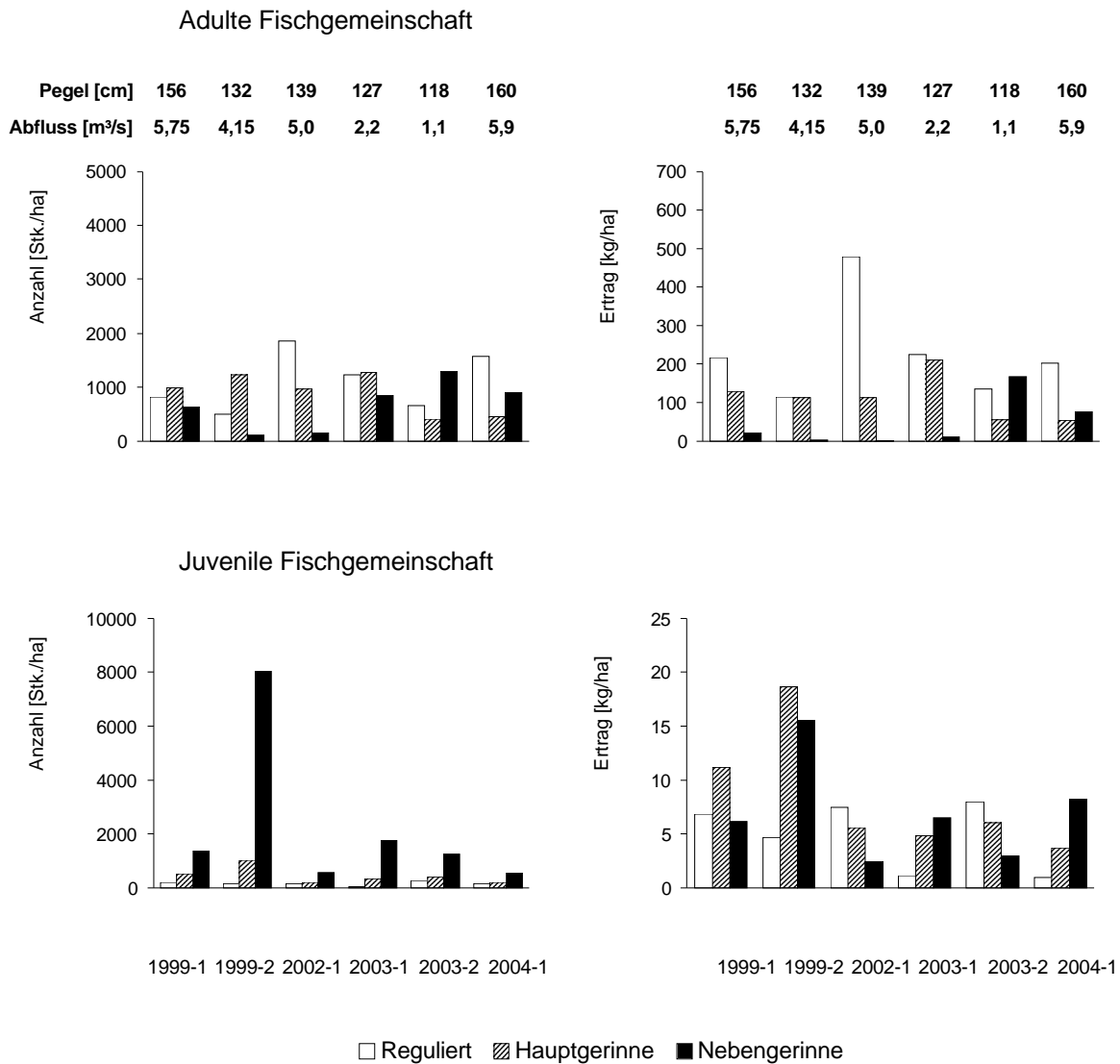


Abb. 4.1: Abundanzen [Stk./ha] und Erträge [kg/ha] adulter und juveniler Fische in den Flussstrecken des Monitoring-Bereichs Rodachmündung (Befischungen 1999, 2002–2004). Die jeweiligen Pegelstände und Abflussverhältnisse bei den Befischungen sind mit angegeben (Pegel Unterlangenstadt).

Erst bei einem Vergleich der fünf Hauptarten, die in jedem Streckentyp mind. 80 % des Gesamtfangs stellten, zeichneten sich Unterschiede zwischen den einzelnen Flussbereichen ab. Der rheophile Gründling war sowohl im regulierten Abschnitt als auch im Hauptgerinne die vierthäufigste Art bei etwa gleichen relativen Fanganteilen. Die Fischgemeinschaften zwischen dem regulierten Bereich und dem Hauptgerinne differenzierten sich erst ab der fünfhäufigsten Art.

Diese war in der begradigten Rodach die Brachse, im Hauptgerinne die Barbe. Im Hauptgerinne gehörte die Barbe zu den dominanten Arten (Dominanz > 5 %), während ihr Status im regulierten Flussbereich als subdominant galt.

Der Barbenbestand im Hauptgerinne lag durchschnittlich 40% höher. Adulte Barben wurden in diesem Streckentyp nur im Frühjahr nachgewiesen, während sie im regulierten Flussbereich auch bei den Winterbefischungen erfasst wurden. Im Nebengerinne zählten der Aitel, die rheophile, sandlaichende Schmerle, das Rotauge, die Laube und der Flussbarsch zu den dominanten Arten. Kleinfischarten prägten in diesem Flussbereich die adulte Fischgemeinschaft. Die Bestandsentwicklung der Schmerle von 1999 bis 2004 spiegelte die hydromorphologischen Veränderungen des Streckentyps wieder. Im noch lotisch geprägten Nebengerinne des Frühjahrs 1999 stellte die Schmerle fast 50% des Gesamtbestandes. Nach den Struktur- und Abflussveränderungen durch die Hochwasserwellen des Winters 2002 trat die Art nur noch sporadisch und in geringen

Bestandsdichten (< 5%) auf. Im Jahr 1999 prägten rheophile Fischarten die adulte Fischgemeinschaft des Nebengerinnes, während ab 2002 limnophile (Dreistachlichen Stichling) bzw. indifferente Arten verstärkt (Blaubandbärbling, Rotauge, Laube) vorkamen (Abb. 4.4). Insgesamt führten die Hochwasserwellen 2002 zu einer signifikanten Veränderung der adulten Fischgemeinschaft (1999 vs 2002–2004; $R = 0,26$; $p < 0,02$).

Die Erträge dominierte in allen Strecken der Aitel als häufigste Art, gefolgt von der Barbe im Hauptgerinne und in der regulierten Flussstrecke (Anhang 1, Tab. 2). Der hohe Ertrag der Barbe kam besonders durch die Fänge großer, laichbereiter weiblicher Individuen bei den Frühjahrsbefischungen zustande. Der Biomasseanteil des Hechts als Top-Prädator war trotz geringer Dichten mit Werten zwischen 5 und 9 % in beiden Streckentypen relativ hoch. Im Nebengerinne dominierten neben dem Aitel der Stichling und der Karpfen den Gesamtertrag. Karpfen wurden erstmals im Frühjahr 2004 im Nebengerinne nachgewiesen, nachdem sich unter den günstigen klimatischen und hydrologischen Bedingungen von 2003 zum ersten Mal ausgedehnte Bereiche mit Makrophyten etabliert hatten.

Aal (*A. anguilla*): AN; Aitel (*L. cephalus*): LC; Äsche (*T. thymallus*): TH; Bachforelle (*S. trutta fario*): ST; Barbe (*B. barbatus*): BB; Blaubandbärbling (*P. parva*): PR; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Giebel (*C. auratus gibelio*): CA; Gründling (*G. gobio*): GG; Güster (*B. björnca*): BJ; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Hecht (*E. lucius*): EL; Karausche (*C. carassius*): CC; Karpfen (*C. caprio*): CY; Kaulbarsch (*G. cernuus*): GC; Lachs (*S. salar*): SA; Laube (*A. alburnus*): AA; Moderlieschen (*L. delineatus*): LD; Nase (*C. nasus*): CN; Nerfling (*L. idus*): LI; Rapfen (*A. aspius*): AS; Regenbogenforelle (*O. mykiss*): OM; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Rotauge (*R. rutilus*): RR; Rutte (*L. lota*): LO; Schleie (*T. tinca*): TT; Schmerle (*B. barbatula*): BA; Sonnenbarsch (*L. gibbosus*): LG; Stichling (*G. aculeatus*): GA; Wels (*S. glanis*): SG; Zander (*S. lucioperca*): SL

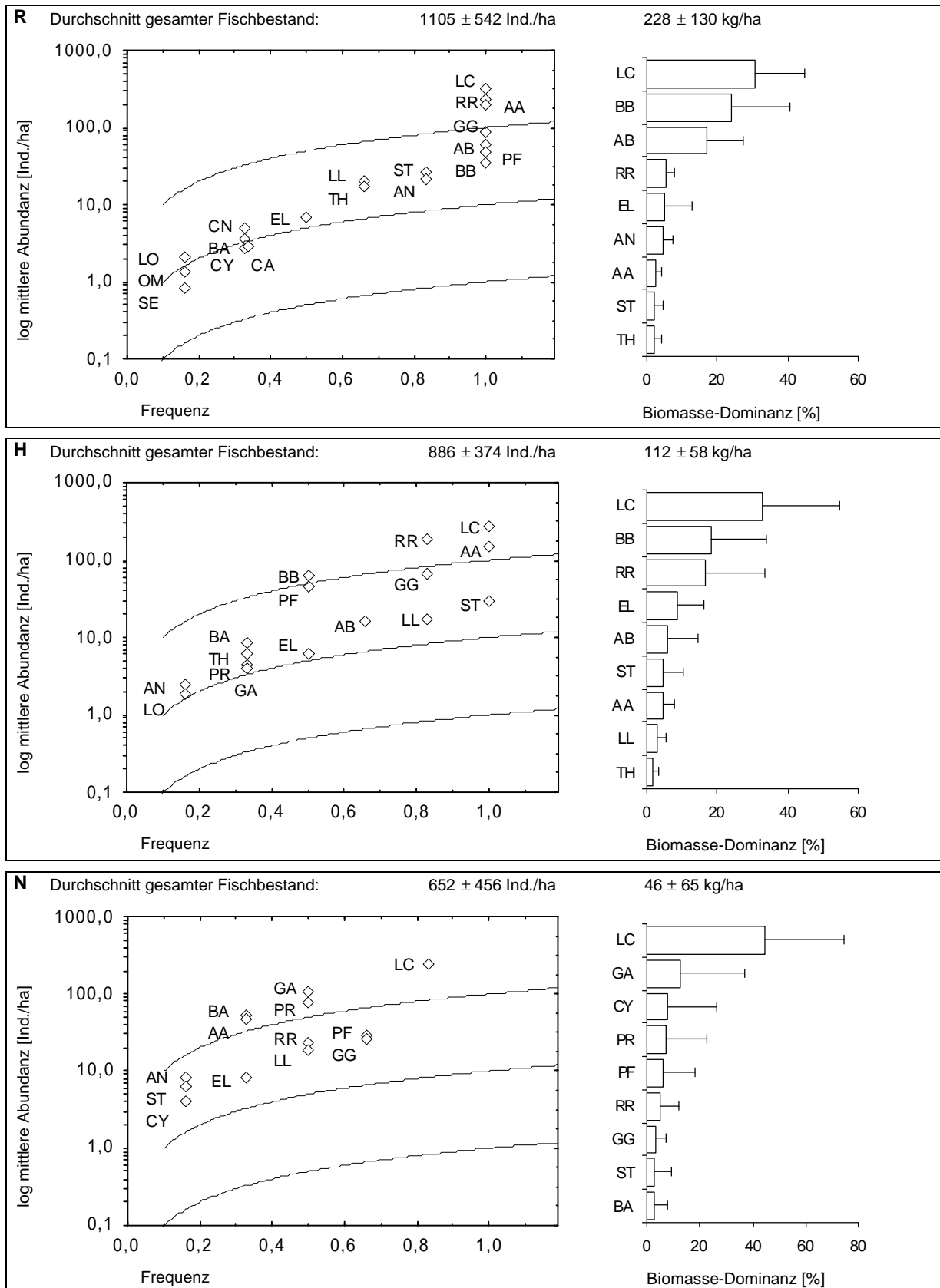


Abb. 4.2: Abundanz-Frequenz Beziehungen und Biomasse-Dominanz der adulten Fischbestände in den Streckentypen (R = regulierte Flussstrecke, H = Hauptgerinne, N = Nebengerinne) der Rodachmündung (1999, 2002-2004), mit theoretischen Kurvenverläufen für 1, 10 und 100 Ind./Probe in den Abundanz-Frequenz Abbildungen. Biomasse-Dominanzen umfassen nur die häufigsten Arten, die kumulativ min. 90% des mittleren Gesamtertrages stellen. Je Streckentyp sind die Mittelwerte (+ Stabw.) für Abundanz und Ertrag angegeben.

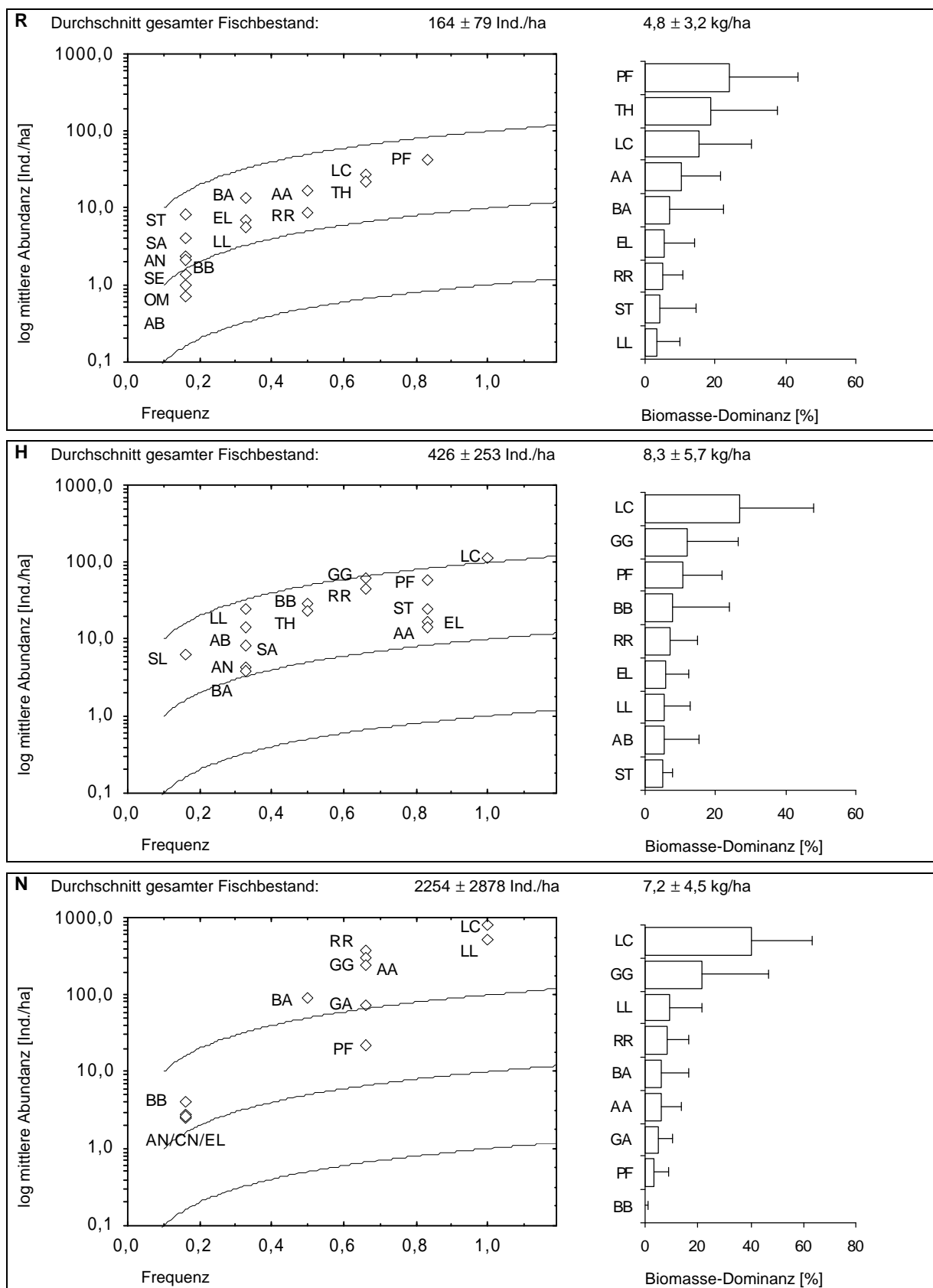


Abb. 4.3: Abundanz-Frequenz Beziehungen und Biomasse-Dominanz der juvenilen Fischbestände in den Streckentypen (R = regulierte Flussstrecke, H = Hauptgerinne, N = Nebengerinne) der Rodachmündung (1999, 2002-2004), mit theoretischen Kurvenverläufen für 1, 10 und 100 Ind./Probe in den Abundanz-Frequenz Abbildungen. Biomasse-Dominanzen umfassen nur die häufigsten Arten, die kumulativ min. 90% des mittleren Gesamtertrages stellen. Je Streckentyp sind die Mittelwerte (+ Stabw.) für Abundanz und Ertrag angegeben.

Im Jahr 1999 prägten rheophile Fischarten die adulte Fischgemeinschaft des Nebengerinnes, während ab 2002 limnophile (Dreistachlichen Stichling) bzw. indifferente Arten verstärkt (Blaubandbärbling, Rotaugen, Laube) vorkamen (Abb. 4.4). Insgesamt führten die Hochwasserwellen 2002 zu einer signifikanten Veränderung der adulten Fischgemeinschaft (1999 vs 2002–2004; $R = 0,26$; $p < 0,02$).

Die juvenilen Fischgemeinschaften unterschieden sich zwischen den verschiedenen Streckentypen deutlicher als die adulten Fischgemeinschaften. Im regulierten Bereich dominierten Flussbarsch, Aitel, Äsche und Laube (eudominant) gefolgt von Schmerle und Hecht (dominant). Der durchschnittliche relative Fanganteil dieser fünf Arten betrug 75 % (Anhang 1, Tab. 3). Für eine regulierte Flussstrecke fiel besonders die hohe Nachweisfrequenz und Dominanz juveniler Äschen auf, die sich auch in den Ertragswerten widerspiegelte. Die Biomasse der juvenilen Äschen war im regulierten Flussabschnitt mit 30 % dreimal höher als im Hauptgerinne (Anhang 1, Tab. 4). Im regulierten Rodachbereich folgte der Äsche bei den Ertragswerten der Hecht.

Im Hauptgerinne machten juvenile Hechte den größten Anteil der Biomasse aus, noch vor Aitel und Äsche. Die Vorkommen von Aitel und Flussbarsch waren in diesem Streckentyp ebenfalls eudominant. Zusätzlich erreichte der rheophile Gründling diesen Status. Mit weiteren sechs dominanten Arten – Barbe, Rotaugen, Hecht, Hasel, Laube und Bachforelle – prägten insgesamt neun Arten die juvenile Fischgemeinschaft im Hauptgerinne. Das Hauptgerinne hob sich damit deutlich vom regulierten Rodachbereich und vom Nebengerinne ab. Sowohl strömungsorientierte Arten wie Hasel und Bachforelle, als auch deckungsorientierte Arten wie der Hecht, profitierten von dem Strömungsmosaik und Struktureichtum im Hauptgerinne.

Im Nebengerinne dominierten juvenile Aitel und Gründlinge mit 40 % bzw. 20 % des durchschnittlichen Gesamtvorkommens die Fischgemeinschaft. Dabei machten juvenile Aitel fast 50% des durchschnittlichen Ertrages aus. Mit Hasel, Rotaugen, Schmerle und Laube zeigten im Vergleich zum Hauptgerinne nur vier weitere Arten ein dominantes Vorkommen.

Aal (*A. anguilla*): AN; Aitel (*L. cephalus*): LC; Äsche (*T. thymallus*): TH; Bachforelle (*S. trutta fario*): ST; Barbe (*B. barbatus*): BB; Blaubandbärbling (*P. parva*): PR; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Giebel (*C. auratus gibelio*): CA; Gründling (*G. gobio*): GG; Güster (*B. björnca*): BJ; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Hecht (*E. lucius*): EL; Karausche (*C. carassius*): CC; Karpfen (*C. caprio*): CY; Kaulbarsch (*G. cernuus*): GC; Lachs (*S. salar*): SA; Laube (*A. alburnus*): AA; Moderlieschen (*L. delineatus*): LD; Nase (*C. nasus*): CN; Nerfling (*L. idus*): LI; Rapfen (*A. aspius*): AS; Regenbogenforelle (*O. mykiss*): OM; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Rotaugen (*R. rutilus*): RR; Rutte (*L. lota*): LO; Schleie (*T. tinca*): TT; Schmerle (*B. barbatula*): BA; Sonnenbarsch (*L. gibbosus*): LG; Stichling (*G. aculeatus*): GA; Wels (*S. glanis*): SG; Zander (*S. lucioperca*): SL

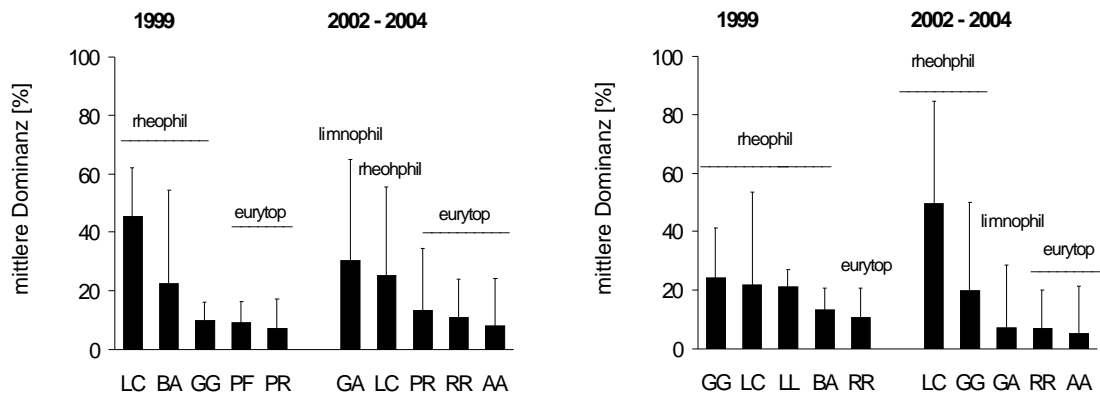


Abb. 4.4: Durchschnittliche Dominanzwerte der fünf adulten und juvenilen Hauptarten im Nebengerinne für das Jahr 1999 und für die Zeit nach den winterlichen Hochwasserwellen 2002 (2002–2004).

Aitel (*Leuciscus cephalus*): LC; Flussbarsch (*Perca fluviatilis*): PF; Gründling (*Gobio gobio*): GG; Hasel (*Leuciscus leuciscus*): LL; Laube (*Alburnus alburnus*): AA; Rotaugel (*Rutilus rutilus*): RR; Schmerle (*Barbatula barbatula*): BA; Stichling (*Gasterosteus aculeatus*): GA

Die Bestandsdichten und Erträge juveniler Aitel unterschieden sich signifikant zwischen dem Nebengerinne und dem regulierten Flussbereich (Nebengerinne: 910 Ind./ha bzw. 3,4 kg/ha; Reguliert: 25 Ind./ha bzw. 0,4 kg./ha; Mann-Whitney U-Test, $U = 0,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Die juvenile Fischgemeinschaft veränderte sich durch die Hochwasserwellen des Winters 2002.

Die Veränderung weg von rheophilen Fischarten, die im Jahr 1999 die Zönose prägten, hin zu limnophilen bzw. eurytopen Arten ab 2002 war insgesamt weniger ausgeprägt als bei der adulten Fischgemeinschaft. Die Jungfische schienen mit einem geringeren spezifischen Habitatangebot auszukommen ($R = 0,11$, $p > 0,05$). Deutlich profitierte nur der Aitel bei den rheophilen Jungfischen von den strukturellen und hydromorphologischen Veränderungen im Nebengerinne.

Unabhängig vom Streckentyp zeigten während der Untersuchungsdauer fünf Jungfischarten eine deutliche Bestandszunahme. Die Abundanzentwicklungen der rheophilen Arten Aitel, Gründling, Hasel, Schmerle und des eurytopen Rotauges korrelierten signifikant positiv mit den fortschreitenden Untersuchungsjahren (Spearman Rang-Korrelationen, $r_{s \text{ Aitel}} = 0,76$; $N = 16$; $p < 0,001$; $r_{s \text{ Gründling}} = 0,80$; $N = 8$; $p = 0,01$; $r_{s \text{ Hasel}} = 0,62$; $N = 11$; $p = 0,04$; $r_{s \text{ Schmerle}} = 0,77$; $N = 7$; $p = 0,04$ und $r_{s \text{ Rotaugel}} = 0,69$; $N = 12$; $p = 0,01$). Insgesamt war bei den Jungfischen der Aitel die einzige Art mit signifikanten Bestandsunterschieden zwischen den verschiedenen Streckentypen.

Mit durchschnittlich 800 Ind./ha lag der Jungfischbestand des Aitels im Nebengerinne signifikant über den Bestandswerten von 111 Ind./ha im Hauptgerinne bzw. von 27 Ind./ha im regulierten Bereich (Mann-Whitney U-Tests, Nebengerinne-Reguliert: $U = 0,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Nebengerinne-Hauptgerinne: $U = 5,0$; $N = 6$; $p = 0,02$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)).

4.2.2.2 Schönbrunn

Im flussabwärts gelegenen Monitoring-Bereich Schönbrunn waren die Abundanzen der adulten Fische in den einzelnen Streckentypen höher als an der Rodachmündung (Abb. 4.5). Im Mittel lagen die Fangmengen im Seitenarm um 25 % über den Werten des Nebengerinnes an der Rodach. Für die regulierte Flussstrecke waren es 40 %, für das Hauptgerinne sogar 75 %. Die adulten Fische verteilten sich deutlicher zwischen den Streckentypen als an der Rodachmündung. Sie nutzten am Main vorrangig das Hauptgerinne, gefolgt vom regulierten Flussbereich und dem Seitenarm. Eine Ausnahme vom generellen Abundanzverteilungsmuster stellte die Winterbefischung 2003 dar, bei der die Anzahl adulter Fische in allen Streckentypen bei etwa 1300 Ind./ha lag. Die Erträge in den einzelnen Strecken korrespondierten mit den entsprechenden Abundanzwerten (Abb. 4.6). Die mittleren Erträge nahmen im Vergleich zur Rodachmündung in allen Streckentypen zu. Die Werte für das Hauptgerinne und den Seitenarm verdreifachten sich.

Bei den Jungfischen nahmen im Vergleich zur Rodachmündung Abundanz und Biomasse ebenfalls zu (Abb. 4.7). So lagen im Mittel die Fangmengen in der regulierten Flussstrecke um das neunfache und im Hauptgerinne um das dreifache über den Werten der Rodach, während es im Seitenarm nur 10% waren. Die mittlere Biomasse im regulierten Flussbereich und im Hauptgerinne verdreifachte sich, im Nebengerinne verdoppelte sie sich. Bei den juvenilen Fischen deutete sich ein saisonales Verteilungsmuster zwischen den Streckentypen an. Im Frühjahr nutzten die Jungfische hauptsächlich das Hauptgerinne. Die Jungfischbestände im Seitenarm waren um 50% niedriger, im regulierten Flussbereich waren es 90%. Während der Winterbefischung 2003 wurde jedoch im regulierten Flussbereich mit 5400 Ind./ha der zweithöchste Jungfischbestand ermittelt, der nur noch von den 8573 Jungfischen/ha im Seitenarm übertroffen wurde. Im Hauptgerinne lag die Anzahl der Jungfische mit 1504 Ind./ha deutlich niedriger. Im Gegensatz zum Frühjahr bevorzugten die Jungfische zur Winterung nicht das Hauptgerinne, sondern hielten sich im Seitenarm bzw. in der regulierten Flussstrecke auf.

Bei Schönbrunn wurden während der Untersuchung 20 adulte und 15 juvenile Fischarten nachgewiesen, zusammengenommen insgesamt 21 Arten. Ähnlich wie an der Rodachmündung unterschieden sich die adulten Fischgemeinschaften der verschiedenen Streckentypen nur geringfügig.

Jeden Streckentyp prägten jeweils drei eudominante Arten, die zusammen im Durchschnitt mind. 70 % des Gesamtfangs ausmachten (Anhang 1, Tab. 5). Die ubiquitäre Laube und das Rotauge waren in allen Strecken die am häufigsten nachgewiesenen Arten.

Im regulierten Mainbereich stellten sie zusammen mit dem Flussbarsch, der den Winterfang 2003 dominierte, 80 % der Gesamtnachweise. In diesem Streckentyp fehlten weitere, als dominant einzustufende Fischarten.

Auf Laube, Rotauge und Flussbarsch folgten mit Brachse, Barbe und Aal lediglich drei subdominante Arten. Die Mehrheit der Arten – insgesamt 9 von 17 – hatten eine relative Abundanz von < 2 % am Gesamtfang.

Im Hauptgerinne stellte der rheophile Gründling zusammen mit Laube und Rotauge 70 % der Gesamtnachweise. Im Gegensatz zum regulierten Flussbereich wies das Hauptgerinne mit Aitel und Brachse zwei dominante Arten auf. Trotz der starken lotischen Prägung dieses Streckentyps stellten die zwei strömungsliebenden Arten Barbe und Hasel nur jeweils 3 % der Gesamtnachweise. Sie bildeten zusammen mit dem Flussbarsch einen subdominanten Artenkomplex. Trotz des relativ geringen Anteils des Hasels am Gesamtfang, war der durchschnittliche Bestand mit 71 Ind./ha im Hauptgerinne signifikant höher als im regulierten Mainbereich. Dort wurden im Schnitt 21 Ind./ha erfasst (Mann-Whitney U-Test, $U = 0,0$; $N = 4$; $p = 0,02$). Den Abundanzen entsprechend unterschieden sich die Erträge des Hasels zwischen beiden Streckentypen (Reguliert: 2,8 kg/ha und Hauptgerinne: 32,2 kg/ha; Mann-Whitney U-Test, $U = 0,0$; $N = 4$; $p = 0,02$). Die Fischgemeinschaft im Seitenarm prägte neben Laube und Rotauge der Karpfen. Diese drei eudominanten Arten stellten 73 % der Gesamtnachweise, wobei Karpfen nur im Winter 2003 im Seitenarm erfasst wurden. Zu diesem Zeitpunkt stellten sie fast 50 % des Gesamtfanges.

Die einzige dominante Art mit regelmäßigen Nachweisen war die Brachse. Flussbarsch, Hecht und Zander waren im Seitenarm die subdominanten Arten. Bei allen Frühjahrsbefischungen wurden laichbereite Individuen des Zanders nachgewiesen. Der tiefe, Seitenarm, mit seiner hauptsächlich kiesigen Sohlstruktur schien eine geeignete Laichzone für diese Barschart zu sein. Die Bestandsdichte lag im Seitenarm mit 41 Ind./ha signifikant über den nachgewiesenen Abundanzwerten des regulierten Flussbereiches und des renaturierten Hauptgerinnes (Reguliert: 11 Ind./ha und Hauptgerinne: 9 Ind./ha; Seitenarm-Reguliert: Mann-Whitney U-Tests, $U = 0,0$; $N = 4$; $p = 0,02$; Seitenarm-Hauptgerinne: $U = 0,0$; $N = 4$; $p = 0,02$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Der Zander führte im Seitenarm auch die Ertragszahlen an, vor der Brachse (Anhang 1, Tab. 6). Laichbereite Individuen der Brachse wurden trotz des flexiblen Laichanspruches dieser phyto-lithophilen Art vorrangig im Hauptgerinne und im regulierten Mainbereich nachgewiesen.

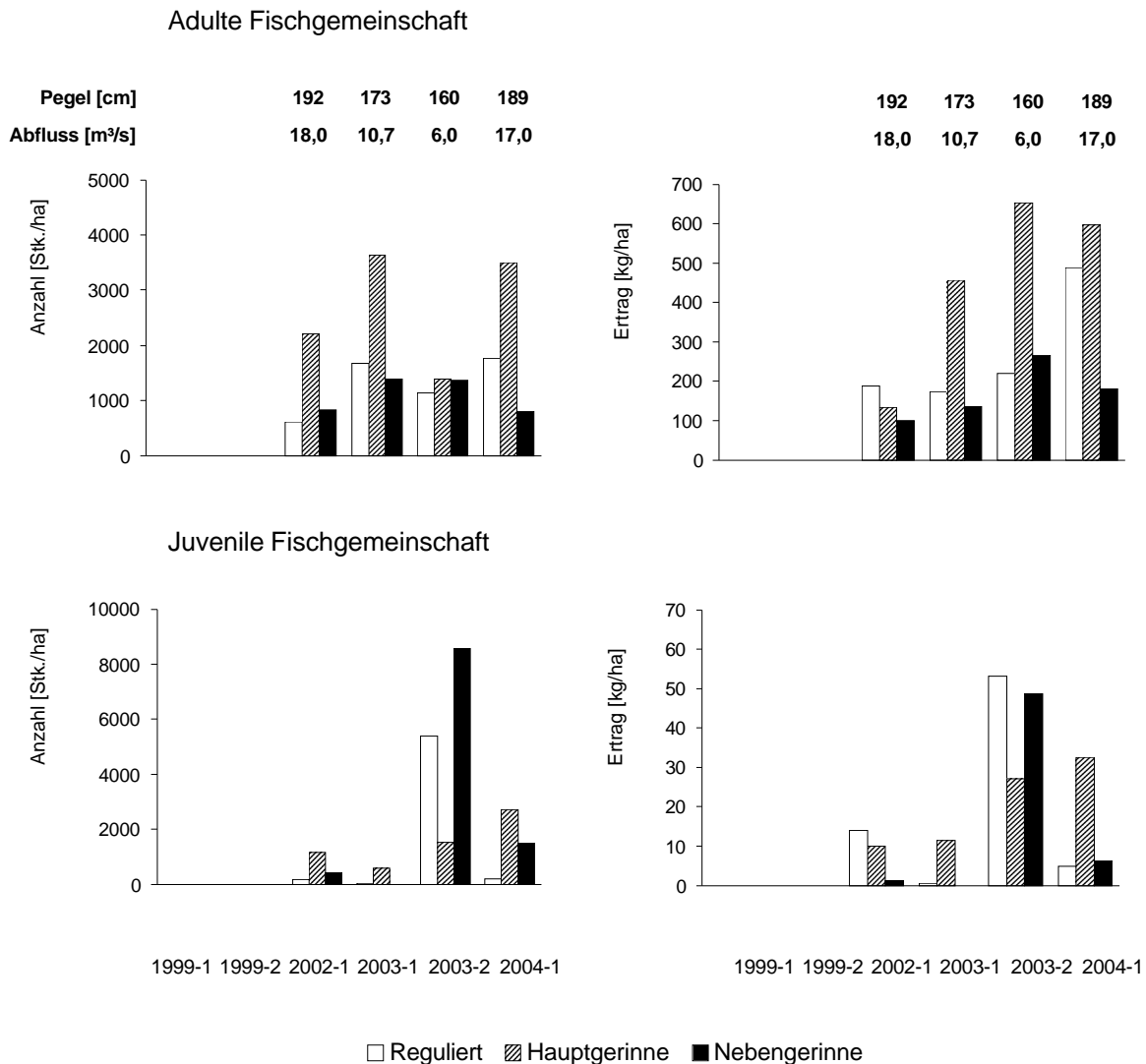


Abb. 4.5: Abundanzen [Stk./ha] und Erträge [kg/ha] adulter und juveniler Fische in den Flussstrecken des Monitoring-Bereichs Schönbrunn (Befischungen 2002–2004). Die jeweiligen Pegelstände und Abflussverhältnisse bei den Befischungen sind mit angegeben (Pegel Unterlangenstadt).

Im Hauptgerinne und im regulierten Mainbereich dominierte die Barbe die Ertragswerte. Große laichbereite weibliche Individuen traten jeweils zum Frühjahr auf. Bei der Winterbefischung 2003 konzentrierte sich diese Art im Hauptgerinne, die Biomasse im regulierten Flussbereich fiel unter 1 %. Das Rotauge zeigte signifikante Ertragsunterschied zwischen Seitenarm (6 kg/ha) und Hauptgerinne (19 kg/ha), ohne dass sich dieses Ergebnis in den Abundanzwerten widerspiegelte (Mann-Whitney U-Test, $U = 0,0$; $N = 4$; $p = 0,02$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Beim Rotauge bevorzugten innerhalb der adulten Altersgruppe die größeren und somit schwereren Altersklassen das Hauptgerinne, während die kleineren Individuen hauptsächlich im Seitenarm nachzuweisen waren. Im Verlauf der Untersuchungsphase stieg der Gesamtertrag adulter Fische im Monitoring-Bereich signifikant an

($r_{s \text{ Gesamt}} = 0,68$; $N = 12$; $p = 0,02$). Die Biomassezuwächse im renaturierten Main waren grenzwertig signifikant ($r_{s \text{ Renaturierung}} = 0,66$; $N = 8$; $p = 0,06$).

Die juvenilen Fischgemeinschaften in Schönbrunn waren im Vergleich zur Rodachmündung deutlich artenärmer (Abb. 4.7). Im regulierten Flussbereich stellte der Flussbarsch knapp 70 % des Gesamtaufkommens und war als einzige Art bei den Jungfischen regelmäßig nachzuweisen. Im Frühjahr 2003 wurden ausschließlich juvenilen Flussbarsche erfasst, zum Winter 2003 waren es über 90 % des Gesamtfangs (Anhang 1, Tab. 7).

Die Jungfischgemeinschaft im regulierten Mainbereich wurde durch diese Art bestimmt. Eudominant bzw. dominant waren neben dem Flussbarsch noch der Aal bzw. Hasel und Rotaue. Diese Arten traten jedoch vergleichsweise selten auf. Die beiden häufigsten Arten erzielten entsprechend dem Abundanzstatus auch die höchsten Ertragswerte (Anhang 1, Tab. 8). Im Hauptgerinne folgten dem Flussbarsch als eudominante Arten das Rotaue und der Hasel. Zusammen stellten sie 80 % der Gesamtnachweise und 65 % des Gesamtertrages. Mit der indifferenten Laube und dem rheophilen Aitel erreichte bei den Jungfischen nur noch jeweils eine Art einen dominanten bzw. subdominanten Abundanzstatus. Somit prägten nur vier Arten die Jungfischgemeinschaft im Hauptgerinne bei Schönbrunn, während es an der Rodachmündung insgesamt neun Arten waren. Im Vergleich zur Rodachmündung war die Uferlinie bei Schönbrunn im Hauptgerinne weniger reich an Mikrohabitaten, wie Kiesbänke und kleine Seitenbuchten, dafür aber stärker geprägt durch Rauschen.

Mit 40% weniger bei der Frühjahrsbefischung bzw. 80% weniger im Winter fiel der Vergleich mit dem Hauptgerinne noch deutlicher aus. Insgesamt unterschieden sich die Abundanzen zwischen dem Nebengerinne und dem Hauptgerinne für die Untersuchungsperiode signifikant (Mann-Whitney U-Test, $U = 4,0$; $N = 6$; $p = 0,02$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Im Seitenarm waren juvenile Lauben und Rotaugen noch häufiger als der Flussbarsch.

Aal (*A. anguilla*): AN; Aitel (*L. cephalus*): LC; Äsche (*T. thymallus*): TH; Bachforelle (*S. trutta fario*): ST; Barbe (*B. barbatus*): BB; Blaubandbärbling (*P. parva*): PR; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Giebel (*C. auratus gibelio*): CA; Gründling (*G. gobio*): GG; Güster (*B. björnca*): BJ; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Hecht (*E. lucius*): EL; Karausche (*C. carassius*): CC; Karpfen (*C. caprio*): CY; Kaulbarsch (*G. cernuus*): GC; Lachs (*S. salar*): SA; Laube (*A. alburnus*): AA; Moderlieschen (*L. delineatus*): LD; Nase (*C. nasus*): CN; Nerfling (*L. idus*): LI; Rapfen (*A. aspius*): AS; Regenbogenforelle (*O. mykiss*): OM; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Rotaue (*R. rutilus*): RR; Rutte (*L. lota*): LO; Schleie (*T. tinca*): TT; Schmerle (*B. barbatula*): BA; Sonnenbarsch (*L. gibbosus*): LG; Stichling (*G. aculeatus*): GA; Wels (*S. glanis*): SG; Zander (*S. lucioperca*): SL

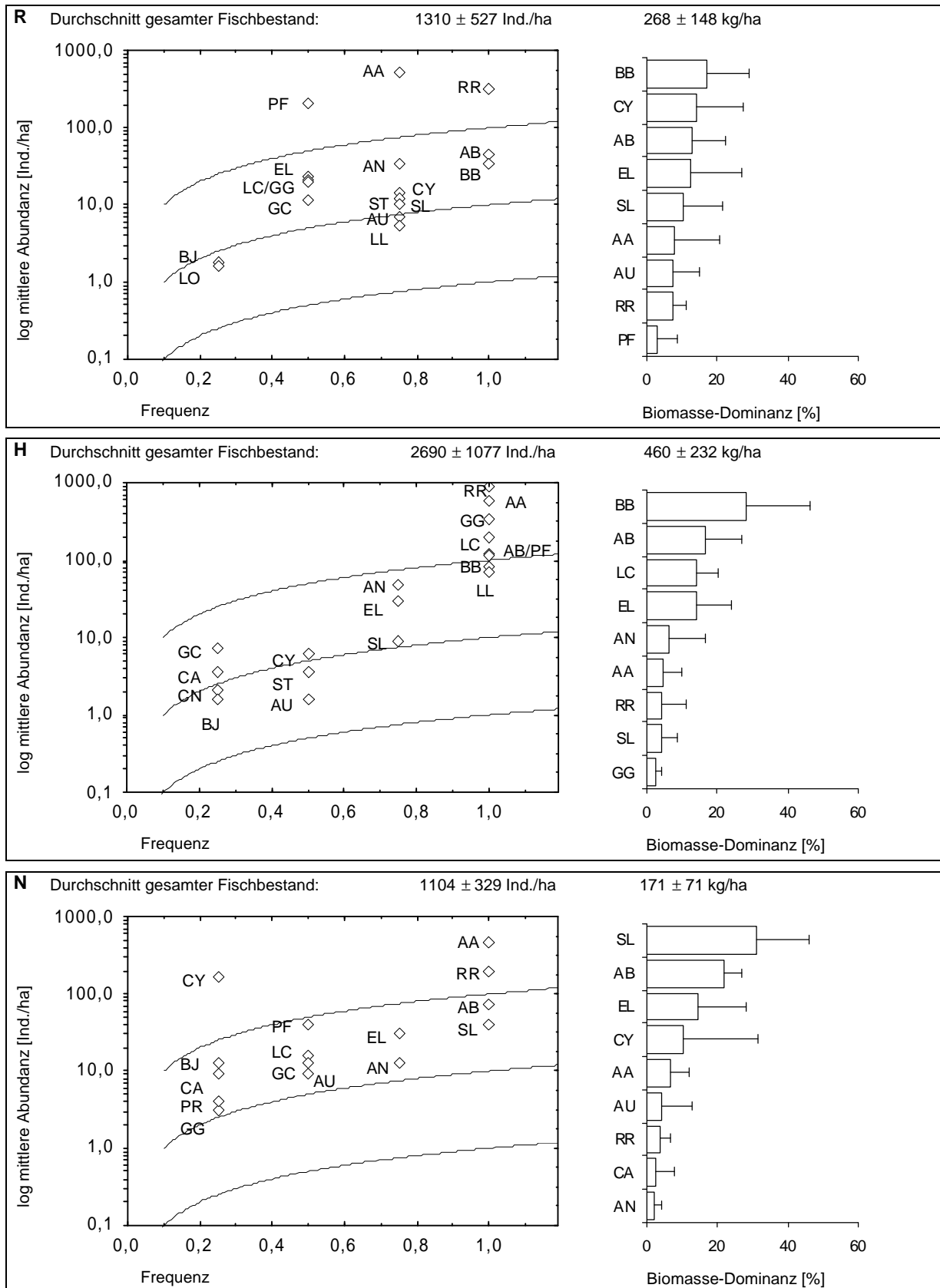


Abb. 4.6: Abundanz-Frequenz Beziehungen und Biomasse-Dominanz der adulten Fischbestände in den Streckentypen (R = regulierte Flussstrecke, H = Hauptgerinne, N = Nebengerinne) bei Schönbrunn (2002-2004), mit theoretischen Kurvenverläufen für 1, 10 und 100 Ind./Probe in den Abundanz-Frequenz Abbildungen. Biomasse-Dominanzen umfassen nur die häufigsten Arten, die kumulativ min. 90% des mittleren Gesamtertrages stellen. Je Streckentyp sind die Mittelwerte (+ Stabw.) für Abundanz und Ertrag angegeben.

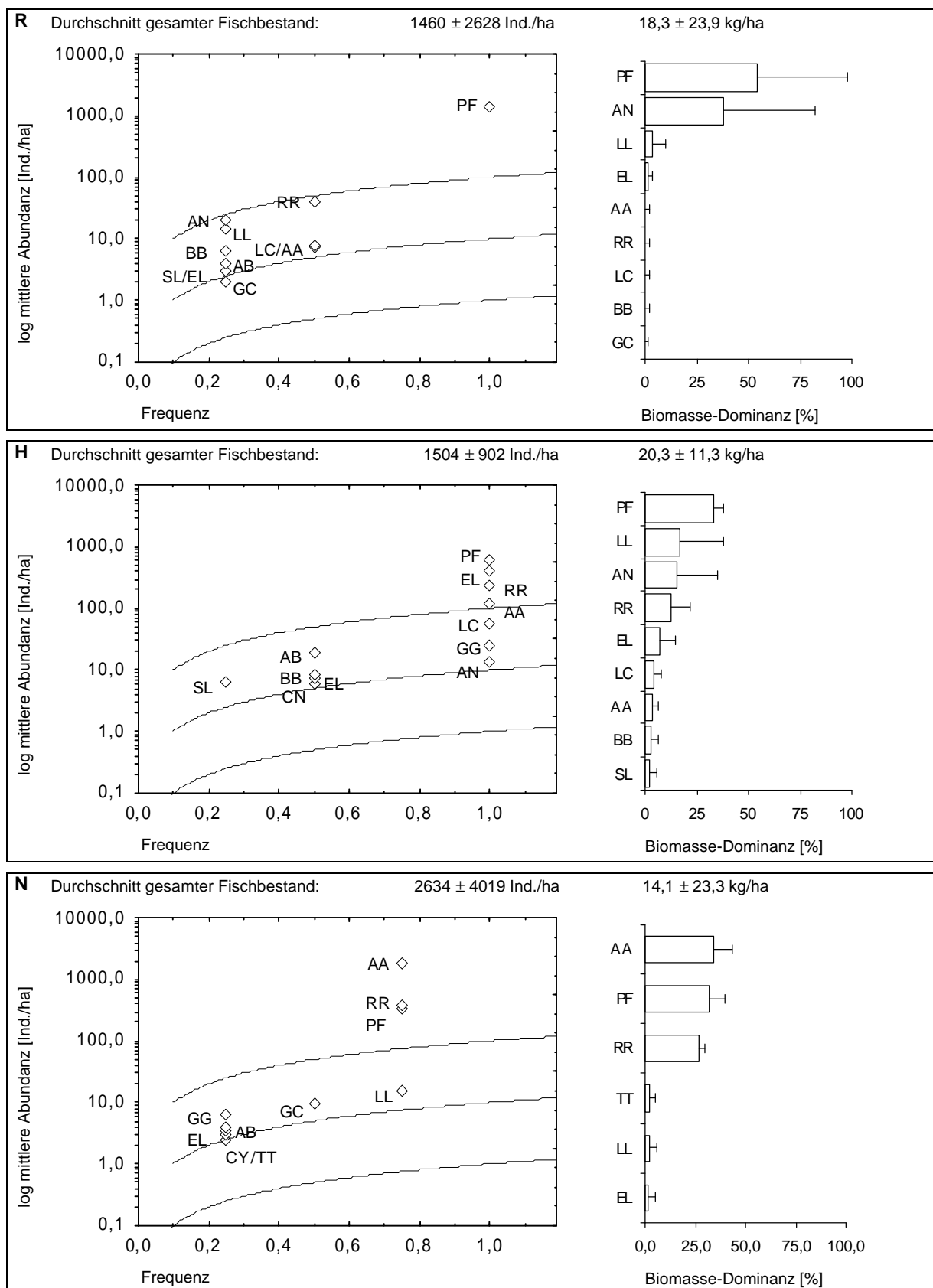


Abb. 4.7: Abundanz-Frequenz Beziehungen und Biomasse-Dominanz der juvenilen Fischbestände in den Streckentypen (R = regulierte Flussstrecke, H = Hauptgerinne, N = Nebengerinne) bei Schönbrunn (2002-2004), mit theoretischen Kurvenverläufen für 1, 10 und 100 Ind./Probe in den Abundanz-Frequenz Abbildungen. Biomasse-Dominanzen umfassen nur die häufigsten Arten, die kumulativ min. 90% des mittleren Gesamtertrages stellen. Je Streckentyp sind die Mittelwerte (+ Stabw.) für Abundanz und Ertrag angegeben.

Diese drei eudominanten Arten prägten die juvenile Fischgemeinschaft und stellten 95 % des Gesamtfangs und 93 % des Gesamtertrages. Juvenile Hasel und Gründlinge hatten im Seitenarm noch einen subdominanten Abundanzstatus.

Zum ersten Mal wurden im Frühjahr 2004 1+ Jungfische von Hecht und Schleie im Seitenarm nachgewiesen, mit jeweils Abundanzen von knapp 1 %. Dabei profitierte der Hecht möglicherweise von den hohen Pegelständen im Frühjahr 2003, die im Renaturierungsbereich Schönbrunn zu ausgedehnten Überflutungen führten. Zu dieser Zeit waren auch sonst isolierte Stillwasserbereiche an das Stromsystem angebunden und boten dem Hecht günstige Laichbereiche. Im gesamten Monitoring-Bereich nahm während des Untersuchungszeitraums ausschließlich der Gesamtbestand des Aitels signifikant zu ($r_s \text{ Aitel} = 0,56$; $N = 12$; $p = 0,05$). Die Jungfischabundanzen im renaturierten Main stiegen grenzwertig signifikant an ($r_s \text{ Renaturierung} = 0,68$; $N = 8$; $p = 0,06$).

4.2.2.3 Zapfendorf

Im Monitoring-Bereich bei Zapfendorf nahmen im Vergleich zur flussauf gelegenen Untersuchungsstelle bei Schönbrunn Anzahl und Ertrag der adulten Fische weiter zu, wenn auch nicht in allen Streckentypen (Abb. 4.8). Die mittlere Fangmenge im Nebengerinne steigerte sich um 55%, in der regulierten Flussstrecke betrug der Anstieg 10 %. Hingegen fiel die Gesamtabundanz im Hauptgerinne um 60% ab. Die durchschnittlichen Erträge nahmen gegenüber Schönbrunn um etwa 50% zu. Zwischen den Streckentypen waren die Erträge insgesamt sehr ausgeglichen. Adulte Fische waren im Nebengerinne am häufigsten (Abb. 4.9). Dieser Streckentyp wurde vorrangig im Winter aufgesucht. Die durchschnittliche Anzahl adulter Fische stieg gegenüber dem Frühjahr um 25% an ($2244 \pm 1080 \text{ Ind./ha}$ bzw. $2935 \pm 1605 \text{ Ind./ha}$). Die winterliche Konzentration im Nebengerinne wurde durch einen saisonalen Vergleich mit den anderen Streckentypen deutlich.

Aal (*A. anguilla*): AN; Aitel (*L. cephalus*): LC; Äsche (*T. thymallus*): TH; Bachforelle (*S. trutta fario*): ST; Barbe (*B. barbatus*): BB; Blaubandbärbling (*P. parva*): PR; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Giebel (*C. auratus gibelio*): CA; Gründling (*G. gobio*): GG; Güster (*B. björnca*): BJ; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Hecht (*E. lucius*): EL; Karausche (*C. carassius*): CC; Karpfen (*C. caprio*): CY; Kaulbarsch (*G. cernuus*): GC; Lachs (*S. salar*): SA; Laube (*A. alburnus*): AA; Moderlieschen (*L. delineatus*): LD; Nase (*C. nasus*): CN; Nerfling (*L. idus*): LI; Rapfen (*A. aspius*): AS; Regenbogenforelle (*O. mykiss*): OM; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Rotaugen (*R. rutilus*): RR; Rutte (*L. lota*): LO; Schleie (*T. tinca*): TT; Schmerle (*B. barbatula*): BA; Sonnenbarsch (*L. gibbosus*): LG; Stichling (*G. aculeatus*): GA; Wels (*S. glanis*): SG; Zander (*S. lucioperca*): SL

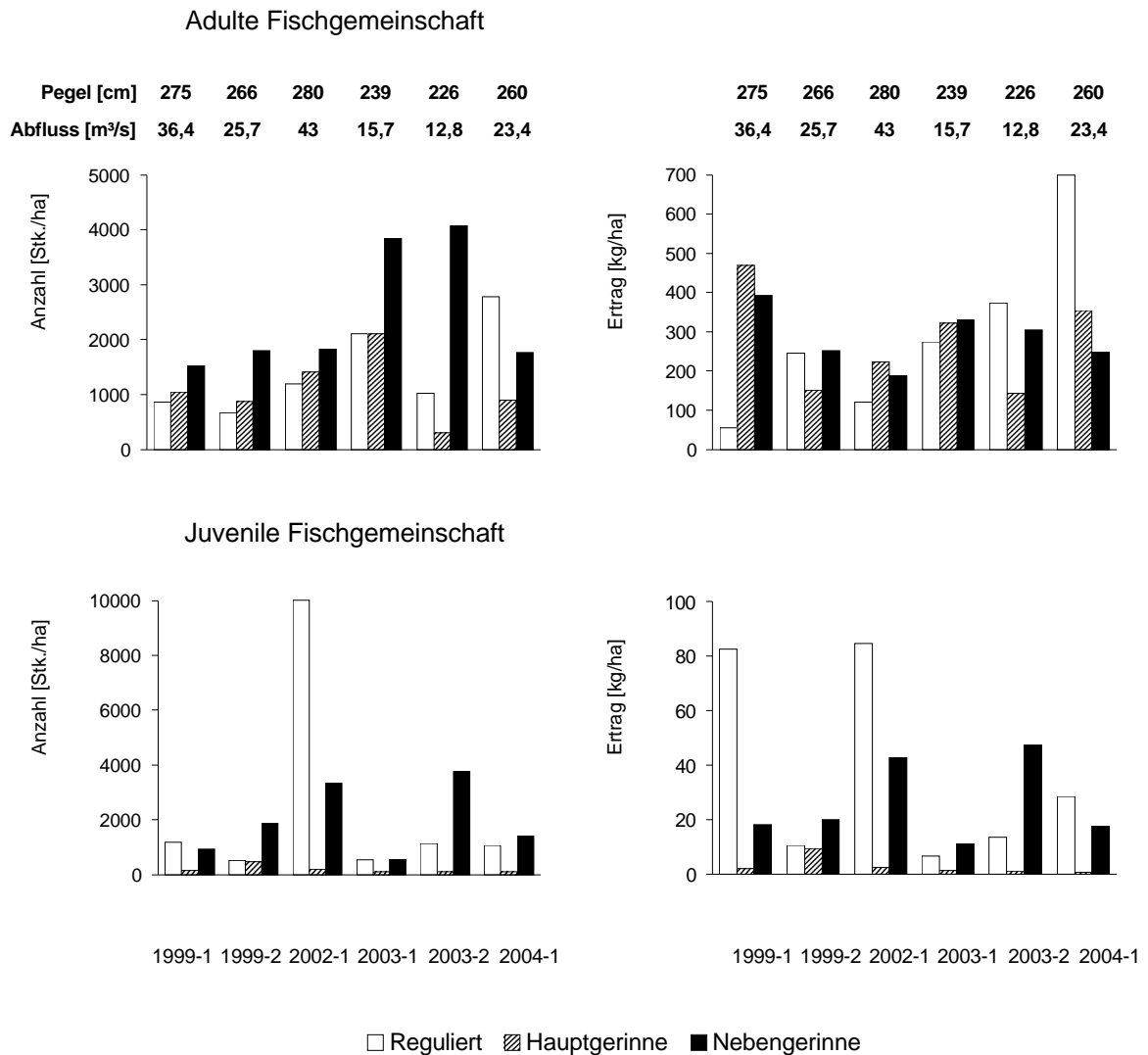


Abb. 4.8: Abundanzen [Stk./ha] und Erträge [kg/ha] adulter und juveniler Fische in den Flussstrecken des Monitoring-Bereichs Zapfendorf (Befischungen 1999, 2002–2004). Die jeweiligen Pegelstände und Abflussverhältnisse bei den Befischungen sind mit angegeben (Pegel Unterlangenstadt).

Der durchschnittliche adulte Fischbestand lag im regulierten Flussabschnitt im Frühjahr um 25% niedriger als im Nebengerinne, im Winter waren es 70%. Im Vergleich zu Schönbrunn veränderten sich auch die Jungfischbestände innerhalb der Streckentypen. Die durchschnittlich höchste Abundanz wurde für die regulierte Flussstrecke ermittelt (Abb. 4.10). Im Schnitt lag der Jungfischbestand dort um 40% höher und zeichnete sich durch eine noch größere Variabilität aus. Der hohe Durchschnittswert ging insbesondere auf den Frühjahrsfang 2002 zurück. Von den erfassten 10024 Individuen/ha entfielen dabei alleine 75 % auf das Rotaue. Dies war innerhalb der Monitoring-Bereiche der höchste ermittelte Fischbestand.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet nutzten die Jungfische jedoch vorrangig das Nebengerinne. Dort lag die mittlere Fangmenge verglichen mit Schönbrunn um 25% niedriger. Die niedrigsten Jungfischbestände wurden im Hauptgerinne nachgewiesen. Im Vergleich zu Schönbrunn war dies ein Rückgang um 90%. Die Jungfischbestände der regulierten Flussstrecke und im Nebengerinne unterschieden sich über den gesamten Untersuchungszeitraum signifikant vom Bestand im Hauptgerinne (Mann-Whitney U-Tests, $U = 0,0$; $N = 6$; $p < 0,01$ bzw. $U = 0,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Median regulierte Flussstrecke: 1106 Ind./ha, Median Nebengerinne: 1637 Ind./ha., Median Hauptgerinne: 143 Ind./ha, Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)).

Die mittleren Erträge an Jungfischen in der regulierten Flussstrecke und im Nebengerinne nahmen gegenüber Schönbrunn um jeweils 50% zu. Im Hauptgerinne fiel der durchschnittliche Ertrag um 90% geringer aus und lag auch unter dem Durchschnittswert der Rodachmündung. Die Erträge im Hauptgerinne waren signifikant niedriger als die der beiden anderen Streckentypen (Mann-Whitney U-Tests, regulierter Mainbereich $U = 1,0$; $N = 6$; $p = 0,01$ bzw. Nebengerinne: $U = 0,0$; $N = 6$; $p < 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Bei Zapfendorf wurden während der Untersuchung 17 adulte und 18 juvenile Fischarten nachgewiesen. Mit insgesamt 23 Arten war dieser Monitoring-Bereich fast so artenreich wie die Rodachmündung mit ihren 24 nachgewiesenen Fischarten. Die adulten Fischgemeinschaften der regulierten Mainstrecke und des Nebengerinnes waren einander sehr ähnlich und hoben sich vom Hauptgerinne ab. Insgesamt prägten im regulierten Main und im Nebengerinne jeweils vier eudominante und zwei dominante Arten die Fischzönose. Rotaugen, Aitel und Laube waren in beiden Streckentypen am häufigsten.

In der regulierten Flussstrecke stellten diese drei Arten 70%, im Nebengerinne 65% der Gesamtnachweise (Anhang 1, Tab. 9). Die Fischgemeinschaft im regulierten Main bestimmten der eudominante Aal, sowie die dominanten Arten Flussbarsch und Gründling mit. Durch den stärker lotischen Charakter der Nebengerinnestrecke kam es bei den Folgearten zu einer stärkeren Differenzierung zwischen den beiden Streckentypen.

Im Nebengerinne folgten auf Rotaugen, Aitel und Laube mit dem eudominanten Gründling und den beiden dominanten Arten Barbe und Hasel insgesamt drei rheophile Fischarten. Hingegen waren im regulierten Main Barbe und Hasel nur subdominant vertreten mit durchschnittlichen Abundanzwerten zwischen 2-3 %. Während die Fischgemeinschaft im regulierten Mainbereich insgesamt von indifferenten Arten dominiert wurde, traten strömungsliebende Arten im Nebengerinne bereits mitbestimmend auf, auch wenn sie in ihrem Vorkommen den indifferenten Arten nachgeordnet waren. Die adulte Fischgemeinschaft im Hauptgerinne hob sich davon deutlich ab.

Obwohl dort die indifferente Laube am häufigsten war und das Rotauge noch ein eudominantes Vorkommen zeigte, prägten die Fischzönose vor allem rheophile Arten. Barbe, Aitel, Gründling und Hasel stellten durchschnittlich 55 % des Gesamtfangs, während auf Laube und Rotauge im Mittel 40 % entfielen. Dabei variierten bei den rheophilen Arten die relativen Vorkommen zwischen den Winterbefischungen 1999 und 2003 sehr stark. Während der Anteil adulter Barben und Aitel von 1,4 % bzw. 14,3 % im Winter 1999 auf 40,0 % bzw. auf 56 % im Winter 2003 anstieg, gingen die Vorkommen von Hasel und Gründling von 17,1 % bzw. 21,4 % auf 4,0 % bzw. auf 0,0% zurück.

Die Erträge dominierten im regulierten Mainbereich Aal und Aitel, in den renaturierten Streckentypen Barbe und Aitel. Schwere und große weibliche Individuen der Barbe wurden vorrangig bei den Frühjahrsbefischungen im Haupt- und Nebengerinne gefangen (Anhang 1, Tab. 10). Signifikante Bestands- und Ertragsunterschiede ergaben sich bei Aal und Rotauge zwischen dem regulierten Flussbereich und dem Hauptgerinne (Mann-Whitney U-Tests, Abundanz: $U = 0,0$; $N = 5$; $p = 0,02$ bzw. $U = 3,0$; $N = 6$; $p = 0,02$; Ertrag: $U = 0,0$; $N = 5$; $p = 0,02$ bzw. $U = 1,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Beide Arten hatten im Durchschnitt höhere Abundanz- und Biomassewerte im regulierten Main. Hingegen lagen die mittleren Bestände und Erträge des Gründlings in diesem Streckentyp signifikant unter den Werten, die für das Nebengerinne ermittelt wurden (Mann-Whitney U-Tests, $U = 1,0$; $N = 6$; $p = 0,01$ bzw. $U = 2,0$; $N = 6$; $p = 0,02$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)).

Die juvenilen Fischgemeinschaften der unterschiedlichen Streckentypen in Zapfendorf ließen sich im Vergleich zu den anderen Monitoring-Bereichen am deutlichsten nach dem hydrologischen Faktor Strömung trennen (Anhang 1, Tab. 11). Im regulierten Flussbereich prägten die eudominanten Arten Flussbarsch, Rotauge und Aitel, sowie die dominanten Arten Aal und Laube die Jungfischgemeinschaft. Diese indifferenten Arten (Ausnahme der rheophile Aitel) stellten 82 % der Gesamtnachweise.

Insgesamt machten rheophile Jungfischarten nur 16 % des durchschnittlichen Gesamtfangs aus, wenn der subdominant vorkommende Hasel und der rezedente Gründling berücksichtigt wurden. Barben der Altersklasse 1+ fehlten vollständig, obwohl adulte Individuen in diesem Streckentyp subdominant waren. Im Hauptgerinne verdoppelte sich der relative Anteil der rheophilen Arten am durchschnittlichen Gesamtfang. Die beiden häufigsten Arten Aitel und Rotauge bestimmten zwar hauptsächlich die Jungfischgemeinschaft, aber mit eudominanten bzw. dominanten Abundanzwerten bei Hasel und Gründling bzw. bei der Barbe setzten sich verstärkt rheophile Arten durch. Diese Veränderung spiegelte sich auch in den Ertragswerten wieder (Anhang 1, Tab. 12). Im Nebengerinne stieg der Anteil der rheophilen Arten auf insgesamt 54 % des Gesamtfangs an, der durchschnittliche Ertrag betrug 40 %.

Ausschließlich fünf eudominante Fischarten, das indifferente Rotauge und der Flussbarsch sowie die rheophilen Arten Aitel, Hasel und Gründling prägten die Jungfischgemeinschaft. Weitere Rheophile, wie etwa Barbe, Schmerle, Äsche und Nase machten hingegen zusammen nur 1 % der Gesamtnachweise aus. Die Abundanzwerte juveniler Aitel lagen im Nebengerinne signifikant höher als im Hauptgerinne (Mann-Whitney U-Test, $U = 2,5$; $N = 6$; $p = 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Bei den Ertragswerten gab es einen signifikanten Unterschied zwischen dem Hauptgerinne und dem regulierten Mainbereich (Mann-Whitney U-Test, $U = 3,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). In diesem Streckentyp wurden die größeren und schwereren Jungfische des Aitels nachgewiesen. Im Gegensatz dazu verringerte sich mit fortschreitender Untersuchungsdauer die Bestandsdichte juveniler Lauben signifikant ($r_s = -0,65$; $N = 10$; $p = 0,04$).

Zusammenfassend zeigte sich, dass Main abwärts die Fischgemeinschaften der einzelnen Streckentypen deutlicher zu charakterisieren und differenzieren waren. Dabei wies die Anzahl adulter und juveniler Fische und ihr jeweiliger Ertrag in den Monitoring-Bereichen und den einzelnen Streckentypen einen Zusammenhang mit der geographischen Lage im Flusssystem auf.

Bei den adulten Fischen nahmen Abundanz und Ertrag signifikant zu, je weiter flussabwärts die Monitoring-Bereiche lagen ($r_s = 0,44$; $N = 48$; $p < 0,01$ bzw. $r_s = 0,52$; $N = 48$; $p < 0,001$). Für den Streckentyp Nebengerinne/Seitenarm galt dies nur für die Fischbestände ($r_s = 0,84$; $N = 16$; $p < 0,001$). Hingegen korrelierten die Erträge sowohl im Neben- als auch im Hauptgerinne mit der Lage flussabwärts ($r_s = 0,89$; $N = 16$; $p < 0,001$ bzw. $r_s = 0,54$; $N = 16$; $p = 0,03$). Bei den juvenilen Fischen bestand kein Zusammenhang mit der geographischen Lage der Monitoring-Bereiche, jedoch mit den Streckentypen. In den regulierten Flussbereichen nahmen Abundanz und Ertrag der Jungfische signifikant zu, je weiter flussabwärts sich dieser Streckentyp befand ($r_s = 0,74$; $N = 16$; $p = 0,001$ bzw. $r_s = 0,60$; $N = 16$; $p = 0,01$). Darüber hinaus korrelierte der Ertrag an Jungfischen im Nebengerinne signifikant mit Lage flussabwärts ($r_s = 0,59$, $N = 16$; $p = 0,02$).

Aal (*A. anguilla*): AN; Aitel (*L. cephalus*): LC; Äsche (*T. thymallus*): TH; Bachforelle (*S. trutta fario*): ST; Barbe (*B. barbus*): BB; Blaubandbärbling (*P. parva*): PR; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Giebel (*C. auratus gibelio*): CA; Gründling (*G. gobio*): GG; Güster (*B. björnca*): BJ; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Hecht (*E. lucius*): EL; Karausche (*C. carassius*): CC; Karpfen (*C. caprio*): CY; Kaulbarsch (*G. cernuus*): GC; Lachs (*S. salar*): SA; Laube (*A. alburnus*): AA; Moderlieschen (*L. delineatus*): LD; Nase (*C. nasus*): CN; Nerfling (*L. idus*): LI; Rapfen (*A. aspius*): AS; Regenbogenforelle (*O. mykiss*): OM; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Rotauge (*R. rutilus*): RR; Rutte (*L. lota*): LO; Schleie (*T. tinca*): TT; Schmerle (*B. barbatula*): BA; Sonnenbarsch (*L. gibbosus*): LG; Stichling (*G. aculeatus*): GA; Wels (*S. glanis*): SG; Zander (*S. lucioperca*): SL

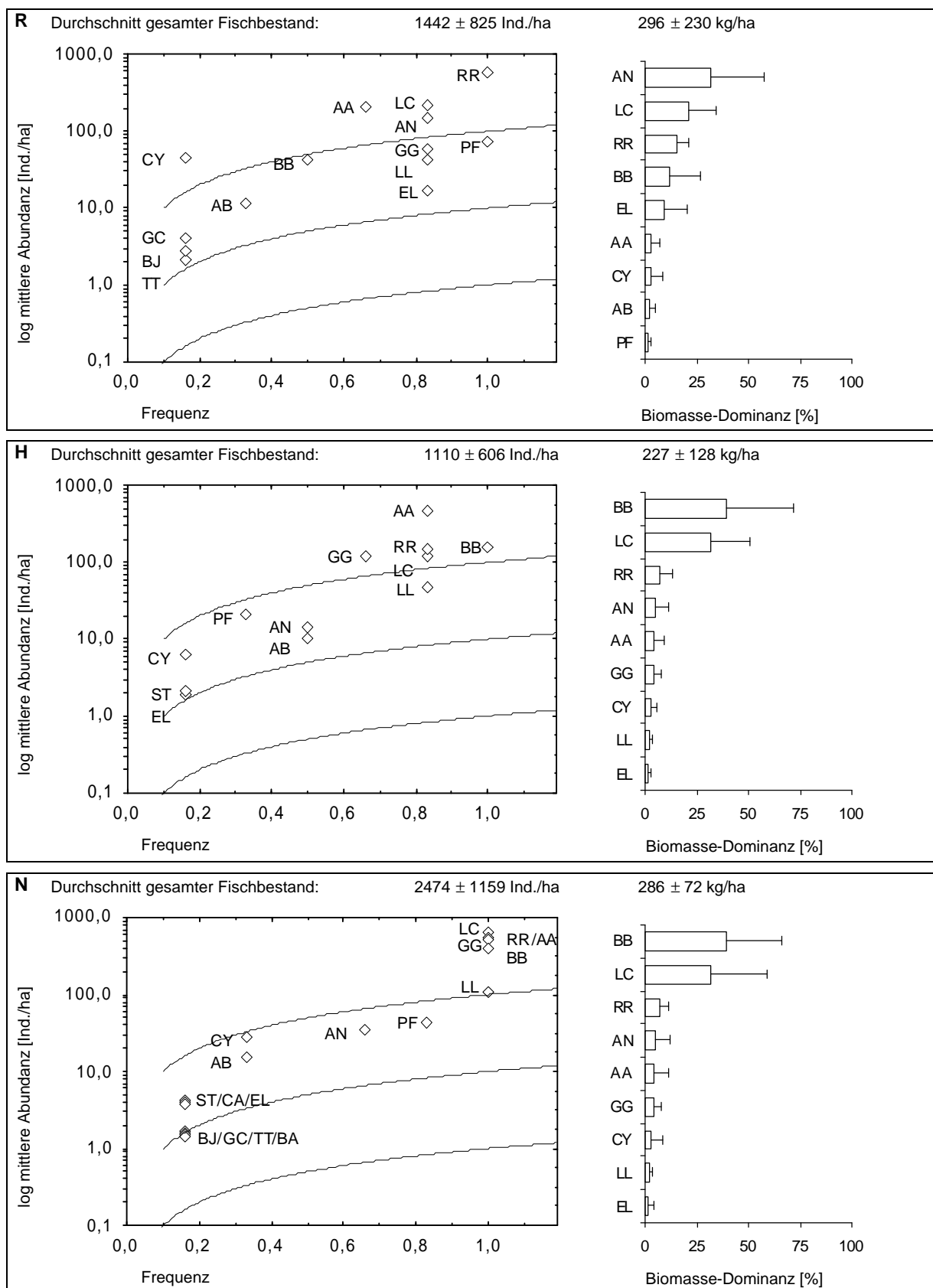


Abb. 4.9: Abundanz-Frequenz Beziehungen und Biomasse-Dominanz der adulten Fischbestände in den Streckentypen (R = regulierte Flussstrecke, H = Hauptgerinne, N = Nebengerinne) bei Zapfendorf (1999, 2002-2004), mit theoretischen Kurvenverläufen für 1, 10 und 100 Ind./Probe in den Abundanz-Frequenz Abbildungen. Biomasse-Dominanzen umfassen nur die häufigsten Arten, die kumulativ min. 90% des mittleren Gesamtertrages stellen. Je Streckentyp sind die Mittelwerte (+ Stabw.) für Abundanz und Ertrag angegeben.

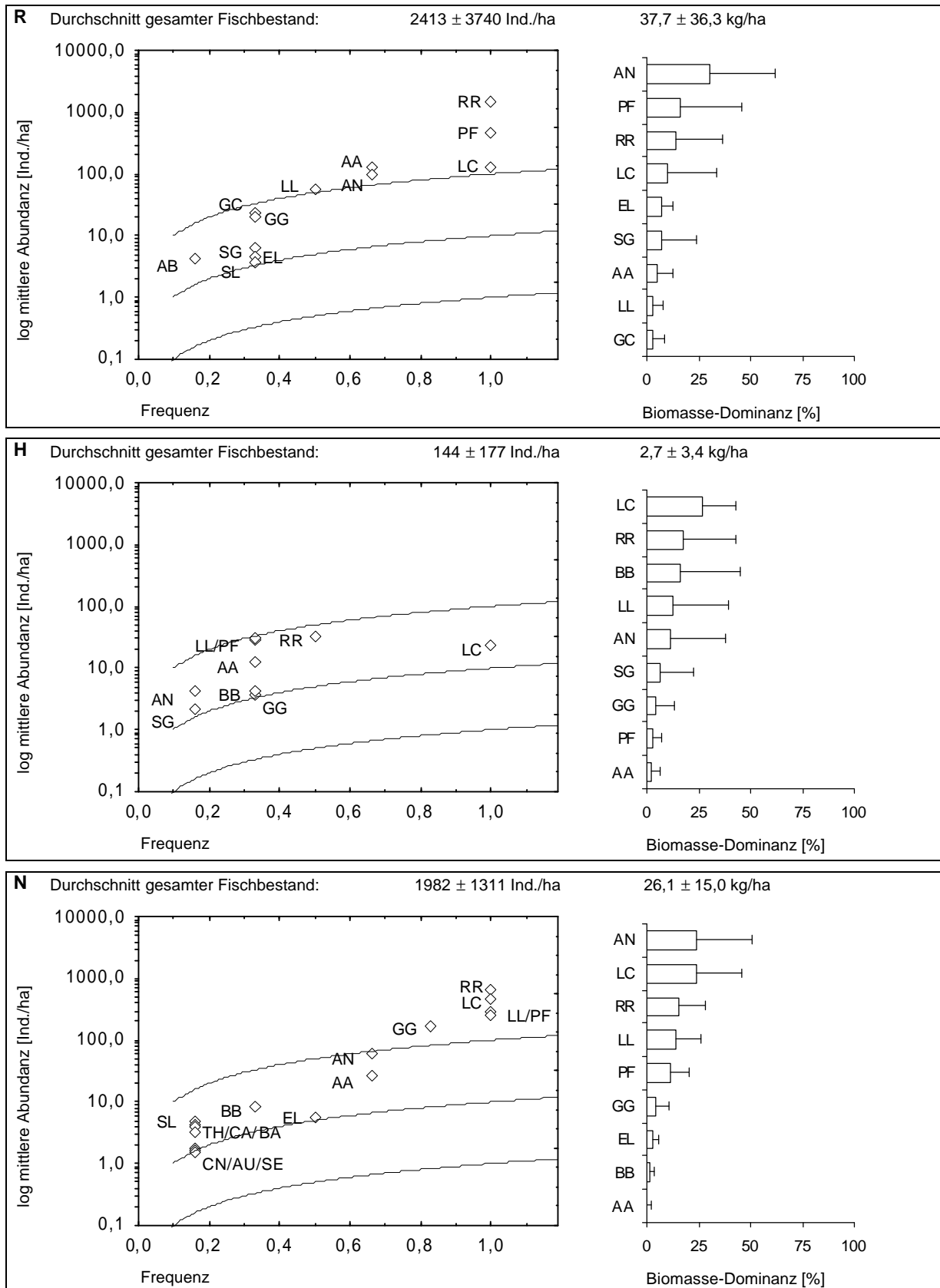


Abb. 4.10: Abundanz-Frequenz Beziehungen und Biomasse-Dominanz der juvenilen Fischbestände in den Streckentypen (R = regulierte Flussstrecke, H = Hauptgerinne, N = Nebengerinne) bei Zapfendorf (1999, 2002-2004), mit theoretischen Kurvenverläufen für 1, 10 und 100 Ind./Probe in den Abundanz-Frequenz Abbildungen. Biomasse-Dominanzen umfassen nur die häufigsten Arten, die kumulativ min. 90% des mittleren Gesamtertrages stellen. Je Streckentyp sind die Mittelwerte (+ Stabw.) für Abundanz und Ertrag angegeben.

4.2.3 Ökoethologische Gruppierung der Fischgemeinschaften

Die adulte und juvenile Fischgemeinschaft wurden anhand der ökoethologischen Gruppierungen auf Unterschiede zwischen den Streckentypen untersucht. Ziel war es, jenseits des Artniveaus die ökologische Wertigkeit der unterschiedlichen Flussabschnitte für die funktionalen Gruppen zu erhalten. Analysiert wurden streckenspezifische Unterschiede innerhalb der Gilden (Abb. 4.11 bzw. Abb. 4.12) und Unterschiede zwischen den Gilden innerhalb eines Streckentyps (Tab. 4.4 bzw. 4.5).

In den Monitoring-Bereichen wurden Fischarten der rheophilen, der eurytopen und der limnophilen Strömungsklasse erfasst. Die rheophile Gilde dominierte an der Rodachmündung sowohl die adulte als auch die juvenile Fischgemeinschaft, während in Schönbrunn und in Zapfendorf eurytope, strömungsindifferente Arten in beiden Altersklassen am häufigsten waren. Die Bestände limnophiler Fische waren in allen Monitoring-Bereichen am niedrigsten. Innerhalb der regulierten Flussstrecken bzw. der Hauptgerinne waren deren Abundanzen signifikant niedriger als die der eurytopen bzw. rheophilen Gilde (Tab. 4.4). Die abwechslungsreicheren Substratverhältnisse der Nebengerinne, v.a. an der Rodachmündung und in Zapfendorf hatten ihren Ursprung in einem deutlich ausgeprägteren Strömungsmosaik dieser Streckentypen mit einer größeren Vielfalt an sowohl lotischen als auch lenitischen Gewässerbereichen. Dies führte dazu, dass an der Rodachmündung und in Zapfendorf die Bestände rheophiler Jungfische in den Nebengerinnestrecken signifikant höher waren als im regulierten Flussbereich bzw. im Hauptgerinne. In Zapfendorf galt dies auch für die adulten Rheophilen. Im Gegensatz dazu lagen in Schönbrunn die Bestände adulter rheophiler Fischarten im Hauptgerinne signifikant über denen der beiden anderen Streckentypen, mit den niedrigsten Abundanzen im strömungsberuhigten Seitenarm. Die Vorkommen adulter eurytoper Fische waren in allen Monitoring-Bereichen zwischen den Strecken sehr ausgewogen. Bei den Jungfischen waren in Schönbrunn die Bestände im Hauptgerinne am höchsten, in Zapfendorf im regulierten Mainabschnitt.

Aal (*A. anguilla*): AN; Aitel (*L. cephalus*): LC; Äsche (*T. thymallus*): TH; Bachforelle (*S. trutta fario*): ST; Barbe (*B. barbus*): BB; Blaubandbärbling (*P. parva*): PR; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Giebel (*C. auratus gibelio*): CA; Gründling (*G. gobio*): GG; Güster (*B. björnca*): BJ; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Hecht (*E. lucius*): EL; Karausche (*C. carassius*): CC; Karpfen (*C. caprio*): CY; Kaulbarsch (*G. cernuus*): GC; Lachs (*S. salar*): SA; Laube (*A. alburnus*): AA; Moderlieschen (*L. delineatus*): LD; Nase (*C. nasus*): CN; Nerfling (*L. idus*): LI; Rapfen (*A. aspius*): AS; Regenbogenforelle (*O. mykiss*): OM; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Rotaugen (*R. rutilus*): RR; Rutte (*L. lota*): LO; Schleie (*T. tinca*): TT; Schmerle (*B. barbatula*): BA; Sonnenbarsch (*L. gibbosus*): LG; Stichling (*G. aculeatus*): GA; Wels (*S. glanis*): SG; Zander (*S. lucioperca*): SL

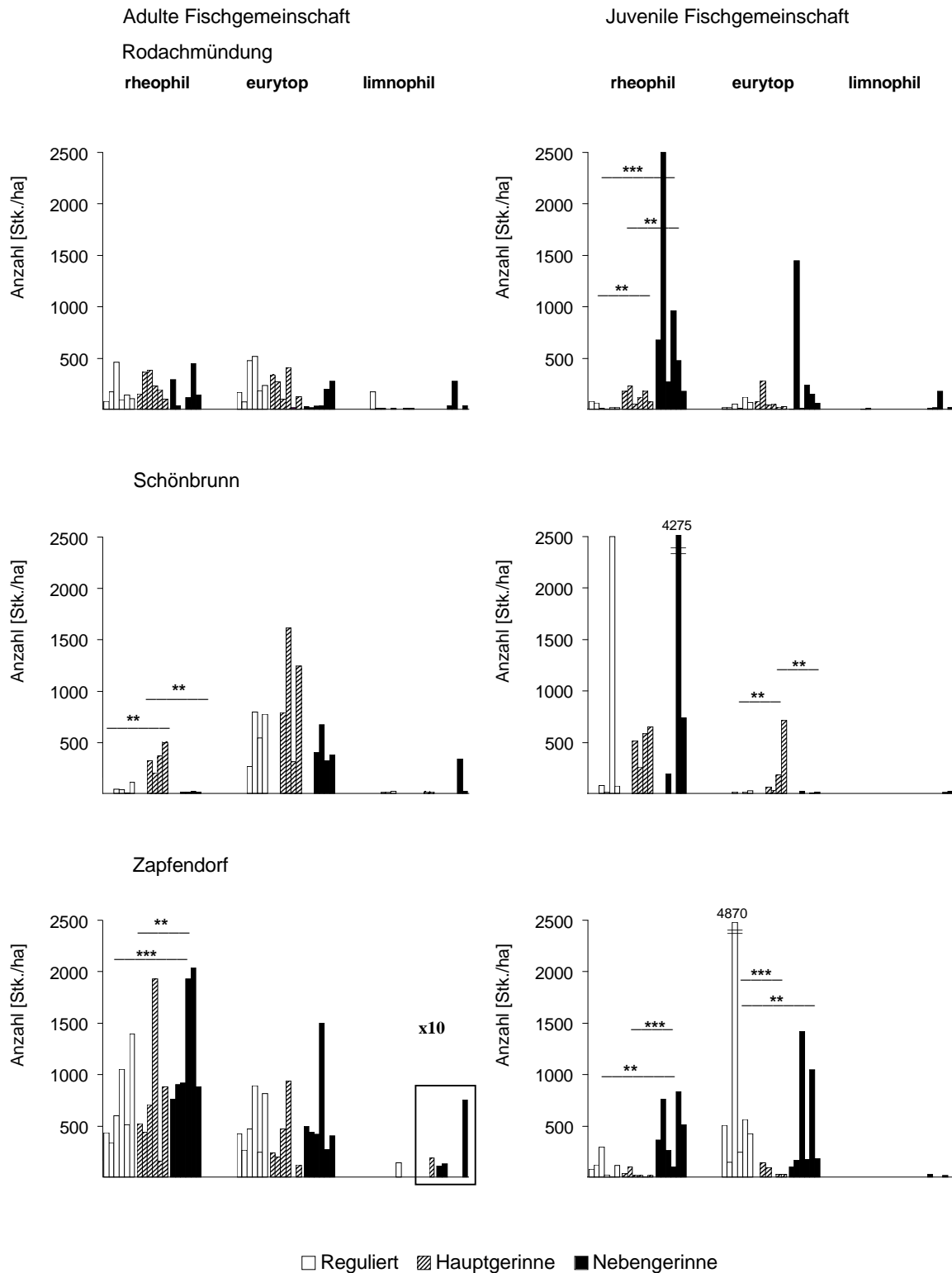


Abb. 4.11: Abundanzen [Stk./ha] adulter und juveniler Fische für die drei häufigsten Strömungspräferenzen (rheophil, eurytop und limnophil) in den Streckentypen der Monitoring-Bereiche. Die Befischungsergebnisse sind für jeden Streckentyp chronologisch aufgeführt (Frühjahrs und Winterfänge 1999, 2002–2004; Schönbrunn nur 2002–2004). Signifikante Unterschiede zwischen den Strecken sind gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test, Signifikanzniveaus entsprechend Bonferroni-Korrektur nach HOCHBERG (1988): * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$). Fangergebnisse Zapfendorf limnophil um das 10-fache vergrößert.

Über die Untersuchungsjahre hinweg betrachtet veränderten sich verschiedene Aspekte der ökoethologischen Gildenstruktur in den Monitoring-Bereichen.

An der Rodachmündung wurde durch die Überformung des Mündungsbereiches bei den Winterhochwasserwellen 2001/2002 und 2002/2003 im Nebengerinnebereich erhebliche Massen an Kies und Grobsediment abgelagert, teilweise bis zu 0,5 m dicke Lagen. Damit wurde nicht nur die den Fischen zur Verfügung stehende Wasserfläche verringert, sondern auch das Habitat- und Strömungs mosaik monotonisiert. Die Aufschüttungen lenkten den Wasserstrom verstärkt durch das Hauptgerinne, dass dadurch noch deutlicher lotischer geprägt wurde. Rückläufige Bestände limnophiler Fischarten konnten mit diesen strukturellen Veränderungen in Zusammenhang gestellt werden. Auch wenn keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren vorhanden waren (Kruskal-Wallis-Test, $p > 0,05$), so gingen im Hauptgerinne die absoluten und relativen Bestände und Erträge bei den limnophilen Fischarten von 1999 bis 2004 signifikant zurück (r_s Bestand absolut = - 0,52; $N = 6$, $p = 0,03$ bzw. r_s Bestand relativ = - 0,82; $N = 6$, $p = 0,02$ und r_s Biomasse absolut = - 0,83; $N = 6$, $p = 0,04$). Im Gegensatz dazu führte die strukturelle Monotonisierung im Nebengerinne zu einem deutlichen Anstieg bei den adulten eurytopen Fischbeständen (r_s Bestand absolut = 0,92; $N = 6$, $p = 0,02$).

Eine positive Entwicklung im chronologischen Verlauf der limnophilen Gilde ergab sich für den gesamten Monitoring-Bereich Zapfendorf. Bei den adulten Fischen unterschieden sich die Abundanzen und Erträge zwischen den Jahren signifikant (Kruskal-Wallis-Test, Abundanz: $H = 12,66$; $N = 18$; $p = 0,02$, $df = 5$ bzw. Kruskal-Wallis-Test, Biomasse: $H = 11,86$; $N = 18$; $p = 0,04$; $df = 5$) und stiegen von 1999 bis 2004 deutlich signifikant an (r_s Bestand absolut = 0,86; $N = 6$, $p = 0,05$ bzw. r_s Biomasse absolut = 0,94; $N = 6$, $p < 0,01$). Am stärksten war der relative Anstieg im lenitischen Nebengerinnebereich. Vom Frühjahr 2004 aus gesehen lag das letzte Hochwasser fast 1,5 Jahre zurück (Frühsommer 2002). Das Ausbleiben starker Winterhochwässer förderte die Etablierung von Wasserpflanzen in diesem Streckentyp (SPEIERL, 2005 A).

Bei der laichplatzspezifischen Typisierung wurden in den Monitoring-Bereichen insgesamt sechs Gilden festgestellt. Die phyto-lithophile Gilde dominierte an jedem Standort sowohl die adulte, als auch die juvenile Fischgemeinschaft. Danach folgte die Gilde der lithophilen, auf Hartsubstraten laichenden Fischarten, vor den sandlaichenden, psammophilen Arten und den obligaten Pflanzenlaichern, den phytophilien Arten. Mit der Rutte und dem Stichling wurde je ein Vertreter der litho-pelagophilen bzw. ariadnophilen Gilde nachgewiesen.

Innerhalb der regulierten Flussstrecken dominierten generell phyto-lithophile Arten (Tab. 4.5). Die spezifisch substratgebundenen Gilden waren je nach Standort unterschiedlich ausgeprägt. In den Hauptgerinnestrecken an der Rodachmündung und in Zapfendorf setzen sich bei den adulten Fischbeständen lithophile Arten stärker durch.

Tab. 4.4: Streckenspezifische Unterschiede zwischen den Abundanzen in den Strömungsklassen rheophil, eurytop und limnophil bei den adulten und juvenilen Fischen in den Monitoring-Bereichen Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (Analyse der absoluten Abundanzen mit nichtparametrischem Mann-Whitney U-Test, Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988); - = nicht getestet; n.s. = nicht signifikant; * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

Streckentyp	Gilde	Adulte Fischgemeinschaft		Juvenile Fischgemeinschaft		
		eurytop	limnophil	eurytop	limnophil	
Rodachmündung	Regulierte Strecke	rheophil	n.s.	n.s.	n.s.	**
		eurytop	-	**	-	**
		limnophil		-		-
	Hauptgerinne	rheophil	n.s.	**	n.s.	-
		eurytop	-	**	-	-
		limnophil		-		-
	Nebengerinne	rheophil	n.s.	n.s.	n.s.	**
		eurytop	-	n.s.	-	n.s.
		limnophil		-		-
Schönbrunn	Regulierte Strecke	rheophil	**	n.s.	*	-
		eurytop	-	**	-	-
		limnophil		-		-
	Hauptgerinne	rheophil	n.s.	**	n.s.	n.s.
		eurytop	-	**	-	-
		limnophil		-		-
	Seitenarm	rheophil	**	n.s.	n.s.	n.s.
		eurytop	-	n.s.	-	**
		limnophil		-		-
Zapfendorf	Regulierte Strecke	rheophil	n.s.	-	**	-
		eurytop	-	-	-	-
		limnophil		-		-
	Hauptgerinne	rheophil	n.s.	-	n.s.	-
		eurytop	-	-	-	-
		limnophil		-		-
	Nebengerinne	rheophil	n.s.	**	n.s.	**
		eurytop	-	**	-	**
		limnophil		-		-

Die Bestände psammophiler Arten, nachgewiesen wurden Gründling und Schmerle, waren in den Flussstrecken meist signifikant niedriger als die der dominierenden Gilde. Psammophile Fische etablierten sich am besten in den Nebengerinnestrecken. Die dortigen Übergänge zwischen lotischen und lenitischen Gewässerbereichen und die Sohlrauigkeit förderten großflächige Ablagerungen von Feinsedimenten, die den adulten Individuen als Laichplätze dienten. Die Jungfische profitierten von den günstigen Aufwuchsbedingungen über den Feinsubstraten.

Zusätzlich muss beim Gründling, der Hauptart in der psammophilen Gilde, berücksichtigt werden, dass er hinsichtlich seiner Strömungspräferenz in die Kategorie rheophil b eingeordnet wird. Dies bedeutet, dass zwar die adulten Fische vorrangig in lotischen Gewässerbereichen zu finden sind, die Jungfische jedoch einen Teil ihrer Entwicklung in ruhigen Gewässerzonen vollziehen. Somit war für die Jungfische dieser Art die Klassifizierung nach der Laichplatzpräferenz kein ökologisch eindeutiges Trennkriterium.

Unabhängig davon waren die Jungfischbestände psammophiler Arten in den sandreichen und mit ausgeprägten Flachuferzonen versehenen Nebengerinnestrecken der Rodachmündung und in Zapfendorf höher als in den regulierten Flussbereichen. In Zapfendorf lagen die Jungfischbestände der Psammophilen im Nebengerinne signifikant über den Beständen im Hauptgerinne. Das gleiche Verteilungsmuster fand sich bei den lithophilen Jungfischbeständen. Hingegen unterschieden sich an der Rodachmündung die Bestände lithophiler Jungfische im regulierten Flussbereiche jeweils signifikant von den Beständen in den renaturierten Streckentypen. Dabei lagen generell die Abundanzen bei den lithophilen Jungfischen in den Nebengerinnestrecken am höchsten, während bei den adulten Lithophilen kein eindeutiges streckenspezifisches Muster erkennbar war. So waren die Abundanzen an der Rodachmündung und in Zapfendorf zwischen den Streckentypen relativ ausgeglichen, während in Schönbrunn das Hauptgerinne die stärksten Bestände hatte, mit jeweils signifikanten Unterschieden zu Seitenarm und regulierter Mainstrecke.

Insgesamt zeigten die Jungfische bei den Gildenklassifizierungen eine deutlichere streckenspezifische Auftrennung. Aufgrund der stärkeren kleinräumigen Nutzung und einer spezifischeren Habitatbindung, die sich im Laufe der ontogenetischen Entwicklung verändert, ist diese Altersklasse für eine ökologische Bewertung unterschiedlicher Flussabschnitte besser geeignet als die adulte Fischgemeinschaft.

Entsprechend der Strömungspräferenz veränderten sich über die Untersuchungsjahre hinweg auch verschiedene Aspekte der Laichgilden in den Monitoring-Bereichen. An der Rodachmündung stieg im Nebengerinne der Bestand der phyto-lithophilen Gilde in der adulten Fischgemeinschaft mit der hydromorphologischen Überformung des renaturierten Mündungsbereiches durch die Winterhochwasserwellen 2001/2002 und 2002/2003 signifikant an ($r_s \text{ Bestand absolut} = 0,82$; $N = 6$, $p = 0,04$). Fischarten mit indifferentem Laichanspruch profitierten von der strukturellen und hydrologischen Monotonisierung dieses Streckentyps, während Substratspezialisten, wie die psammophilen Arten, in ihrem strecken- und standortspezifischen Reproduktionspotenzial beschnitten wurden. Dies dokumentierten die signifikant rückläufigen relativen Bestandszahlen bei den Jungfischen für das Nebengerinne und den gesamten Monitoring-Bereich ($r_s \text{ Bestand relativ Nebengerinne} = - 0,93$; $N = 6$, $p = 0,01$ bzw. $r_s \text{ Bestand relativ Monitoring-Bereich} = - 0,55$; $N = 18$, $p = 0,02$).

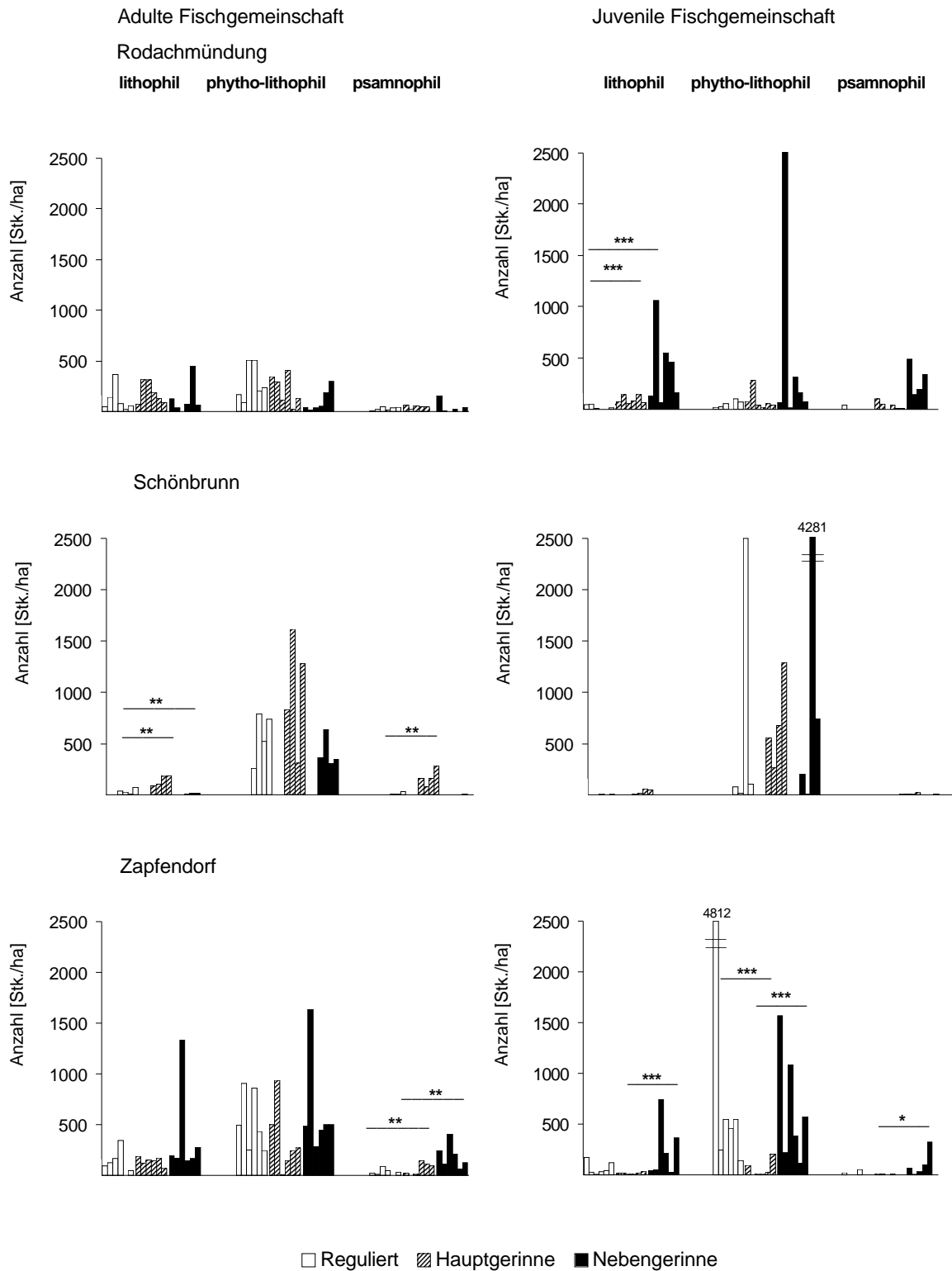


Abb. 4.12: Abundanzen [Stk./ha] adulter und juveniler Fische für die drei häufigsten Laichgilden (lithophil, phytho-lithophil und psammophil) in den Streckentypen der Monitoring-Bereiche. Die Befischungsergebnisse sind für jeden Streckentyp chronologisch aufgeführt (Frühjahrs und Winterfänge 1999, 2002–2004; Schönbrunn nur 2002–2004). Signifikante Unterschiede zwischen den Strecken sind gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test, Signifikanzniveaus entsprechend Bonferroni-Korrektur nach HOCHBERG (1988): * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

Tab. 4.5: Streckenspezifische Unterschiede zwischen den Abundanzen in den Laichklassen lithophil, phytho-lithophil und psamnophil bei den adulten und juvenilen Fischen in den Monitoring-Bereichen Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (Analyse der absoluten Abundanzen mit nichtparametrischem Mann-Whitney U-Test, Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988); - = nicht getestet; n.s. = nicht signifikant; * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

	Streckentyp	Gilde	Adulte Fischgemeinschaft		Juvenile Fischgemeinschaft	
			phytho-lithophil	psamnophil	phytho-lithophil	psamnophil
Rodachmündung	Regulierte Strecke	lithophil	*	**	n.s.	n.s.
		phytho-lithophil	-	*	-	**
		psamnophil		-		-
	Hauptgerinne	lithophil	n.s.	**	n.s.	*
		phytho-lithophil	-	*	-	n.s.
		psamnophil		-		-
	Nebengerinne	lithophil	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
		phytho-lithophil	-	n.s.	-	n.s.
		psamnophil		-		-
Schönbrunn	Regulierte Strecke	lithophil	*	n.s.	n.s.	-
		phytho-lithophil	-	*	-	n.s.
		psamnophil		-		-
	Hauptgerinne	lithophil	*	n.s.	n.s.	n.s.
		phytho-lithophil	-	*	-	n.s.
		psamnophil		-		-
	Nebengerinne	lithophil	*	n.s.	n.s.	n.s.
		phytho-lithophil	-	*	-	n.s.
		psamnophil		-		-
Zapfendorf	Regulierte Strecke	lithophil	**	n.s.	**	*
		phytho-lithophil	-	**	-	**
		psamnophil		-		-
	Hauptgerinne	lithophil	n.s.	n.s.	n.s.	**
		phytho-lithophil	-	n.s.	-	n.s.
		psamnophil		-		-
	Nebengerinne	lithophil	*	n.s.	n.s.	n.s.
		phytho-lithophil	-	**	-	**
		psamnophil		-		-

Durch die strukturellen Veränderungen erhielt das Nebengerinne ab 2002 einen deutlichen lenitischen Charakter. Die Hartsubstratsortierung durch die Strömung und die damit verbundene Ausbildung geeigneter Laichsedimentbänke wurde eingeschränkt. Im Gegenzug profitierten jedoch die obligaten Pflanzenlaicher von dieser Entwicklung. Gleichzeitig mit der ersten Etablierung submerser Vegetation ab 2003 waren im Nebengerinne auch Arten der phythophilen Gilde nachzuweisen.

Während dort die Ertragszahlen adulter Individuen signifikant anstiegen, waren sie für phythophile Jungfische im Hauptgerinne signifikant rückläufig (r_s Bestand absolut = 0,85; $N = 6$, $p = 0,03$ bzw. r_s Bestand absolut = - 0,88; $N = 18$, $p = 0,02$).

Die Erträge adulter Fische der phythophilen Gilde entwickelten sich für den gesamten Monitoring-Bereich von 1999 bis 2004 signifikant positiv (r_s Bestand absolut = 0,49; $N = 18$, $p = 0,04$). Durch fehlende sommerliche Hochwasserabflüsse ab dem Sommer 2002 verbesserte sich die Situation für die gesamte Laichgilde auch in den anderen Streckentypen. Effekte für die regulierte Flussstrecke konnten ausschließlich bei der phytho-lithophilen Gilde festgestellt werden, deren relative Jungfischbestände während der Untersuchungsphase signifikant anstiegen (r_s Bestand relativ = 0,88; $N = 6$, $p = 0,02$). Nachgewiesen wurden dabei hauptsächlich 1+ Jungfische.

Eine ähnliche chronologische Entwicklung zeigte auch die phythophile Gilde im Monitoring-Bereich Zapfendorf. Die Jungfischbestände unterschieden sich bei den Abundanzen zwischen den Untersuchungsjahren signifikant (Kruskal-Wallis-Test, $H = 11,88$; $N = 18$; $p = 0,03$; $df = 5$). Die höchsten Bestände phythophiler Jungfische wurden mit 19 Ind./ha im Frühjahr 2002 erfasst. Die ermittelten Abundanzen in den Folgejahren fielen signifikant niedriger aus (Chi-Quadrat = 8,1; $FG = 2$; $p < 0,02$). Signifikant rückläufig waren in diesem Zusammenhang auch die mittleren Abflüsse des jeweiligen Vorjahres für die Laichsaison der phythophilen Gilde (2001: 71,3 m³/sec; 2002: 56,4 m³/sec; 2003: 26,7 m³/sec; Pegel Kemmern, Chi-Quadrat = 28,9 $FG = 2$; $p < 0,001$). Als Laichsaison wurde der Zeitraum von 1. März bis 31. Juli angenommen, begrenzt durch die Laichperiode des Hechts bzw. der Schleie. Die entsprechenden Abflussmengen des Vorjahres gaben eine Vorstellung von der Ausdehnung pflanzenbestandener, ruhiger Überflutungsflächen, die den phythophilen Arten zum ablaichen zur Verfügung standen. Ein Zusammenhang zwischen dem Potenzial eines Flusssystems, Flutungsflächen zu bilden und dem Reproduktionserfolg dieser Gilde wurde dadurch offensichtlich.

4.2.4 Diversität der Fischgemeinschaften

Im Bereich der Rodachmündung war die adulte Fischgemeinschaft in der verbauten Flussstrecke am artenreichsten (Abb. 4.13) und vielfältigsten (Abb. 4.14). Auffallend war, dass dies sowohl auf die spezialisierten als auch auf die indifferenten Strömungs- und Laichgilden zutraf. Eine große Artenvielfalt und hohe Diversitätswerte wurden in diesem Flussabschnitt vor allem im Frühjahr festgestellt, wenn laichbereite Individuen stromauf zu den Laichplätzen unterhalb des Wehrs Marktzeuln wanderten. Im Nebengerinne waren die Artenzahlen in den häufigsten Gildenklassen und die Diversitätswerte signifikant niedriger (Mann-Whitney U-Test, $U = 2,0$; $N = 6$; $p < 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)).

Die adulte Fischgemeinschaft dieses Streckentyps hatte ein geringeres Artenspektrum und Bestandsdichten. Das Hauptgerinne nahm zwischen diesen beiden Streckentypen eine Mittelstellung ein. Die größten Diversitätsunterschiede zwischen der regulierten Rodachstrecke und den renaturierten Streckentypen wurden bei den Winterbefischungen ermittelt. Die artenreichste und vielfältigste Jungfischgemeinschaft befand sich im Hauptgerinne, die im Vergleich zur regulierten Rodach signifikant durch rheophile Arten geprägt wurde. Trotz eines im Durchschnitt fünffach höheren Jungfischbestandes als im Hauptgerinne fiel der Diversitätswert im Nebengerinne aufgrund des geringeren Artenspektrums signifikant ab (Mann-Whitney U-Test, $U = 3,0$; $N = 6$; $p = 0,01$; Bonferroni korrigiert nach HOCHBERG (1988)). Lithophile Jungfischarten waren im Hauptgerinne signifikant häufiger als in den beiden anderen Streckentypen. Dies unterstrich die Bedeutung dieses lotischen Flussbereiches für die Jungfischrekrutierung.

In Schönbrunn charakterisierte die adulte Fischgemeinschaft in der regulierten Mainstrecke und im Hauptgerinne deutlich höhere Zahlen rheophiler und kieslaichender Arten, als sie im Seitenarm nachgewiesen werden konnten. Der Seitenarm und der regulierte Mainbereich waren sich hinsichtlich der Diversitätswerte sehr ähnlich. Am vielfältigsten strukturiert war der Fischbestand im Hauptgerinne. Dies traf auch auf die Jungfische zu. Die Jungfischgemeinschaft im Hauptgerinne zeichnete sich im Vergleich vorrangig durch rheophile und lithophile Arten aus.

Im Monitoring-Bereich Zapfendorf waren die diversesten Fischgemeinschaften bei Adulten und Juvenilen in der Hauptgerinnestrecke zu finden, obwohl dort die Artenzahlen stets am niedrigsten waren. Die Fischgemeinschaften im Hauptgerinne hatten zusätzlich die höchsten Evenness-Werte und kamen demnach einer theoretisch möglichen, maximalen Vielfalt am nächsten. Im Gegensatz zur Rodachmündung und Schönbrunn wurde in Zapfendorf hauptsächlich das Nebengerinne durch rheophile und lithophile Jungfischarten bestimmt.

In Schönbrunn und Zapfendorf gab es im Frühjahr signifikante Unterschiede in der Ähnlichkeit der Fischgemeinschaften. Die Zusammensetzung der reproduktiven Gilden unterschied sich in Schönbrunn zwischen dem Hauptgerinne und dem Seitenarm signifikant ($R = 0,70$, $p < 0,01$). In Zapfendorf waren die Gildenzusammensetzungen zwischen dem regulierten Mainabschnitt und dem renaturierten Hauptgerinne signifikant verschieden ($R = 0,28$, $p < 0,05$). In den Hauptgerinnestrecken dominierten rheophile Fischarten, während Arten mit deutlich indifferentem Laichplatzanspruch im Seitenarm bzw. reguliertem Mainabschnitt überwogen.

Zwischen der zeitlichen Entwicklung der Streckentypen in den einzelnen Monitoring-Bereichen und der Diversität der Fischgemeinschaften bzw. deren Artenvielfalt bestand kein Zusammenhang.

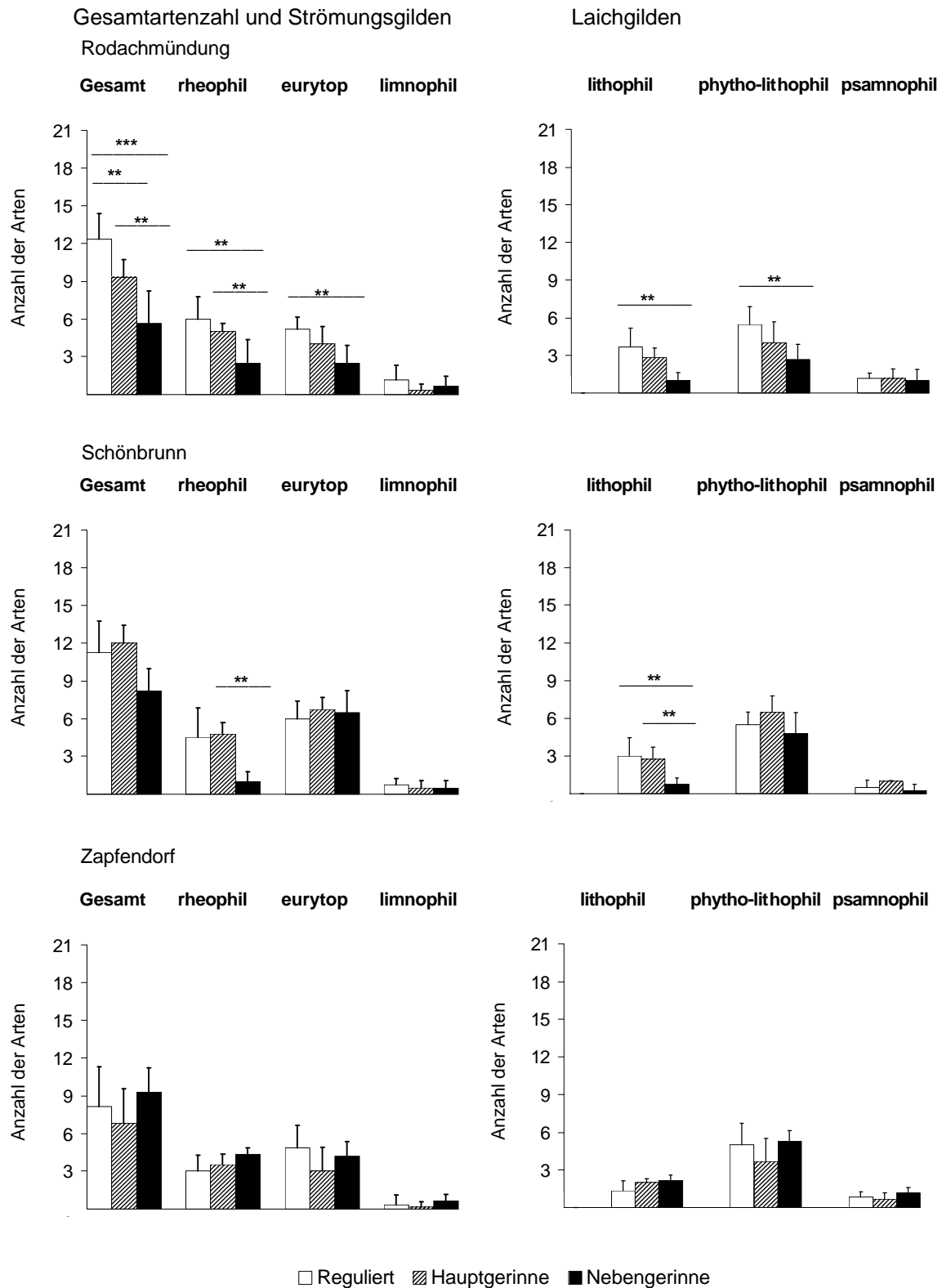


Abb. 4.13: Durchschnittliche Gesamtarten- und Artenzahlen ökoethologischer Gilden für die adulte Fischgemeinschaft in den Streckentypen der Monitoring-Bereiche (Befischungen 1999, 2002–2004). Signifikante Unterschiede zwischen den Strecken sind gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test, Signifikanzniveaus entsprechend Bonferroni-Korrektur nach HOCHBERG (1988): * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

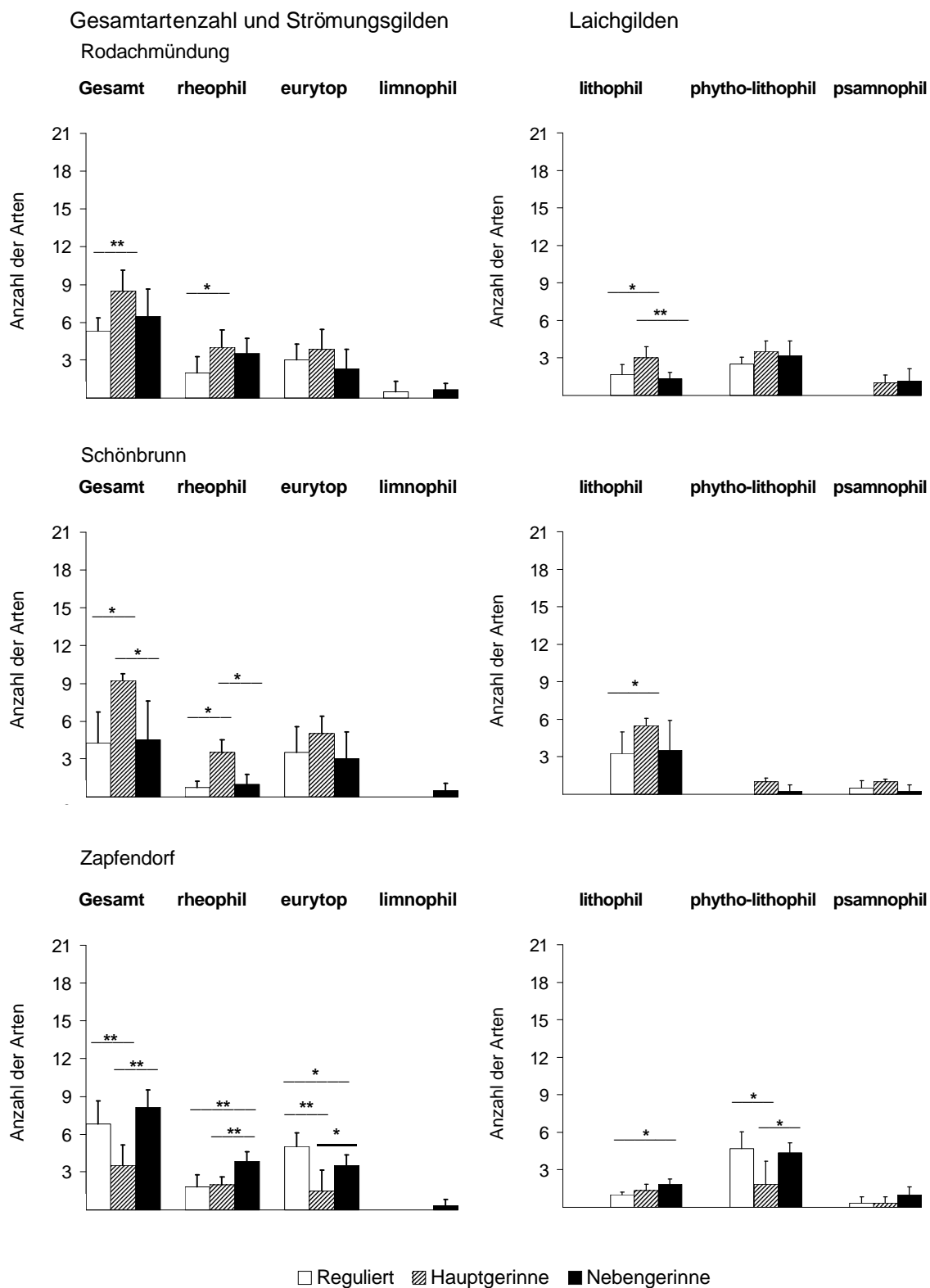


Abb. 4.14: Durchschnittliche Gesamtarten- und Artenzahlen ökoethologischer Gilden für die juvenile Fischgemeinschaft in den Streckentypen der Monitoring-Bereiche (Befischungen 1999, 2002–2004). Signifikante Unterschiede zwischen den Strecken sind gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test, Signifikanzniveaus entsprechend Bonferroni-Korrektur nach HOCHBERG (1988): * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

Eine Ausnahme davon stellte der signifikante Rückgang der Jungfischdiversität im Bereich der Rodachmündung dar ($r_s \text{ Diversität H} = -0,48$; $N = 18$, $p = 0,05$), der nach den Hochwasserwellen des Winters 2001-2002 einsetzte. Im Gegensatz dazu stiegen im Laufe der Untersuchungsperiode die Evennesswerte für die adulte Fischgemeinschaft im Hauptgerinne signifikant an ($r_s \text{ Evenness} = 0,89$; $N = 6$, $p = 0,02$). Dies bedeutete, dass sich die Fischgemeinschaft in diesem Streckentyp über die Jahre mehr und mehr einem theoretisch möglichen maximalen Diversitätswert annäherte.

Auch die einzelnen Streckentypen am Main zusammengefasst zeigten keine Korrelation zwischen der Diversität der Fischfauna und dem Alter der Strecken (Spearman Rang-Korrelation; $p > 0,05$). Auffällig war jedoch, dass sich die nachgewiesenen Fischbestände in den renaturierten Flussbereichen – Haupt- und Nebengerinnestrecken zusammengefasst – über die Jahre hinweg gleichmäßiger auf die gegebenen Arten verteilten ($r_s \text{ Evenness} = 0,66$; $N = 16$, $p = 0,01$). Die Bestände zeigten somit eine Tendenz hin zu einer maximal möglichen Diversität. Hingegen konzentrierten sich in den verbauten Flussstrecken die Individuenzahlen adulter Fische im Laufe der Jahre mehr und mehr auf einige wenige indifferente Arten ($r_s \text{ Evenness} = -0,54$; $N = 16$, $p = 0,03$), wie es die Charakterisierung der adulten Fischgemeinschaften belegte. In den Hauptgerinnestrecken verteilten sich die Jungfische ebenfalls zunehmend ungleich auf die nachgewiesenen Arten ($r_s \text{ Evenness} = -0,69$; $N = 16$, $p = 0,01$). Dabei waren jedoch vorrangig die Bestandszahlen indifferenter Fischarten rückläufig ($r_s = -0,47$; $N = 16$, $p = 0,06$).

Neben den Langzeitzusammenhängen zwischen der Diversität der Fischgemeinschaften und dem Alter der Flussstrecken, nahmen in den renaturierten Streckentypen auch die hydrologischen Bedingungen Einfluss auf die Vielfalt. In den Nebengerinnestrecken korrelierte die Diversität der adulten Fischgemeinschaft und die der Jungfischgemeinschaft signifikant mit steigenden Abflussmengen ($r_s = 0,72$; $N = 16$, $p = 0,01$ bzw. $r_s = 0,57$; $N = 16$, $p = 0,02$).

Die Diversität der Jungfischgemeinschaften in den Hauptgerinnestrecken nahm bei steigenden Abflusswerten im Gegensatz dazu signifikant ab ($r_s = -0,63$; $N = 16$, $p = 0,01$). Die Zusammenhänge zwischen Abflussregime und Diversität waren an der Rodachmündung am stärksten ausgeprägt. Mit steigendem Pegel bzw. Abflussmengen im Nebengerinne nahmen Diversität ($r_s \text{ Pegel} = 0,88$; $N = 6$, $p = 0,02$ bzw. $r_s \text{ Abfluss} = 0,94$; $N = 6$, $p = 0,01$) und Äquität ($r_s = 0,94$; $N = 6$, $p = 0,01$) der gesamten Fischgemeinschaft signifikant zu. Im Hauptgerinne korrelierte die Diversität ebenfalls mit steigenden Abflussmengen ($r_s \text{ Abfluss} = 0,82$; $N = 6$, $p = 0,04$). In Schönbrunn korrelierte die Diversität der Fischgemeinschaft der renaturierten Flussstrecken ebenfalls stark mit steigenden Pegel- bzw. Abflusswerten ($r_s \text{ Pegel} = 0,78$; $N = 8$, $p = 0,02$ bzw. $r_s \text{ Abfluss} = 0,79$; $N = 8$, $p = 0,02$).

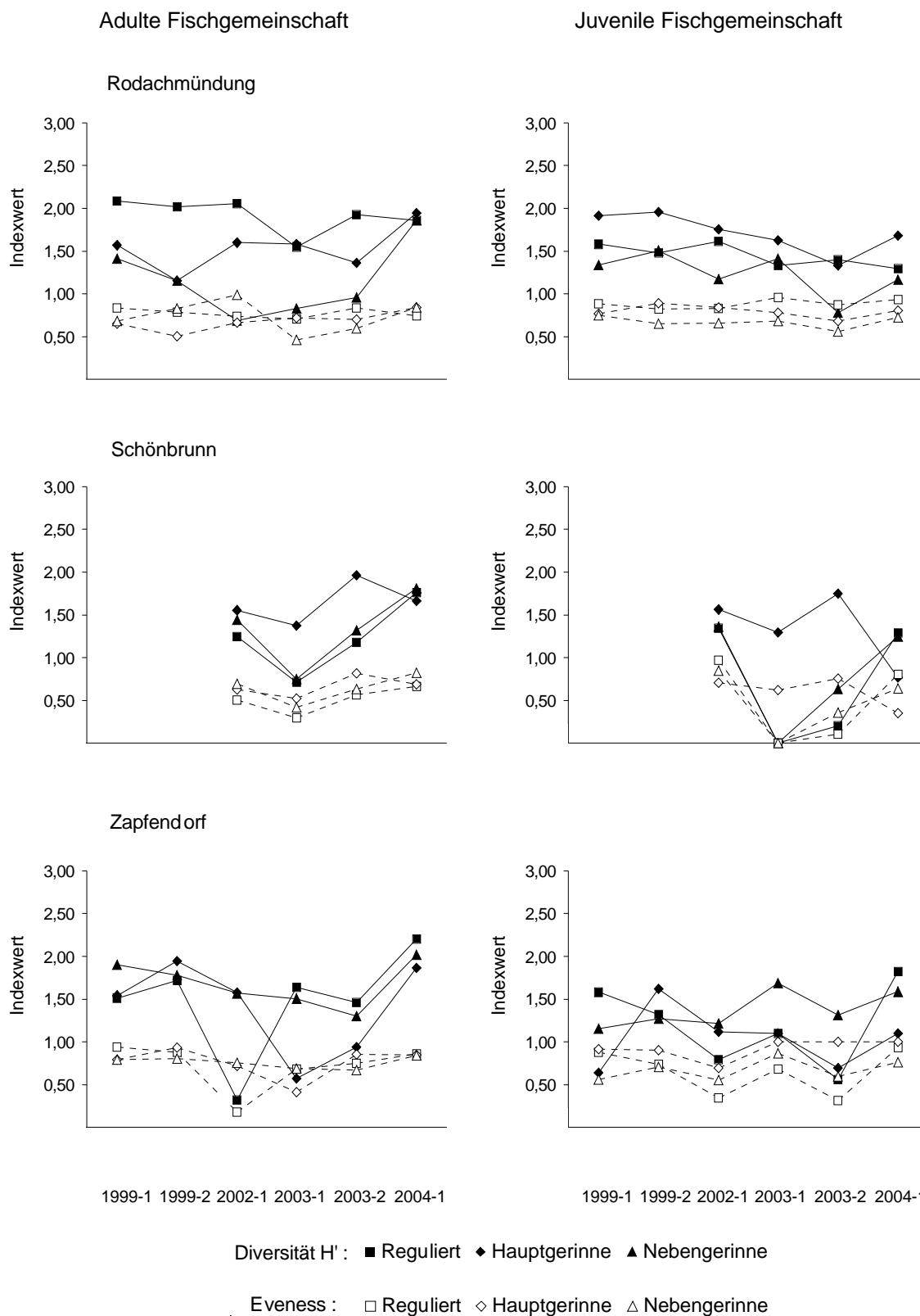


Abb. 4.15: Diversität (Diversitäts-Index H' nach Shannon-Wiener) und Evenness der adulten und juvenilen Fischgemeinschaften in den verschiedenen Streckentypen der Monitoring-Bereiche Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (Befischungen 1999, 2002–2004; Saison: 1=Frühjahr; 2=Winter)

Für die Flussstrecken am Standort Zapfendorf ergaben sich keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Diversitätswerten der Fischgemeinschaften und dem Abflussregime. Eine Ausnahme stellte das Hauptgerinne dar, indem bei steigenden Pegel- bzw. Abflusswerten die Evenness der Jungfischauftreten signifikant abnahm ($r_{s \text{ Pegel}} = 0,92$; $N = 6$, $p = 0,01$ bzw. $r_{s \text{ Abfluss}} = 0,90$; $N = 6$, $p = 0,01$). Die Individuenzahlen verteilten sich bei höheren Wasserständen ungleichmäßiger auf die vorhandenen Arten.

4.2.5 Abundanz-Biomasse-Verhältnisse in den Flussstrecken

Insgesamt wurden für den Untersuchungszeitraum 48 ABC-Indices ermittelt (Tab. 4.6). In jedem Streckentyp waren immer mindestens 5 Arten nachzuweisen. Somit musste kein Indexwert aus der Analyse genommen werden. Bei weniger als 5 Arten nimmt der ABC-Index ausgesprochen hohe oder niedrige Werte an, die stark von der realen Situation der Fischfauna abweichen (PENCZAK & KRUK, 1999).

Tab. 4.6: ABC-Indexwerte und Biomasse-Dominanzen der einzelnen Streckentypen in den Monitoring-Bereichen Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (Befischungen 1999, 2002–2004). Der ABC-Index ist negativ unter starken Stress, bei moderatem Stress im Bereich Null und positiv bei fehlenden Stress. Der Wert der Biomasse-Dominanz beschreibt die Lage der Biomassenkurve in der k-Dominanzabbildung und zeigt an, ob diese über oder unter der Abundanzkurve verläuft, bzw. diese schneidet, wenn der ABC-Index nahe Null liegt (Saison: 1=Frühjahr; 2=Winter).

Standort	Saison	ABC-Index			Biomasse - Dominanz [%]		
		Regulierte Strecke	Hauptgerinne	Nebengerinne	Regulierte Strecke	Hauptgerinne	Nebengerinne
Rodach	1999-1	10,74	1,32	1,53	100,0	80,0	33,0
	1999-2	5,21	3,34	-3,11	100,0	100,0	64,0
	2002-1	4,23	8,81	-1,10	94,0	100,0	29,0
	2003-1	-3,24	5,77	3,81	55,0	100,0	100,0
	2003-2	8,22	7,60	0,57	91,0	100,0	86,0
	2004-1	1,47	1,38	5,53	75,0	75,0	100,0
	Schönbrunn	1999-1	-	-	-	-	-
1999-2		-	-	-	-	-	-
2002-1		-6,44	-3,72	4,54	58,0	15,0	100,0
2003-1		-12,22	-8,29	-20,07	42,0	14,0	33,0
2003-2		-8,20	4,55	-10,41	22,0	92,0	36,0
2004-1		-1,13	2,19	-0,90	64,0	67,0	62,0
Zapfendorf		1999-1	8,91	14,01	1,50	67,0	100,0
	1999-2	4,34	6,83	8,78	100,0	67,0	100,0
	2002-1	-3,05	1,72	-4,22	60,0	89,0	56,0
	2003-1	-3,48	-2,33	3,73	27,0	60,0	100,0
	2003-2	-3,05	6,91	3,13	67,0	100,0	100,0
	2004-1	8,21	13,70	3,97	75,0	75,0	100,0

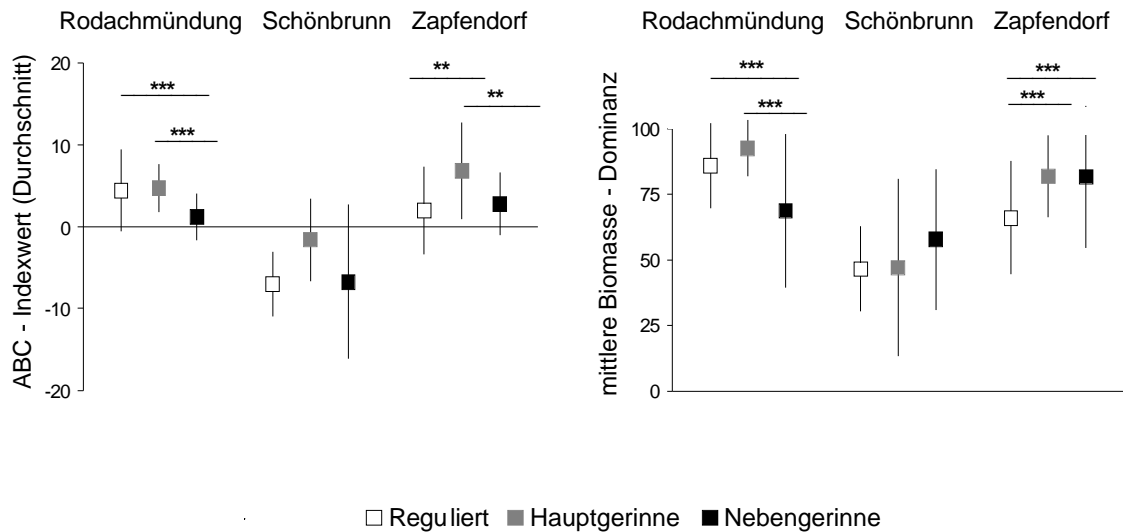


Abb. 4.16: Durchschnittliche ABC-Indexwerte und Biomasse-Dominanzen für die Streckentypen der Monitoring-Bereiche Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (Befischungen 1999, 2002–2004). Signifikante Unterschiede zwischen den Varianzen der einzelnen Streckentypen sind gekennzeichnet (einfaktorielle ANOVA, Bonferroni-Korrektur nach HOCHBERG (1988), Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$).

An der Rodachmündung entwickelten sich während des Untersuchungszeitraums die ABC-Indices innerhalb der einzelnen Streckentypen unterschiedlich. Alle Streckentypen wiesen im Mittel positive ABC-Werte auf (Abb. 4.16). Die regulierte Flussstrecke und das Hauptgerinne unterschieden sich durch größere Varianzen signifikant vom Nebengerinne (einfaktorielle ANOVA). Nach der methodischen Auslegung galten die regulierte Flussstrecke und das Hauptgerinne als stressfreier Lebensraum für die Fischfauna, während Fische im Nebengerinne moderatem Stress ausgesetzt waren. Der negative Extremwert wurde im Nebengerinne an der Rodachmündung im Winter 1999 ermittelt (Abb. 4.17). Der höchste Jungfischbestand für diesen Monitoring-Bereich führte über niedrige Durchschnittsgewichte zu Minimalwerten bei ABC-Index und Biomasse-Dominanz. Der maximale ABC-Wert wurde im regulierten Rodachbereich im Frühjahr 1999 ermittelt. Im Vergleich lag der Jungfischbestand dort um 98 % niedriger.

Schönbrunn war innerhalb der drei Monitoring-Bereiche der jüngste Standort (Entstehung ab 2000) und befand sich als einziger in unmittelbarer Nähe zu einem Querbauwerk (Wehr Hausen). Durch die in allen Streckentypen im Durchschnitt negativen ABC-Werte hob sich Schönbrunn von den anderen Standorten ab. Auf die Fischbestände wirkte im Hauptgerinne moderater, im regulierten Mainbereich und im Seitenarm starker Stress. Relativ gesehen zeigten das Hauptgerinne und die regulierte Flussstrecke eine identische chronologische Entwicklungstendenz bei den ABC-Indices.

Wie an der Rodachmündung wurde der negative Extremwert für den Abundanz-Biomasse-Vergleich im Seitenarm im Winter 2003 erfasst. Der höchste Jungfischbestand für diesen Standort bedingte die Minimalwerte bei ABC- und Biomasse-Werten. Der maximale ABC-Index wurde ebenfalls im Winter 2003 im Hauptgerinne ermittelt. In diesem Streckentyp lagen die Jungfischbestände um 75 % niedriger als im Seitenarm, während die Abundanzen adulter Fische nahezu identisch waren.

In Zapfendorf zeigten wie in Schönbrunn das Hauptgerinne und die regulierte Flussstrecke die gleichen zeitlichen Entwicklungstendenzen bei den ABC-Werten. Alle Streckentypen in Zapfendorf wiesen im Mittel positive ABC-Werte auf. Das Hauptgerinne unterschied sich durch größere Varianzen signifikant vom regulierten Mainabschnitt und vom Nebengerinne (einfaktorielle ANOVA). Die ABC-Werte wiesen die renaturierten Streckentypen als stressfreien Lebensraum für die Fischfauna aus, während im regulierten Flussbereich moderater Stress auf die Fische wirkte. Die Extremwerte wurden in Zapfendorf bei den Frühjahrsbefischungen ermittelt. Für den niedrigsten ABC-Wert des Monitoring-Bereiches sorgte im Frühjahr 2002 im Nebengerinne ein Jungfischbestand von 3362 Ind./ha. Der maximale ABC-Wert stellte sich im Frühjahr 2003 im Hauptgerinne ein. Dort lagen im Vergleich zum Nebengerinne die Bestände adulter Fische um 10 % höher, die Jungfischbestände jedoch um 98 % niedriger.

Unabhängig vom Monitoring-Bereich zeigte der regulierte Streckentyp als einziger einen einheitlichen zeitlichen Verlauf der ABC-Indexwerte. Unabhängig vom Ausgangsniveau stiegen oder fielen die Werte entsprechende an allen Standorten. Dies deutete darauf hin, dass strukturelle bzw. gewässerchemische Veränderungen in diesem Streckentyp sehr einheitlich ausgeprägt waren. Im Gegensatz dazu zeichneten sich die renaturierten Streckentypen durch uneinheitliche Verläufe der ABC-Werte aus, die die standortspezifische Eigendynamik dieser Flussstrecken unterstrich.

Soweit ermittelbar, beeinflusste die Wasserqualität die ABC-Indexwerte nicht. Für eine detaillierte Analyse standen jedoch nur die Werte des Chemischen Index (CI) aus dem Jahr 1999 zur Verfügung. Zwischen den ABC-Werten bzw. Biomasse-Dominanzen und den CI-Werten bestand kein signifikanter Zusammenhang (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = -0,23$; $N = 12$, $p > 0,05$ bzw. $r_s = -0,19$; $N = 12$, $p > 0,05$).

Achtjährige Messreihen (1993–2000, BAYER. LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT) im Obermain zeigten jedoch keine signifikanten Veränderungen bei den CI-Werten über diesen Zeitraum (Kruskal-Wallis-Test, jeweils $p > 0,05$). Eine Abwasserbelastung als entscheidender Stressfaktor wurde damit ausgeschlossen, zumal sich weitere Wasserparameter (Saprobie, BSB₅-Wert) über die letzten Jahrzehnte im Einzugsgebiet verbessert hatten (BAYER. LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT; 1995; 1998; 1999).

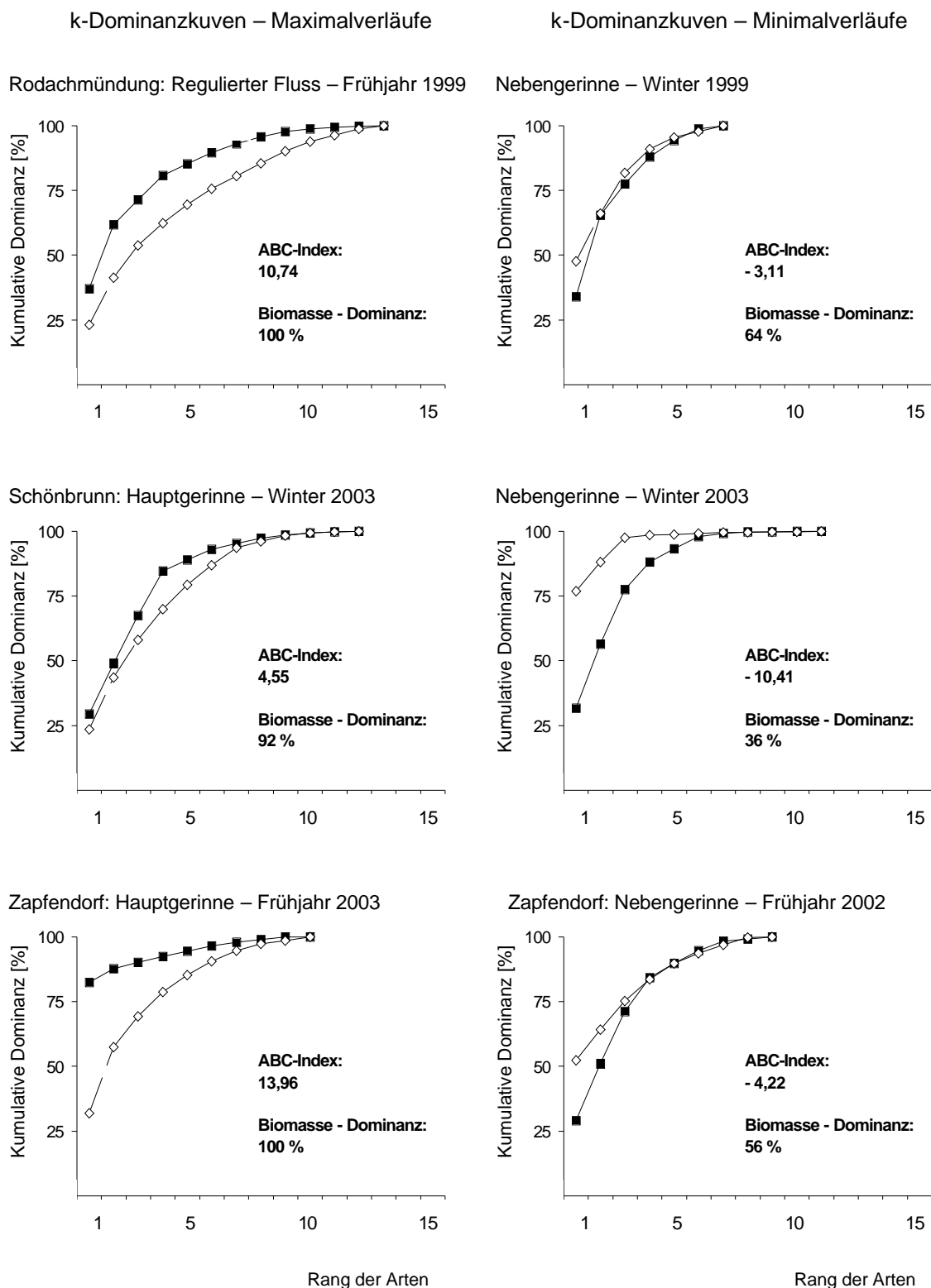


Abb. 4.17: k-Dominanzkurven für Abundanz (•) und Biomasse (◊) für die Streckentypen der Monitoring-Bereiche (Befischungen 1999, 2002–2004). Die jeweiligen Kurven für den maximalen und minimalen ABC-Indexwert sind dargestellt. Auf der y-Achse sind die relative Abundanz und die Biomasse kumulativ gegen den absteigenden Häufigkeitsrang der Fischarten (x-Achse) aufgetragen. Wegen niedriger Artenzahlen wurde auf eine logarithmische y-Achse verzichtet.

Zwischen dem Zustand der Streckentypen, die als Maß für den Gewässerausbau bzw. die Renaturierung angesehen wurden, und dem ABC-Index bestand kein Zusammenhang, unabhängig davon, ob die renaturierten Streckentypen einzeln oder zusammen in die Analyse eingingen (Spearman Rang-Korrelation, jeweils $p > 0,05$). Grenzwertig negativ signifikant korrelierte der ABC-Index mit der Breitenvarianz aller Flussstrecken ($r_s = -0,59$; $N = 10$, $p = 0,06$).

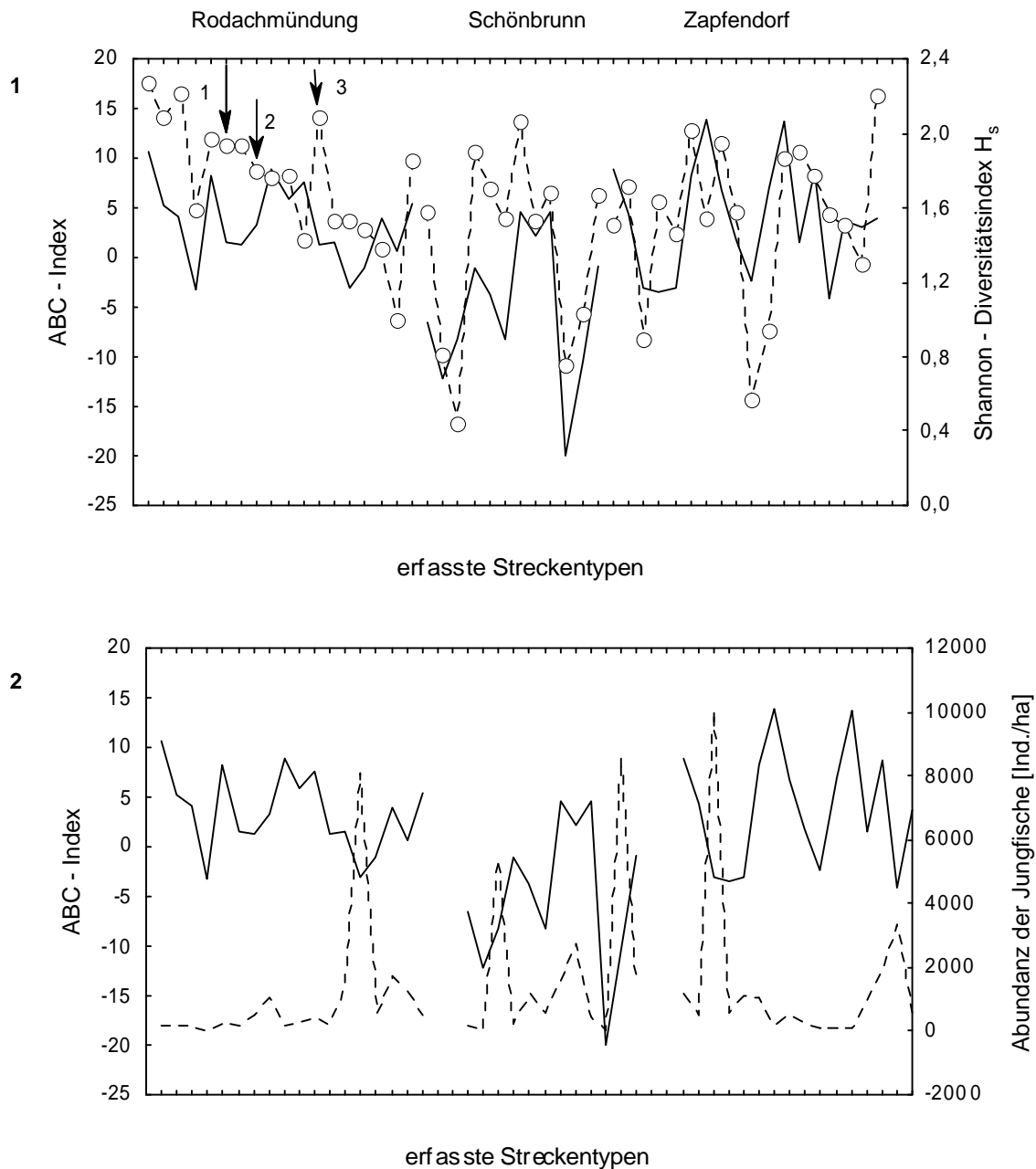


Abb. 4.18.1 und 4.18.2: Verlauf des Shannon-Diversitätsindex H_s (- O - O -) bzw. der Jungfischdichte (- - -) mit dem ABC-Index (—) in den untersuchten Flussstrecken der Monitoring-Bereiche.

Nur an der Rodachmündung war dieser Zusammenhang signifikant. Mit zunehmend variabler Flussbreite waren die ABC–Werte rückläufig ($r_s = -0,59$; $N = 5$, $p = 0,04$). In allen drei Monitoring–Bereichen verlief der ABC–Index weitgehend phasisch mit dem Shannon–Diversitätsindex H_s (Abb. 4.18). Es zeigten sich nur an der Rodachmündung auffällige Abweichungen.

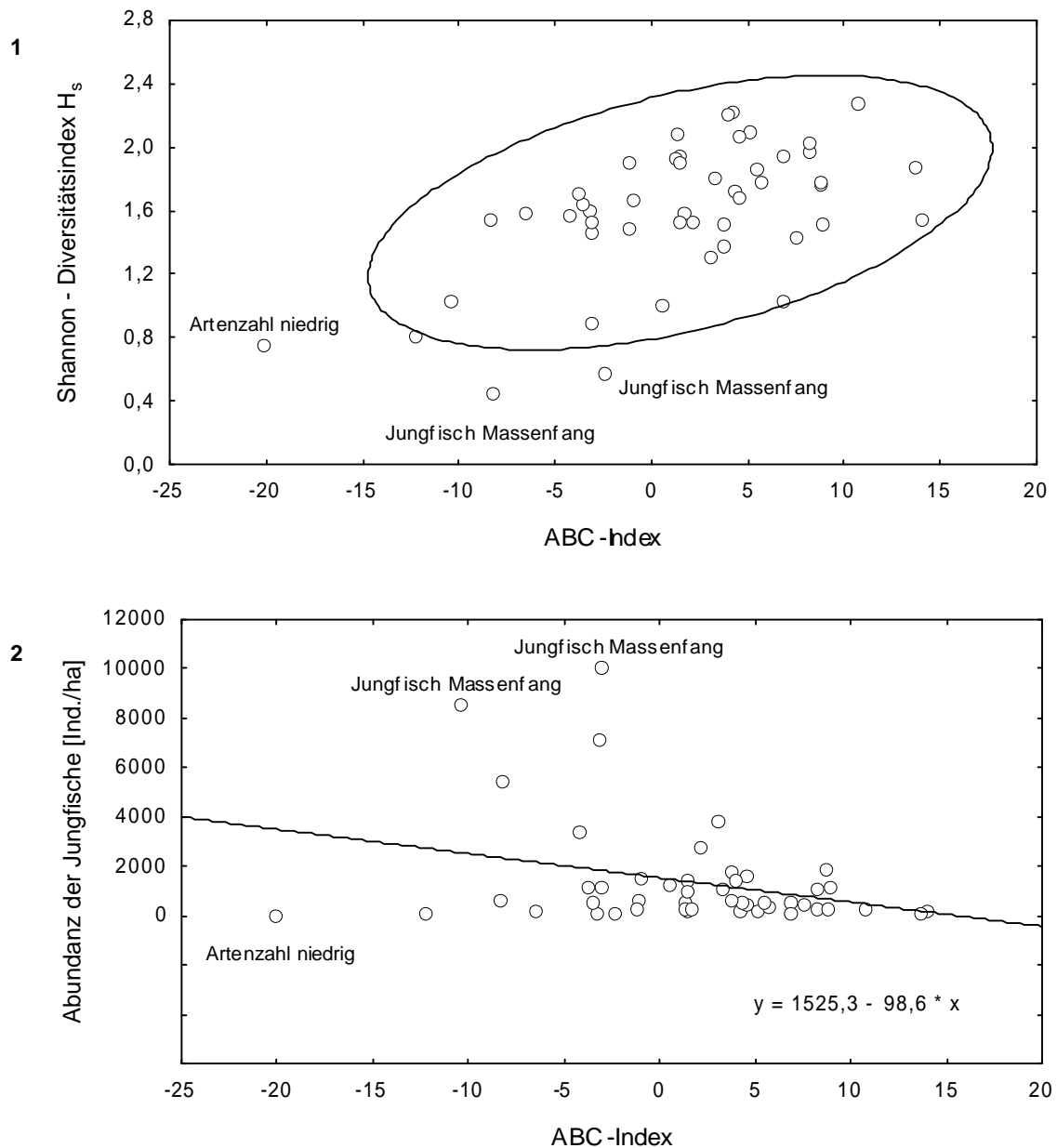


Abb. 4.19.1 und 4.19.2: Statistischer Zusammenhang zwischen dem Shannon–Diversitätsindex H_s bzw. der Jungfischdichte und dem ABC–Index ($r = 0,58$ bzw. $r = -0,33$). Nachdem in Abbildung 4.19.1 nicht zwischen abhängiger und unabhängiger Variabel unterschieden werden konnte, wurde anstatt einer linearen Regressionsgeraden eine Ellipse verwendet, um den Zusammenhang im Bereich des 95 % Konfidenzintervalls darzustellen.

Tab. 4.7: ABC-Indexwerte und Biomasse-Dominanzen der erfassten Streckentypen für Frühjahr, Winter und die Gesamtsaison. Die einzelnen Streckentypen aller Monitoring-Bereiche wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum zusammengefasst.

Saison	ABC-Index			Biomasse - Dominanz [%]		
	Regulierter Streckentyp	Streckentyp Hauptgerinne	Streckentyp Nebengerinne	Regulierter Streckentyp	Streckentyp Hauptgerinne	Streckentyp Nebengerinne
Frühjahr	-4,62	0,92	-4,20	35,0	68,0	32,0
Winter	-4,49	2,55	-1,31	29,0	94,0	60,0
Gesamtsaison	-4,10	1,46	-4,13	37,0	73,0	40,0

Diese waren im regulierten Flussbereich vorrangig auf die Dominanz von juvenilen Rotaugen und Lauben bei der Frühjahrsbefischung 2004 zurückzuführen (Abb. 4.18.1). In den renaturierten Streckentypen führten die hohen Jungfischabundanzen bei den Winterbefischungen 1999 zum auseinander laufen von ABC-Werten und Diversitätsindices (Abb. 4.18.2). Der erhaltene Korrelationskoeffizient von $r = 0,58$ ($p < 0,001$; d.f. = 47) belegte generell einen signifikanten Zusammenhang zwischen Diversität und ABC-Index (Abb. 4.19.1).

Nachdem nicht zwischen abhängiger und unabhängiger Variabel unterschieden werden konnte, wurde anstatt einer linearen Regressionsgeraden eine Ellipse verwendet, um den Zusammenhang im Bereich des 95 % Konfidenzintervalls darzustellen. Ausreißer wurden auf geringe Artenzahlen bzw. auf den Massenfang von Jungfischen zurückgeführt.

Der ABC-Index entwickelte sich gegenläufig zu den Jungfischdichten (Abb. 4.19.2). Dieser Verlauf wurde besonders bei hohen Jungfischbeständen in allen drei Monitoring-Bereichen deutlich. Zwischen den nachgewiesenen Jungfischdichten und den jeweils ermittelten ABC-Indexwerten bestand ein signifikant negativer Zusammenhang ($r = -0,33$; $p = 0,04$; d.f. = 47). Der signifikante Zusammenhang löste sich auf, wenn die Extremwerte von der Analyse ausgenommen wurden ($r = -0,28$; $p = 0,06$; d.f. = 45). Dennoch belegten die Ergebnisse, dass eine ökologisch stichhaltige Bewertung mittels der ABC-Methode nicht durchführbar war, wenn die Fischgemeinschaft stark von Jungfischen geprägt wurde.

Durch die Zusammenlegung aller regulierten bzw. renaturierten Streckentypen des gesamten Untersuchungszeitraums wurde dies ebenfalls deutlich (Tab. 4.7). Positive ABC-Werte wurden nur für den Streckentyp Hauptgerinne ermittelt. Identische negative Werte für die Gesamtsaison wiesen die Streckentypen regulierter Flussbereich und Nebengerinne auf.

Im Vergleich zu den positiven ABC-Werten im Hauptgerinne fehlten im regulierten Streckentyp vorrangig adulte Fische, während im Streckentyp Nebengerinne die Jungfischbestände deutlich höher lagen.

Eine ausschließliche Betrachtung der ABC-Indexwerte hätte diesen Befund nicht dargestellt. Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften der verschiedenen Streckentypen wurden trotz ähnlicher ABC-Werte erst bei einer Einzelbetrachtung der Befischungsergebnisse deutlich.

4.2.6 Saisonale Verteilungsmuster der Fischbestände

Bei der Analyse der saisonalen Verteilungsmuster wurden nur die fünf Hauptarten eines jeden Monitoring-Bereiches berücksichtigt, die durch eine Varianzkomponentenanalyse aller Streckentypen ermittelt wurden. Unabhängig von den Strecken waren Aitel und Rotaugen im gesamten Gewässersystem die häufigsten Arten. Insgesamt umfassten die Hauptarten bei den Adulten mit Aitel, Barbe, Brachse, Gründling, Flussbarsch, Laube und Rotaugen 7 Arten, während es bei den Jungfischen mit Aitel, Flussbarsch, Gründling, Hasel, Laube und Rotaugen nur 6 Arten waren.

Tab. 4.8: Adulte und juvenile Fischdichten in den einzelnen Strecken der Monitoring-Bereiche zum Frühjahr und Winter. Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Mann-Whitney U- Test, $p > 0,05$).

	Saison	Streckentyp	Adulte Fischgemeinschaft		Juvenile Fischgemeinschaft	
			Abundanzen [Ind./ha]		Abundanzen [Ind./ha]	
Rodachmündung	Frühjahr	Regulierte Strecke	174,7 ± 99,3	a	8,6 ± 8,3	a
		Hauptgerinne	143,8 ± 83,0	a	30,6 ± 27,2	a
		Nebengerinne	60,9 ± 47,9	b	205,1 ± 161,6	b
	Winter	Regulierte Strecke	89,8 ± 27,1	a	18,3 ± 13,1	a
		Hauptgerinne	147,5 ± 82,3	a	96,3 ± 58,2	b
		Nebengerinne	132,5 ± 171,8	a	921,6 ± 455,5	c
Schönbrunn	Frühjahr	Regulierte Strecke	97,5 ± 94,1	a	23,3 ± 18,0	a
		Hauptgerinne	412,9 ± 287,5	a	285,9 ± 232,1	b
		Nebengerinne	49,9 ± 38,5	b	126,4 ± 118,9	a
	Winter	Regulierte Strecke	200,1 ± 315,7	a	1067,5 ± 1150,3	a
		Hauptgerinne	235,7 ± 97,6	a	280,5 ± 185,1	a
		Nebengerinne	122,5 ± 182,3	a	1710,1 ± 1420,5	b
Zapfendorf	Frühjahr	Regulierte Strecke	262,8 ± 177,2	a	565,9 ± 1028,1	a
		Hauptgerinne	258,1 ± 230,9	a	15,3 ± 18,2	b
		Nebengerinne	388,9 ± 282,3	a	281,3 ± 282,3	a
	Winter	Regulierte Strecke	130,0 ± 27,8	a	157,5 ± 173,4	a
		Hauptgerinne	87,5 ± 27,9	a	42,5 ± 21,5	a
		Nebengerinne	555,5 ± 449,4	b	552,5 ± 215,7	b

Dies dokumentierte, unabhängig von den Streckentypen, die große Ähnlichkeit der Hauptartengesellschaften im gesamten Flusssystem und lässt darauf schließen, dass besonders die häufigsten Arten von den Renaturierungsmaßnahmen profitierten. An der Rodachmündung und in Schönbrunn wiesen die adulten Fischbestände im Frühjahr ähnliche Verteilungsmuster auf. Die Bestände in der regulierten Flussstrecke bzw. dem Hauptgerinne waren signifikant erhöht (Tab. 4.8). In diesen Streckentypen dominierten überwiegend Rotauge, Laube und Gründling (Abb. 4.20).

An der Rodachmündung diente als Wintereinstand vorrangig das Haupt- und Nebengerinne. In diesem Streckentyp nahmen die relativen Bestände von Rotauge, Laube, Aitel und Flussbarsch im Vergleich zum Sommer deutlich zu und lagen teilweise signifikant über den Fanganteilen der regulierten Flussstrecke (Abb. 4.22).

In Schönbrunn konzentrierten sich die adulten Fischbestände im Winter auf das Hauptgerinne und den regulierten Mainbereich. Den regulierten Flussbereich nutzten fast ausschließlich adulte Flussbarsche. Diese Art zog sich aus dem Hauptgerinne in diesen Streckentyp zurück. Die Bestandsunterschiede zu den renaturierten Flussstrecken waren jeweils signifikant. Für Rotauge und Brachse gewann im Winter der Seitenarm als Rückzugsort an Bedeutung.

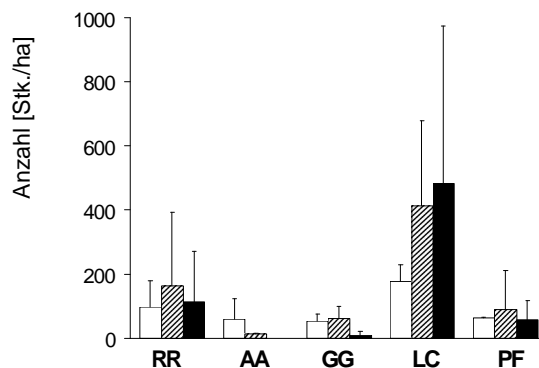
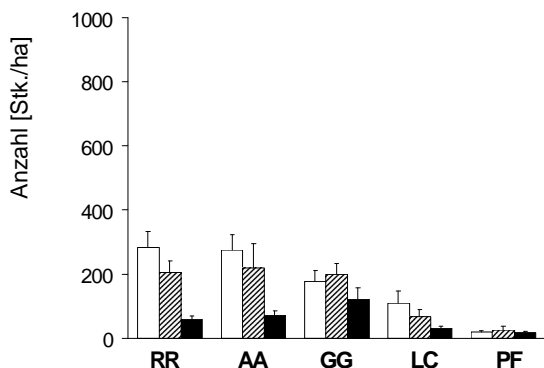
In Zapfendorf waren die Bestände der Hauptarten im Frühjahr zwischen den Streckentypen relativ gleich verteilt. Relative Unterschiede in den Bestandsdichten zwischen den verschiedenen Flussbereichen waren am auffälligsten bei Barbe, Gründling und Laube. Während die Barbe vorrangig im Hauptgerinne nachgewiesen wurde, konzentrierten sich die beiden anderen Arten auf das Nebengerinne. Die Bedeutung des Nebengerinnes als Winterstandort wurde in Zapfendorf am deutlichsten. Der winterliche Gesamtbestand adulter Fische unterschied sich signifikant vom Bestand im Hauptgerinne, gegenüber der regulierten Mainstrecke grenzwertig (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$ bzw. $p < 0,06$). Mit Ausnahme der Barbe, die im gleichen Maße Nebengerinne und Hauptgerinne als Wintereinstand nutzte, war dieser Streckentyp der Hauptrückzugsort für alle weiteren Arten (Rotauge, Laube Gründling und Aitel).

Für den juvenilen Hauptfischbestand stellte an der Rodachmündung das Nebengerinne den Hauptlebensraum im Frühjahr und Winter dar (Abb. 4.21). Im Winter nutzten junge Lauben relativ gesehen diesen Streckentyp am stärksten. Die Bestandsdichten aller Hauptarten im Nebengerinne (Abb. 4.23) unterschieden sich im Winter signifikant von den anderen Streckentypen. Das Hauptgerinne war auch in Schönbrunn der Hauptlebensraum für die Jungfische im Frühjahr. Hingegen war im Winter eine deutliche Konzentrierung der Bestände auf den Seitenarm und den regulierten Flussbereich auszumachen. Im regulierten Flussbereich fanden sich vorrangig, juvenile Flussbarsche wieder, entsprechend dem Verteilungsmuster bei den Adulten.

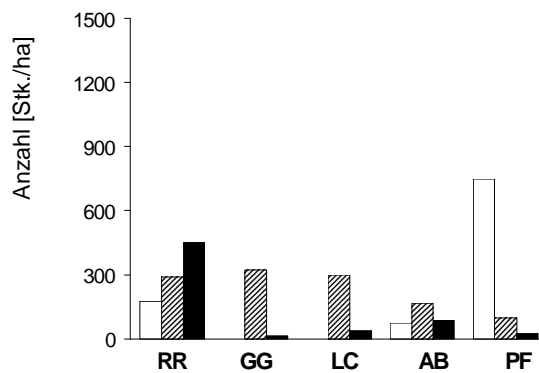
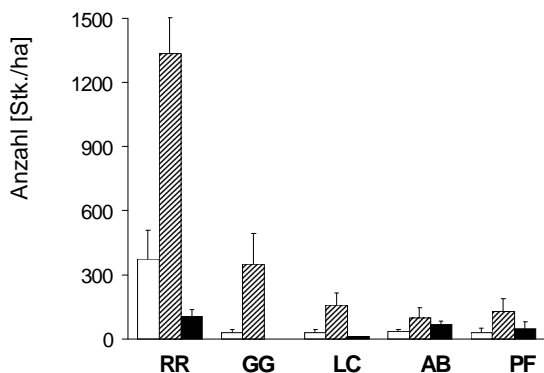
Adulte Fischgemeinschaft - Frühjahr

Adulte Fischgemeinschaft - Winter

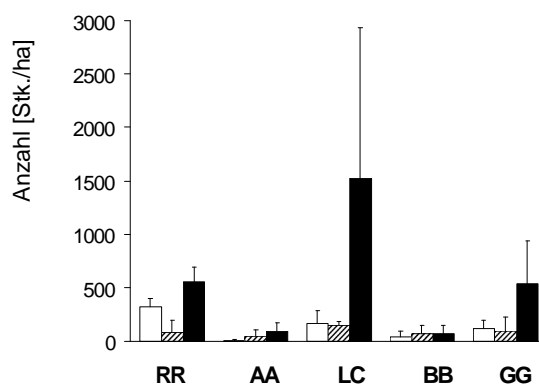
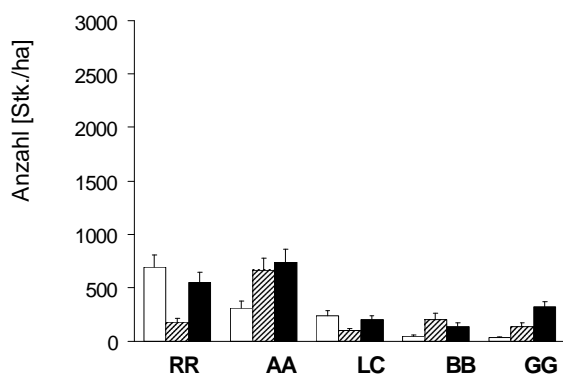
Rodachmündung



Schönbrunn



Zapfendorf



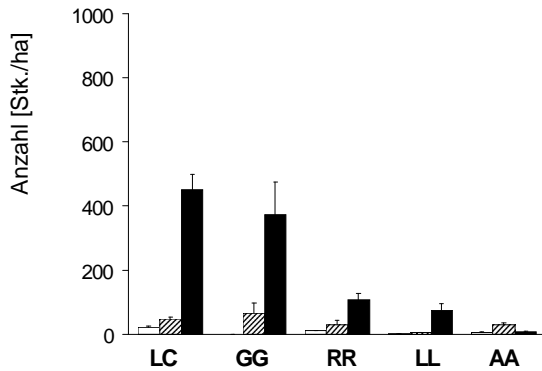
□ Reguliert ▨ Hauptgerinne ■ Nebengerinne

Abb. 4.20: Durchschnittliche Abundanzen und Standardfehler der fünf adulten Hauptarten der Monitoring-Bereiche zum Frühjahr und Winter (Befischungen 1999, 2002–2004). In Schönbrunn wurde nur eine Winterbefischung durchgeführt, der Datensatz ist deshalb ohne Standardfehler dargestellt.

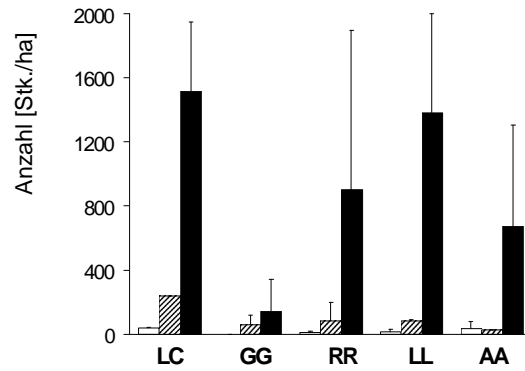
Aitel (*L. cephalus*): LC; Barbe (*B. barbus*): BB; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Gründling (*G. gobio*): GG; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotauge (*R. rutilus*): RR

Juvenile Fischgemeinschaft - Frühjahr

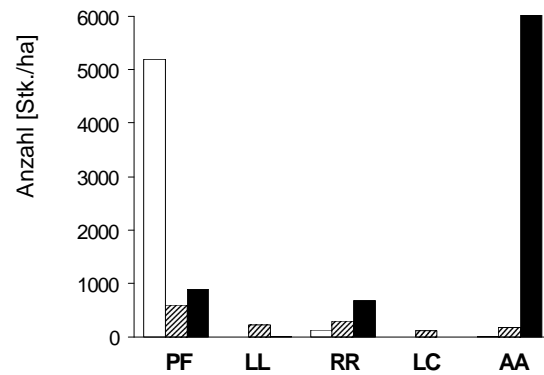
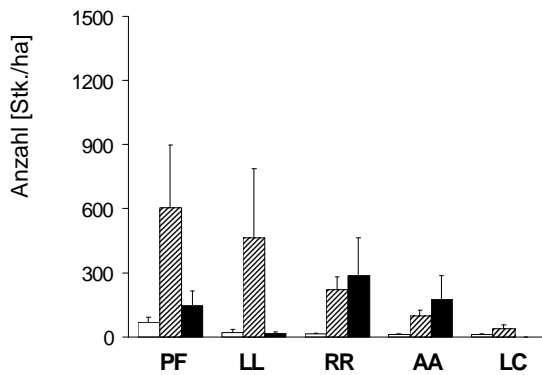
Rodachmündung



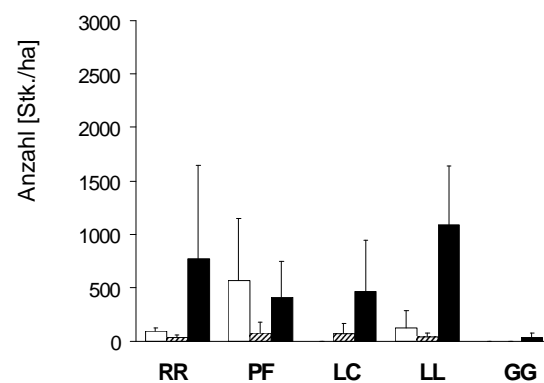
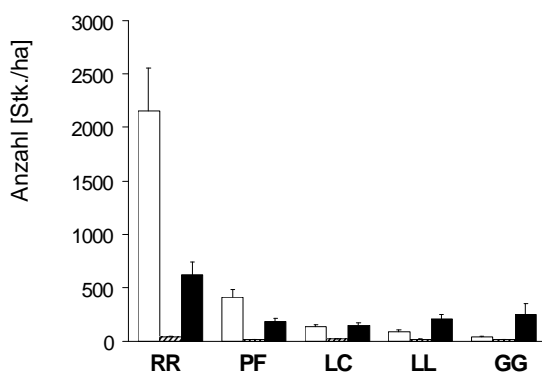
Juvenile Fischgemeinschaft - Winter



Schönbrunn



Zapfendorf



□ Reguliert ▨ Hauptgerinne ■ Nebengerinne

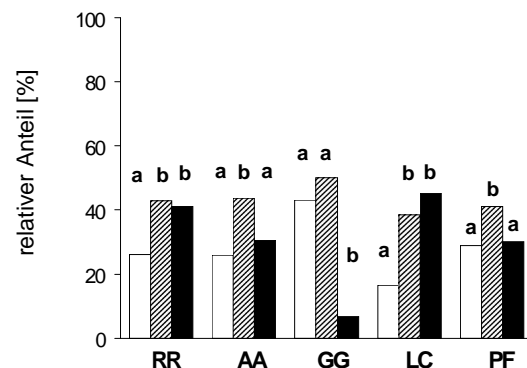
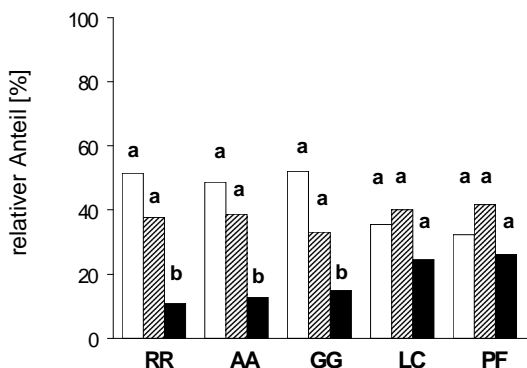
Abb. 4.21: Durchschnittliche Abundanzen und Standardfehler der fünf juvenilen Hauptarten der Monitoring-Bereiche zum Frühjahr und Winter (Befischungen 1999, 2002–2004). In Schönbrunn wurde nur eine Winterbefischung durchgeführt, der Datensatz ist deshalb ohne Standardfehler dargestellt.

Aitel (*L. cephalus*): LC; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Gründling (*G. gobio*): GG; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotaugel (*R. rutilus*): RR

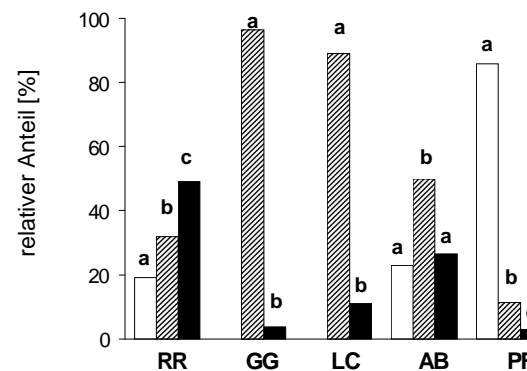
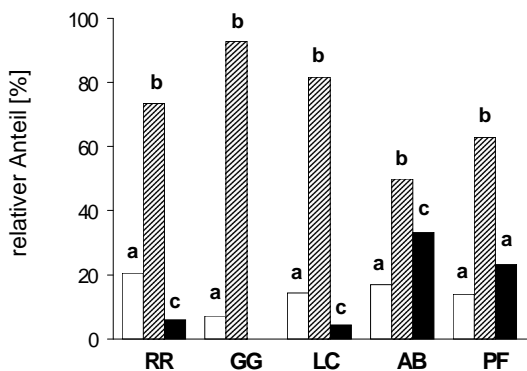
Adulte Fischgemeinschaft - Frühjahr

Adulte Fischgemeinschaft - Winter

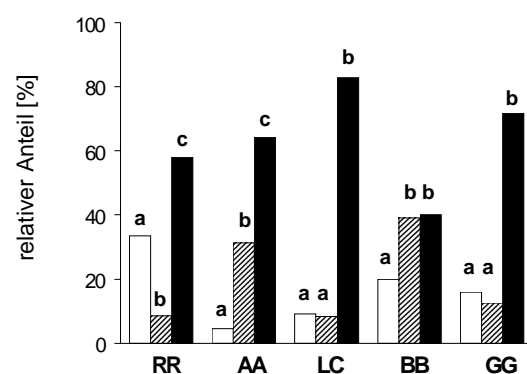
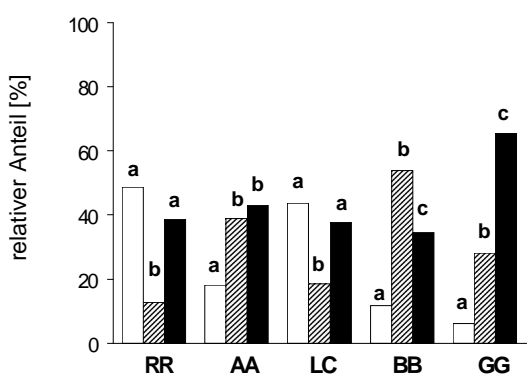
Rodachmündung



Schönbrunn



Zapfendorf



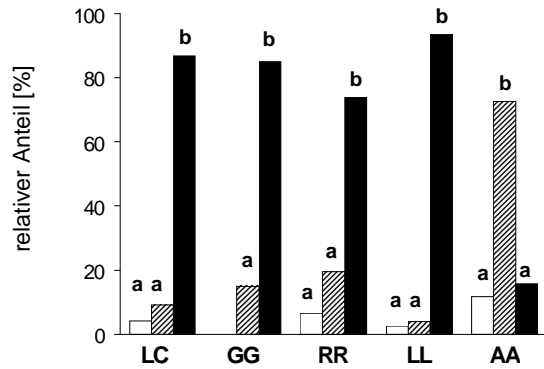
□ Reguliert ▨ Hauptgerinne ■ Nebengerinne

Abb. 4.22: Durchschnittliche relative Verteilung des Gesamtfangs der fünf adulten Hauptarten der Monitoring-Bereiche zum Frühjahr und Winter (Befischungen 1999, 2002–2004). Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Chi²-Test auf Gleichverteilung; p < 0,05).

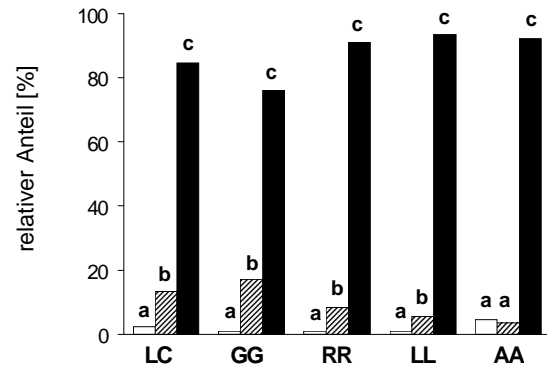
Aitel (*L. cephalus*): LC; Barbe (*B. barbus*): BB; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Gründling (*G. gobio*): GG; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotauge (*R. rutilus*): RR

Juvenile Fischgemeinschaft - Frühjahr

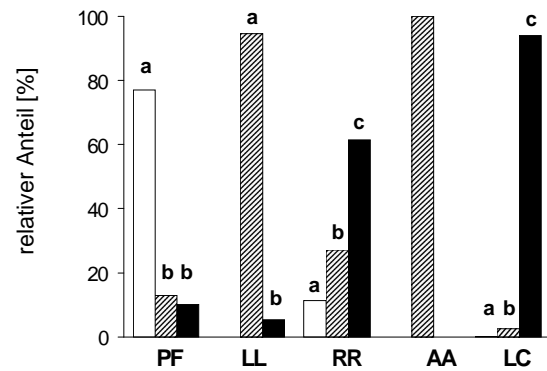
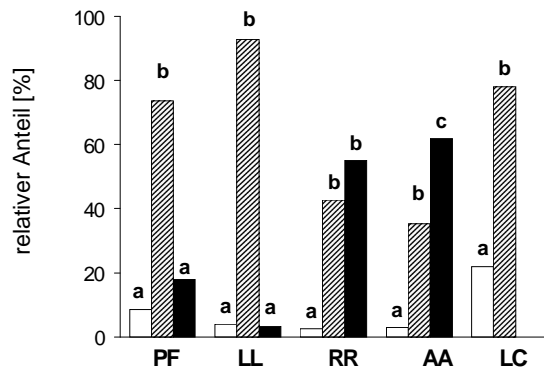
Rodachmündung



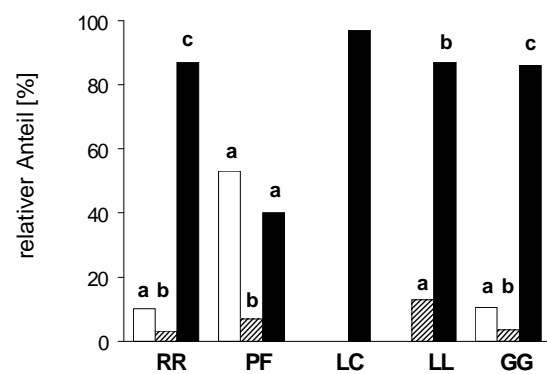
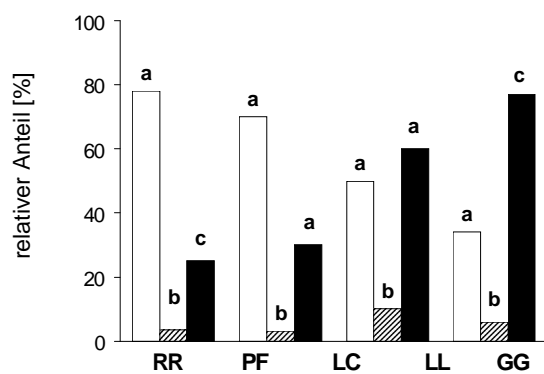
Juvenile Fischgemeinschaft - Winter



Schönbrunn



Zapfendorf



□ Reguliert ▨ Hauptgerinne ■ Nebengerinne

Abb. 4.23: Durchschnittliche relative Verteilung des Gesamtfangs der fünf juvenilen Hauptarten der Monitoring-Bereiche zum Frühjahr und Winter (Befischungen 1999, 2002–2004). Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Chi²-Test auf Gleichverteilung; $p < 0,05$).

Aitel (*L. cephalus*): LC; Brachse (*A. brama*): AB; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Gründling (*G. gobio*): GG; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotaue (*R. rutilus*): RR

Eine verhältnismäßig starke Einwanderung in den Seitenarm zeigten Rotaugen und Aitel. Im Vergleich zum Frühjahr waren junge Lauben im Seitenarm nicht mehr nachzuweisen, ihr Bestand stieg dafür im Hauptgerinne an.

In Zapfendorf zeigten die winterlichen Jungfischbestände das gleiche Verteilungsmuster wie die adulten Arten. Die Bestandsdichten unterschieden sich im Nebengerinne signifikant von den beiden anderen Streckentypen. Mit Ausnahme des Flussbarsches, der wiederum im regulierten Flussbereich am stärksten vertreten war, nahmen im Vergleich zum Frühjahr alle Jungfischarten relativ in ihren Bestandsdichten zu.

Im Winter setzen sich die relativen Jungfischbestände im Nebengerinne bei allen weiteren Arten signifikant von denen der anderen Streckentypen ab. Die Jungfischgemeinschaft zeigte damit im Winter eine einheitliche Konzentrierung auf das Nebengerinne. Die Verteilung war hingegen im Frühjahr zweigeteilt, mit Bestandsspitzen der ubiquitären Arten Rotaugen, Flussbarsch und Aitel im regulierten Main, während sich die rheophilen Arten Hasel und Gründling vorrangig im Nebengerinne aufhielten. Insgesamt kumulierten die Fischbestände zur Winterzeit, unabhängig von der Altersklasse, vorrangig in den Nebengerinnestrecken bzw. dem Seitenarm. Adulte Individuen zeigten zum Winter eine starke Tendenz, den Hauptstrom zu verlassen und in die Nebenarme zu ziehen. Eine Ausnahme stellte Schönbrunn dar. Dort konzentrierte sich der adulte Fischbestand im Winter vorrangig im renaturierten Hauptgerinne. Die Jungfischbestände waren hingegen im Winter in allen Monitoring-Bereichen in den Seitengewässern am höchsten. In den Seitengewässern der Rodachmündung und in Schönbrunn war der Unterschied zu den Frühjahrsbeständen signifikant (Mann-Whitney U-Tests, Rodach: $U = 54,5$, $p = 0,04$; Schönbrunn: $U = 58,3$; $p = 0,04$).

Räuber-Beute-Beziehungen gewinnen im Winter an Bedeutung, wenn sich die Fischbestände in geeignete Winterlager zurückziehen. Diese bieten sichere abiotische und hydrologische Bedingungen. Ihre Anzahl ist jedoch in degradierten Flusssystemen oft gering, so dass es zu großen Ansammlungen von Raub- und Friedfischen unterschiedlicher Altersklassen kommen kann. Vor allem Jungfische können dadurch einem erheblichen Prädationsdruck ausgesetzt sein, der zu starken Einbußen bei der Rekrutierung ganzer Altersklassen führen kann. Eine entsprechende Balance zwischen geeigneten physikochemischen Umweltbedingungen und dem Prädationsrisiko ist folglich entscheidend für das Überleben im Winter.

Im Winter bestand an der Rodachmündung zwischen den Abundanzen der Jungfische bzw. den der ausgewachsenen Friedfische und adulten Raubfische kein signifikanter Zusammenhang ($r_s = 0,54$, $N = 6$, $p > 0,05$ bzw. $r_s = 0,47$, $N = 6$, $p > 0,05$). Daraus ließ sich weder auf eine erhöhte Prädation noch eine verstärkte Aggregation schließen.

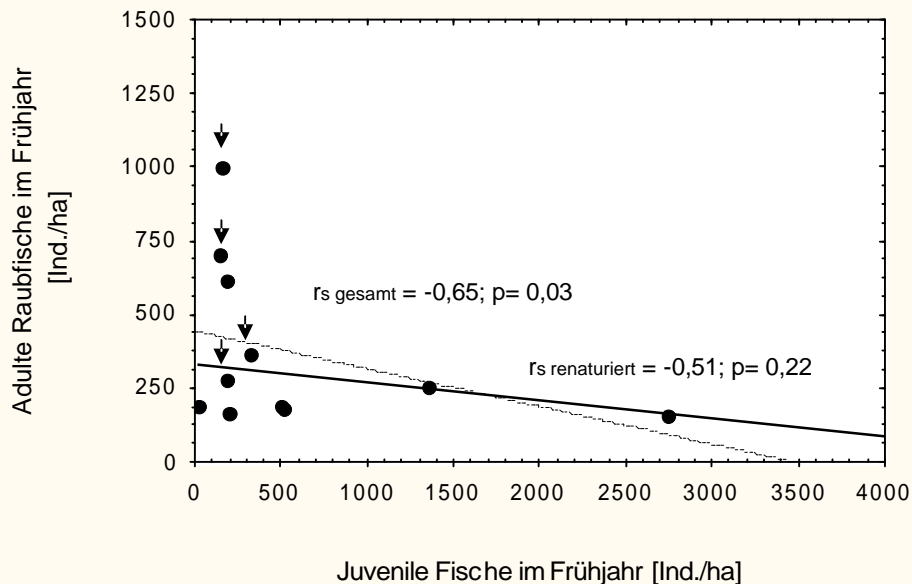
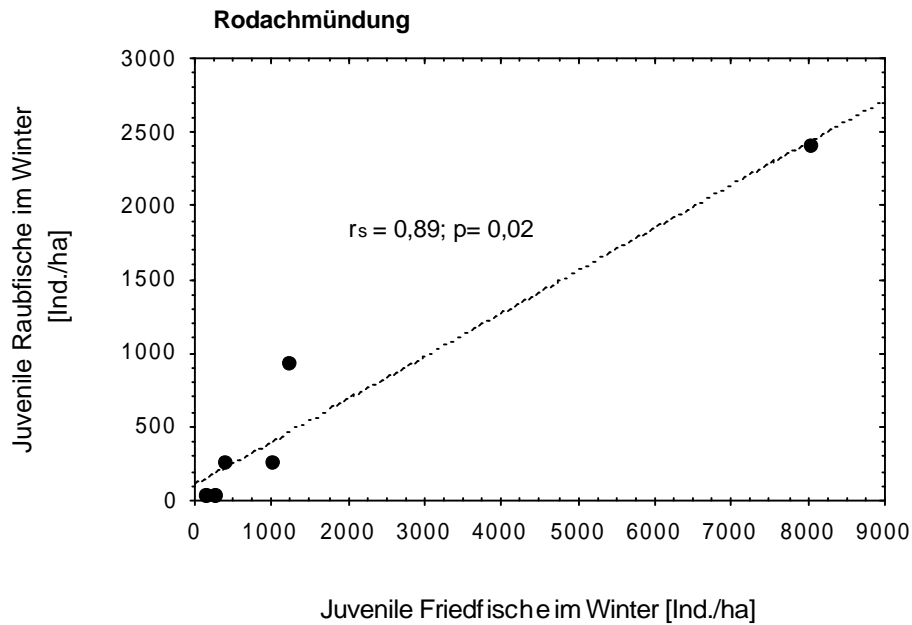


Abb. 4.24: Zusammenhänge zwischen den juvenilen Fried- und Raubfischbeständen im Winter ($N = 6$) und den Gesamtbeständen juveniler Fische und adulter Raubfische im Frühjahr ($N = 11$). In der unteren Graphik markieren Pfeile die Werte der regulierten Flussstrecke.

Im Gegensatz dazu korrelierten die juvenilen Raub- und Friedfischbestände miteinander signifikant positiv und sammelten sich vorwiegend in den renaturierten Streckentypen (Abb. 4.24). Dort waren die Abundanzverhältnisse zwischen den beiden Fischgruppen am stärksten ausgeglichen (Tab. 4.9). Im Frühjahr zeigte sich, dass bei steigenden Raubfischzahlen die Jungfischbestände an der Rodachmündung insgesamt signifikant rückläufig waren (Abb. 4.24).

Tab. 4.9: Abundanzverhältnisse zwischen adulten Raub- und Friedfischen, adulten Raubfischen und allen Jungfischen und den juvenilen Raub- und Friedfischen in den Streckentypen der Monitoring-Bereiche (Saison: Frühjahr = 1; Winter = 2).

		Rodachmündung			Schönbrunn			Zapfendorf			
		Saison	adR-adF	adR-aJF	juF-juR	adR-adF	adR-aJF	juF-juR	adR-adF	adR-aJF	juF-juR
regulierte Flussstrecke	99-1		1 : 2,0	1 : 0,7	1 : 4,3	-	-	-	1 : 2,8	1 : 5,2	1 : 0,6
	99-2		1 : 0,7	1 : 0,5	1 : 3,3	-	-	-	1 : 0,6	1 : 1,3	1 : 1,6
	02-1		1 : 1,7	1 : 0,2	1 : 1,2	1 : 6,1	1 : 2,1	1 : 0,3	1 : 1,5	1 : 21,1	1 : 8,2
	03-1		1 : 5,5	1 : 0,2	1 : 1,5	1 : 46,2	1 : 1,2	1 : 0,0	1 : 1,9	1 : 0,7	1 : 0,5
	03-2		1 : 2,2	1 : 1,3	1 : 5,9	1 : 0,4	1 : 6,8	1 : 0,0	1 : 8,1	1 : 10,1	1 : 0,1
	04-1		1 : 0,3	1 : 0,2	1 : 0,5	1 : 4,1	1 : 0,6	1 : 0,7	1 : 5,8	1 : 2,6	1 : 0,6
Hauptgerinne	99-1		1 : 4,3	1 : 2,7	1 : 4,8	-	-	-	1 : 83,1	1 : 6,0	1 : 0,0
	99-2		1 : 0,6	1 : 1,3	1 : 3,1	-	-	-	1 : 3,8	1 : 2,5	1 : 1,4
	02-1		1 : 0,6	1 : 0,3	1 : 0,8	1 : 4,6	1 : 2,9	1 : 2,1	1 : 17,8	1 : 2,8	1 : 7,5
	03-1		1 : 2,5	1 : 0,9	1 : 0,5	1 : 16,5	1 : 2,8	1 : 0,7	1 : 0,1	1 : 0,0	1 : 0,0
	03-2		1 : 0,6	1 : 1,7	1 : 0,7	1 : 2,0	1 : 3,4	1 : 1,0	1 : 0,0	1 : 0,0	1 : 0,0
	04-1		1 : 1,8	1 : 1,3	1 : 0,6	1 : 5,9	1 : 5,4	1 : 1,2	1 : 17,0	1 : 0,7	1 : 1,9
Nebengerinne	99-1		1 : 1,6	1 : 5,4	1 : 4,2	-	-	-	1 : 9,2	1 : 6,2	1 : 5,2
	99-2		1 : 0,4	1 : 96,4	1 : 2,3	-	-	-	1 : 17,0	1 : 18,8	1 : 9,7
	02-1		1 : 1,0	1 : 0,2	1 : 2,9	1 : 5,7	1 : 3,5	1 : 1,9	1 : 8,8	1 : 17,9	1 : 8,6
	03-1		1 : 4,7	1 : 18,3	1 : 21,0	1 : 11,3	1 : 0,0	1 : 0,0	1 : 95,3	1 : 14,0	1 : 1,5
	03-2		1 : 0,2	1 : 1,2	1 : 0,4	1 : 12,6	1 : 85,7	1 : 8,5	1 : 80,4	1 : 75,4	1 : 4,5
	04-1		1 : 4,1	1 : 3,0	1 : 0,3	1 : 2,0	1 : 5,8	1 : 4,0	1 : 8,8	1 : 7,8	1 : 3,0

adR – adulte Raubfische, adF – adulte Friedfische,

aJF – alle Jungfische, juR – juvenile Raubfische, juF – juvenile Friedfische

Am deutlichsten verschoben sich dabei die Abundanzverhältnisse zugunsten ausgewachsener Raubfische im regulierten Flussbereich, wie die Daten vom Frühjahr 2004 belegten. Der regulierte Streckentyp verantwortete insgesamt die negative Korrelation zwischen steigenden Raubfischdichten und abnehmenden Jungfischbeständen.

Innerhalb der renaturierten Mündungsbereiche bestand ebenfalls ein mäßig negativer Zusammenhang zwischen diesen beiden Fischklassen, jedoch ohne Signifikanz. Negativ auf die Überwinterungsbedingungen für die Jungfische wirkte sich die strukturelle Veränderung im Nebengerinne durch die Hochwasserwellen 2002 aus. Im Vergleich zum Winter 1999 stieg die Anzahl adulter Raubfische dort zum Winter 2003 um mehr als das Zehnfache (Winter 1999: 84 Ind./ha., Winter 2003: 1075 Ind./ha.). Im Winter 1999 kamen auf einen ausgewachsenen Raubfisch noch 96,4 Jungfische, im Winter 2003 lag das Verhältnis nur noch bei 1:1,2. Mit den strukturellen Veränderungen verstärkte sich der negative Zusammenhang zwischen den hohen Raubfischdichten und abnehmenden 1+ Jungfischbeständen in den renaturierten Mündungsstrecken.

Ab 2002/2003 war diese Korrelation stark negativ, mit einer starken Tendenz zur Signifikanz ($r_s = -0,71$; $p = 0,08$), während für die gesamte Untersuchungsphase von 1999 bis 2004 der Zusammenhang nur als mäßig negativ gewertet werden konnte ($r_s = -0,50$; $p = 0,22$).

Das Raubfisch-Friedfisch-Verhältnis betrug für den gesamten Bereich der Rodachmündung bei den Adulten im Schnitt 1:1, bei den Juvenilen 1:3. Zwischen den Wintern 1999 und 2003 veränderten sich die durchschnittlichen Abundanzverhältnisse zwischen ausgewachsenen Raub- und Friedfischen (Winter 1999: 1:0,6; Winter 2003: 1:1) bzw. zwischen juvenilen Raub- und Friedfischen (Winter 1999: 1:2,9; Winter 2003: 1:2,3) nur relativ gering. Am stärksten verschob sich über die Jahre das Verhältnis zwischen den adulten Raubfischen und den Jungfischbeständen zugunsten der Raubfische (Winter 1999: 1:32,8; Winter 2003: 1:1,4). Im Durchschnitt betrug dieses Verhältnis 1:7,5.

Im Monitoring-Bereich Schönbrunn befanden sich die meisten Jungfische zum Winter 2003 im Seitenarm. Das Verhältnis von ausgewachsenen Raubfischen zu Jungfischen von 1:85,7 erreichte beinahe den Extremwert aus dem Nebengerinne der Rodachmündung vom Winter 1999. Für den gesamten Monitoring-Bereich lag durchschnittlich das Verhältnis von adulten Raub- zu Friedfischen bei 1:5, das der adulten Raubfische zu Jungfischen bei 1:32. Diese Werte lagen deutlich höher als an der Rodachmündung, während das Verhältnis zwischen den juvenilen Raub- und Friedfischen mit 1:3 in etwa gleich war. Zum Frühjahr 2004 verschoben sich die Abundanzverhältnisse zwischen den Raubfischen und den Jungfischen zugunsten der Raubfische am deutlichsten im Seitenarm und im regulierten Flussbereich.

Im Monitoring-Bereich Zapfendorf gingen im Winter bei steigenden Beständen adulter Raubfische die Abundanzen von adulten Friedfischen ($r_s = -0,92$, $N = 5$, $p = 0,03$) und Jungfischen signifikant zurück (Abb.4.24). Gleichzeitig korrelierten die Jungfischbestände signifikant positiv mit den adulten Friedfischbeständen. Beide Fischklassen aggregierten miteinander und sammelten sich vorwiegend im Nebengerinne, während sich die Raubfische hauptsächlich in der regulierten Flussstrecke befanden. Wie sich im Frühjahr zeigte, schwächte diese räumliche Separierung den Prädationsdruck auf die Jungfische erheblich ab.

Bei den Frühjahrsbefischungen korrelierten die Jungfischbestände signifikant positiv mit steigenden Raubfischzahlen (Abb.4.25). Für diese Situation waren ausschließlich die renaturierten Streckentypen verantwortlich. Bei einer alleinigen Analyse der renaturierten Mainstrecken verbesserten sich die Stärke der Korrelation und das Signifikanzniveau deutlich. Für den regulierten Flussbereich ließ sich hingegen der umgekehrte Trend nur graphisch ablesen, da die Mindeststichprobengröße für eine statistische Analyse nicht erreicht wurde. In diesem Streckentyp zeigte sich bei steigenden Beständen ausgewachsener Raubfische ein Rückgang der Jungfischdichten.

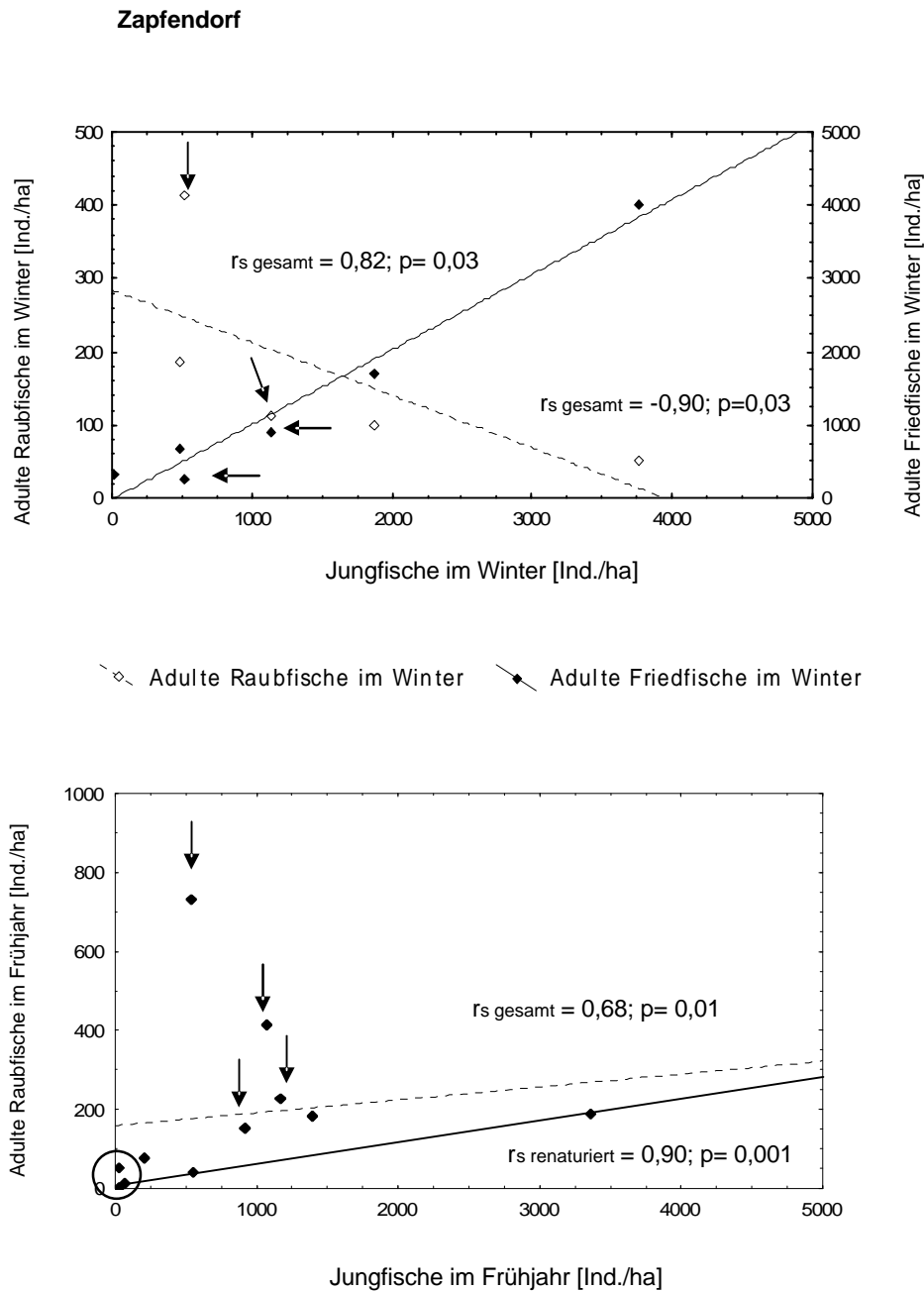


Abb. 4.25: Signifikante Zusammenhänge zwischen den Beständen adulter Raub- und Friedfische und den Jungfischbeständen im Winter ($N = 5$ bzw. $N = 6$) und den Beständen adulter Raubfische und den Jungfischbeständen im Frühjahr ($N = 11$). Pfeile markieren die Werte der regulierten Flussstrecke. Der Kreis in der unteren Grafik umfasst drei sehr niedrige Bestandswerte.

Die winterlichen Bestandsentwicklungen und damit die Jungfischrekrutierung beeinflussten im regulierten Flussbereich somit vorrangig biotische Interaktionen, während abiotische Faktoren hauptsächlich in den renaturierten Mainstrecken wirkten.

Von allen Monitoring-Bereichen lag das durchschnittliche winterliche Abundanzverhältnis zwischen ausgewachsenen Raub- und Friedfischen in Zapfendorf mit einem Wert von 1:18,3 am höchsten.

Das Verhältnis zwischen juvenilen Raub- und Friedfischen betrug 1:2,9 und variierte damit vergleichsweise geringfügig von den ermittelten Werten an der Rodachmündung und Schönbrunn. Mit durchschnittlich 12,3 Jungfischen je adulten Raubfisch lag das Verhältnis zwischen den Werten an der Rodachmündung und Schönbrunn.

4.3 Wasserbauliche Kenngrößen und Fischbestände

Zur Ermittlung der Breitenvarianz wurden insgesamt 25 Streckentypen ausgewertet, für die Tiefenvarianz waren es 18 (Tab. 4.10). Die Variabilität der Gewässerbreite konnte an deutlich mehr Profilaufnahmen analysiert werden als die Gewässertiefe. Für insgesamt 14 Strecken konnte sowohl die Breiten- als auch die Tiefenvarianz ausgewertet werden. Es zeigte sich eine signifikant positive Korrelation beider Strukturparameter ($r_s = 0,74$, $N = 14$, $p < 0,01$). Eine größere Variabilität in der Gewässerbreite ging so mit einer abwechslungsreicheren Sohlestruktur einher.

Tab. 4.10: Anzahl der erfassten Strecken und Profile für die regulierte Flussstrecke, das Hauptgerinne und das Nebengerinne zur Ermittlung der Breiten- und Tiefenvarianz. Neben Streckenprofilen der Monitoring-Bereiche (Befischungen 1999, 2002–2004) wurden zusätzlich regulierte Mainstrecken bei Rothwind und Hallstadt (Befischungen 2002–2003) analysiert.

	Breitenvarianz			Tiefenvarianz		
	Regulierte Strecke	Hauptgerinne	Nebengerinne	Regulierte Strecke	Hauptgerinne	Nebengerinne
Strecken	11	7	7	9	5	4
Profile	83	68	71	37	17	12

Die einzelnen Streckentypen zeigten bei Gewässerbreite und Wassertiefe deutliche Unterschiede (Abb. 4.26). Die regulierten Flussstrecken waren im Mittel mit 30 m am breitesten, wiesen aber die geringste Spannweite auf. Im Vergleich zu den Haupt- und Nebengerinnestrecken, bzw. dem renaturierten Streckentyp war ihre Breitenvarianz signifikant niedriger. Am stärksten variierten die Nebengerinnestrecken bei der Gewässerbreite. Sie unterschieden sich dadurch auch signifikant von den Hauptgerinnestrecken.

Generell charakterisierte die Hauptgerinne eine starke Strömung durch erhöhtes Gefälle und mittlere bis große Substratfraktionen, die in Abhängigkeit vom Strömungsverlauf auch als großflächig sortierte Substratbänke abgelagert wurden (Sand- und Kiesbänke).

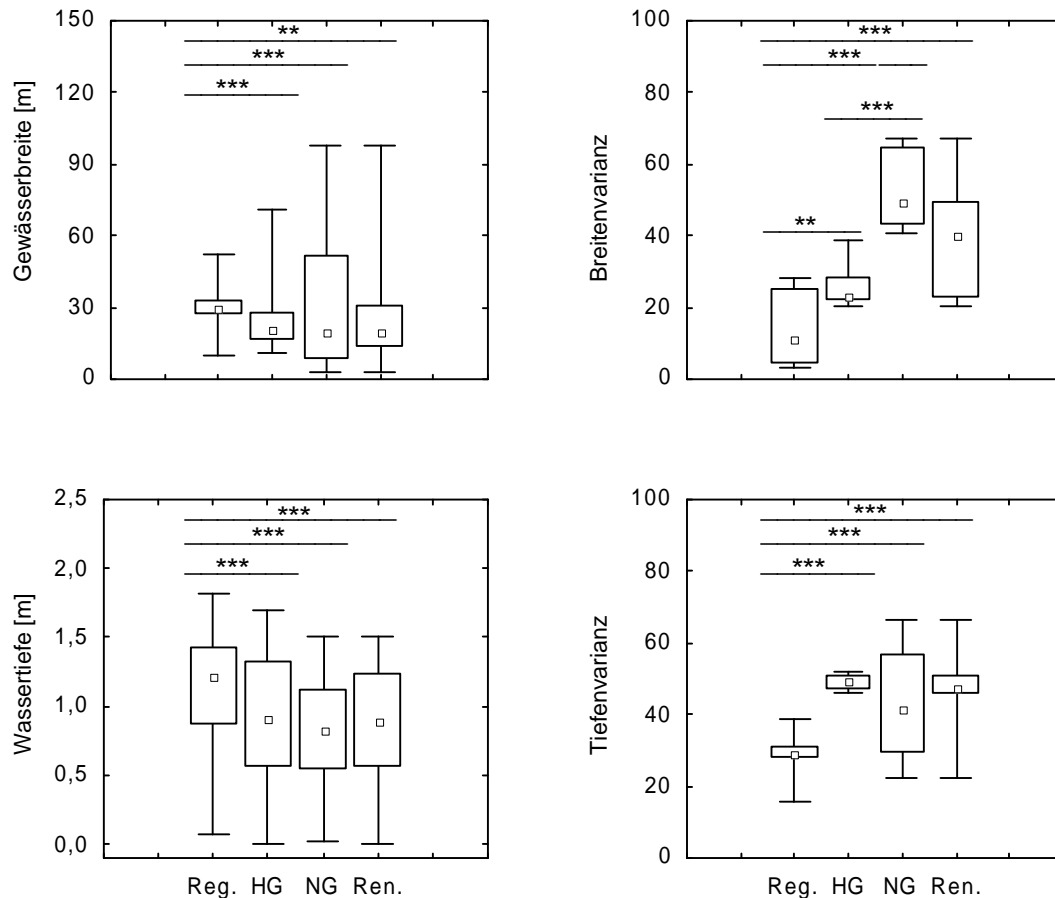


Abb. 4.26: Box-Whisker-Plots (Median, 1. und 3. Quartil, minimale und maximale Extremwerte) für Gewässerbreite und Wassertiefe und den jeweiligen Breiten- bzw. Tiefenvarianzen der Streckentypen (Reg. = regulierter Streckentyp, HG = Hauptgerinne, NG = Nebengerinne, Ren. = Haupt- und Nebengerinne zusammengefasst als renaturierte Strecken). Signifikante Unterschiede zwischen den Streckentypen sind gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test, Bonferroni-Korrektur nach HOCHBERG (1988), Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,01$).

Bei der Wassertiefe zeigte sich ein ähnliches Bild. Die regulierten Flussstrecken waren zwar am tiefsten, bei der Tiefenvarianz aber am einheitlichsten. Die renaturierten Flussstrecken waren deutlich flacher. Jedoch wiesen die Hauptgerinnestrecken eine ähnlich geringe Tiefenvarianz wie die regulierten Flussbereiche auf. Die größte Auswahl unterschiedlicher Tiefenstrukturen boten die Nebengerinnestrecken. Insgesamt charakterisierte diesen Streckentyp sowohl die größte Breiten- als auch Tiefenvarianz, womit der Fischfauna in diesen Flussbereichen das vielfältigste Lebensraumangebot zur Verfügung stand.

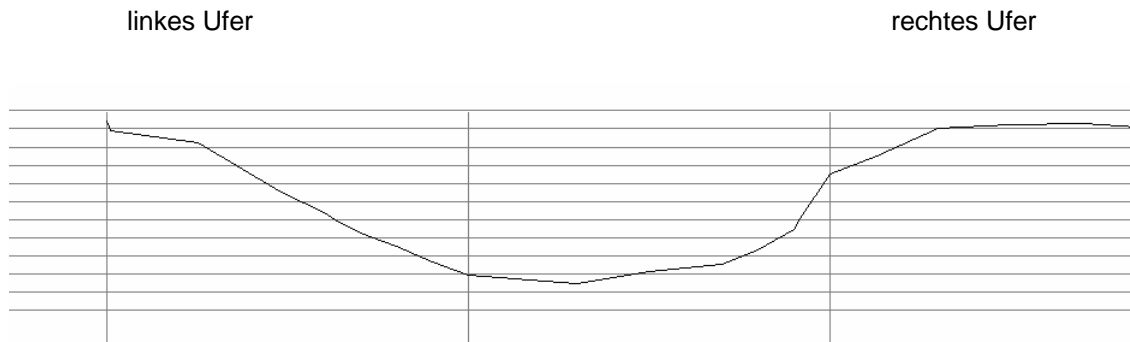
Die Unterschiede in der Gestalt der Sohlestruktur und der Gewässerbreite verdeutlichen Abb. 4.27 und 4.28. Für den regulierten und den renaturierten Abschnitt eines jeden Monitoring-Bereiches wurden exemplarisch einzelne Querprofile dargestellt.

Trotz unterschiedlicher Maßstäbe und abbildungsbedingter Verzerrungen beim Verhältnis Breite zu Höhe wurde die größere Strukturvielfalt der Sohle und der Flussbreite sichtbar. Die Querprofilardarstellung der Rodachmündung vor (1990) und nach den Renaturierungsmaßnahmen (1997) verdeutlichen den Umfang der Gewässeraufweitung und Strukturanreicherung in diesem Monitoring-Bereich.

Die Variabilität der Gewässerbreite stand im positiven Zusammenhang mit dem gesamten Fischaufkommen (Abb. 4.29). Dieses Ergebnis war sowohl altersklassenspezifisch als auch jahreszeitlich geprägt. Die adulte Fischgemeinschaft zeigte weder für die Gesamtsaison noch zu den einzelnen Jahreszeiten einen Zusammenhang zwischen Bestandsdichte und Breitenvarianz. Ausschließlich die Bestände adulter Rotaugen und der Ertrag adulter Hechte nahmen im Winter mit steigender Breitenvarianz signifikant zu ($r_s = 0,74$, $N = 14$, $p < 0,01$ bzw. $r_s = 0,93$, $N = 6$, $p < 0,01$).

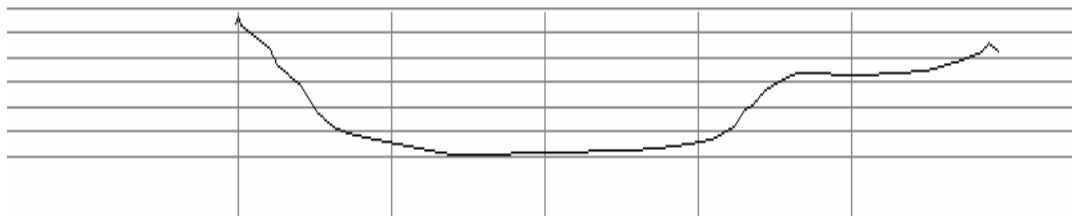
Im Gegensatz dazu stiegen mit variableren Gewässerbreiten die Jungfischdichten insgesamt signifikant an ($r_s = 0,57$, $N = 25$, $p < 0,01$). Der Zusammenhang war im Winter stärker ausgeprägt als im Frühjahr ($r_s = 0,75$, $N = 10$, $p < 0,01$ bzw. $r_s = 0,52$, $N = 15$, $p < 0,05$). Im Frühjahr korrelierten bei den Jungfischen die Bestände von Barbe und Gründling positiv mit variableren Gewässerbreiten ($r_s = 0,92$, $N = 7$, $p < 0,01$ bzw. $r_s = 0,52$, $N = 15$, $p < 0,05$), im Winter waren es Aitel und Hasel ($r_s = 0,92$, $N = 9$, $p < 0,001$ bzw. $r_s = 0,93$, $N = 7$, $p < 0,001$). Die Biomasse dieser beiden Arten und der Gesamtertrag an Jungfischen insgesamt stand im Winter in einem positiv signifikantem Zusammenhang mit der Breitenvarianz ($r_s = 0,89$, $N = 9$, $p < 0,01$ bzw. $r_s = 0,90$, $N = 7$, $p < 0,05$ und $r_s = 0,89$, $N = 10$, $p < 0,01$).

Diese Befunde belegten, dass besonders rheophile Jungfische in den Flussstrecken mit variierender Gewässerbreite bessere Lebensbedingungen vorfanden. Als Folge einer insgesamt längeren Uferlinie konnten sich ausgeprägte Flachwasserbereiche – die Profilanalysen zeigten dies – mit variableren Strömungsbereichen und Substratlagern bilden. Für juvenile Hasel wurde dies zusätzlich durch eine signifikant positive Korrelation der Längenvarianz (Totallänge der Individuen) mit der Breitenvarianz unterstrichen ($r_s = 0,83$, $N = 7$, $p < 0,04$). Die Längenvarianz gilt als Qualitätsmaß für den Aufbau einer Altersklasse und gibt die Spannweite des Längenwachstums innerhalb der betreffenden Altersklasse wieder (JUNGWIRTH 1995).



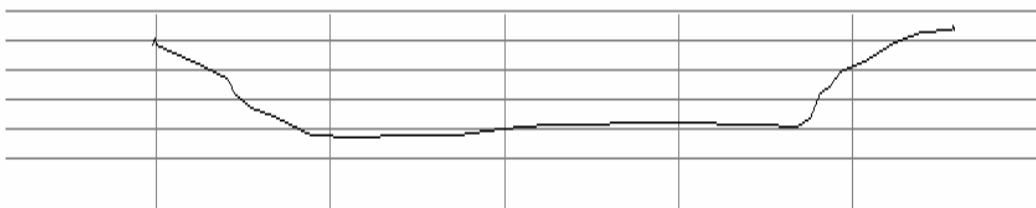
Rodach: Regulierter Flussbereich

Querprofil 10 – 1998 (Fkm. 0,600; Maßstab 1 : 1.800, Höhe um Faktor 9 überhöht)



Main: Regulierter Flussbereich bei Schönbrunn unterhalb Wehr Hausen

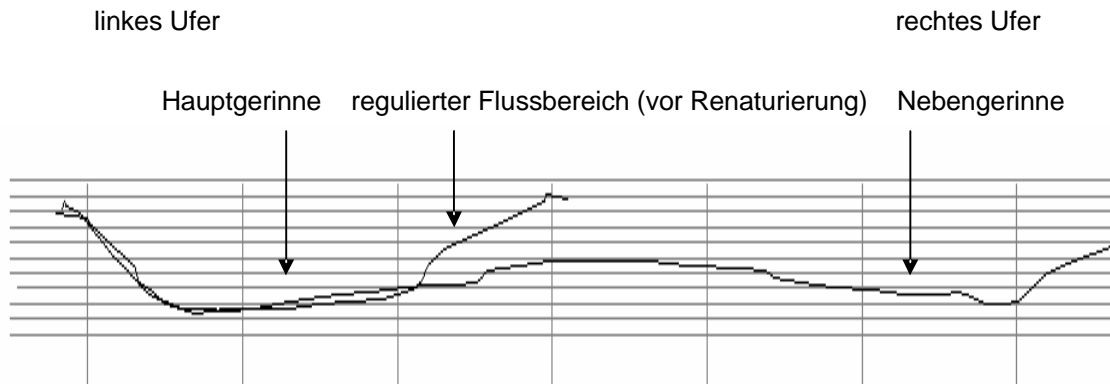
Querprofil 06 – 2002 (Fkm. 422,000; Maßstab: 1 : 5.000, Höhe um Faktor 20 überhöht)



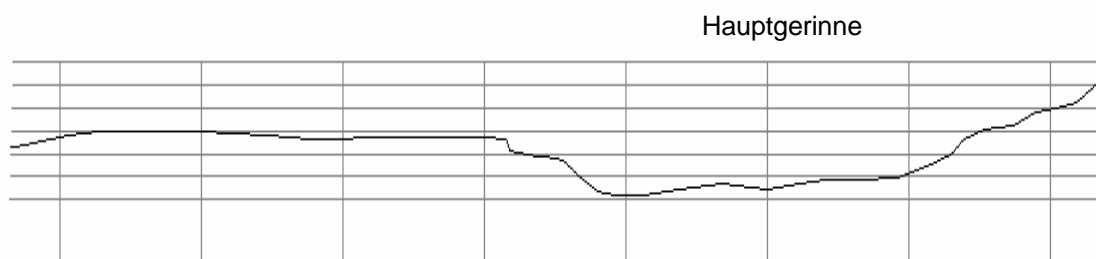
Main: Regulierter Flussbereich bei Zapfendorf oberhalb der Mainbrücke

Querprofil 10 – 1999 (Fkm. 403,900; Maßstab: 1 : 4.400, Höhe um Faktor 18 überhöht)

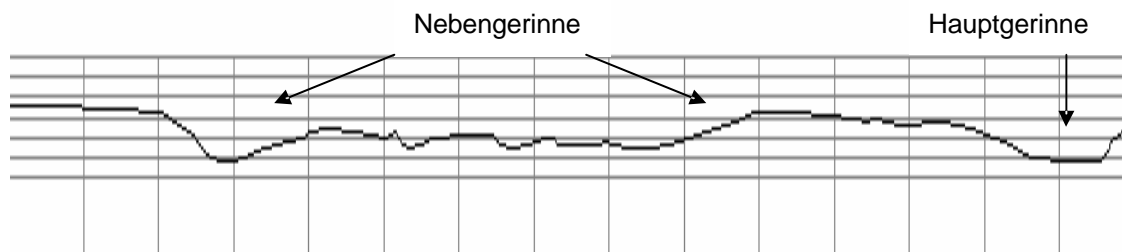
Abb. 4.27: Ausgewählte Querprofile mit entsprechenden Flusskilometerangaben und Aufnahmezeiten (Monat – Jahr) für den regulierten Streckentyp der Monitoring-Bereiche. Aus Gründen der Darstellbarkeit musste das Verhältnis Breite zu Höhe verzerrt werden. Das Höhenraster beträgt an der Rodachmündung 0,5 m, in Schönbrunn und Zapfendorf 1,0 m. Das Breitenraster umfasst jeweils 10 m. Blickrichtung auf die Querprofile ist flussabwärts.



Rodach: Renaturierter Mündungsbereich: renaturierte Querprofile 12-1998, regulierter Flussbereich von 4 – 1990 (Fkm. 0,100; Maßstab: 1 : 5.000, Höhe um Faktor 20 überhöht)



Main: Renaturiertes Hauptgerinne bei Schönbrunn
Querprofil 01 – 2002 (Fkm. 420,700; Maßstab: 1 : 5.000, Höhe um Faktor 20 überhöht)



Main: Renaturierter Flussbereich bei Zapfendorf
Querprofil 10 – 1999 (Fkm. 403,300; Maßstab: 1 : 10.000, Höhe um Faktor 30 überhöht)

Abb. 4.28: Ausgewählte Querprofile mit entsprechenden Flusskilometerangaben und Aufnahmezeiten (Monat – Jahr) für die renaturierten Streckentypen der drei Monitoring-Bereiche. Aus Gründen der Darstellbarkeit musste das Verhältnis Breite zu Höhe verzerrt werden. Das Höhenraster beträgt an der Rodachmündung 0,5 m, in Schönbrunn und Zapfendorf 1,0 m. Das Breitenraster umfasst jeweils 10 m. Über das Querprofil der renaturierten Rodachmündung ist ein reguliertes Flussprofil aus der Zeit vor den Renaturierungsmaßnahmen gelegt, um die Gewässeraufweitung maßstabsgetreu zu verdeutlichen. Blickrichtung auf die Querprofile ist flussabwärts.

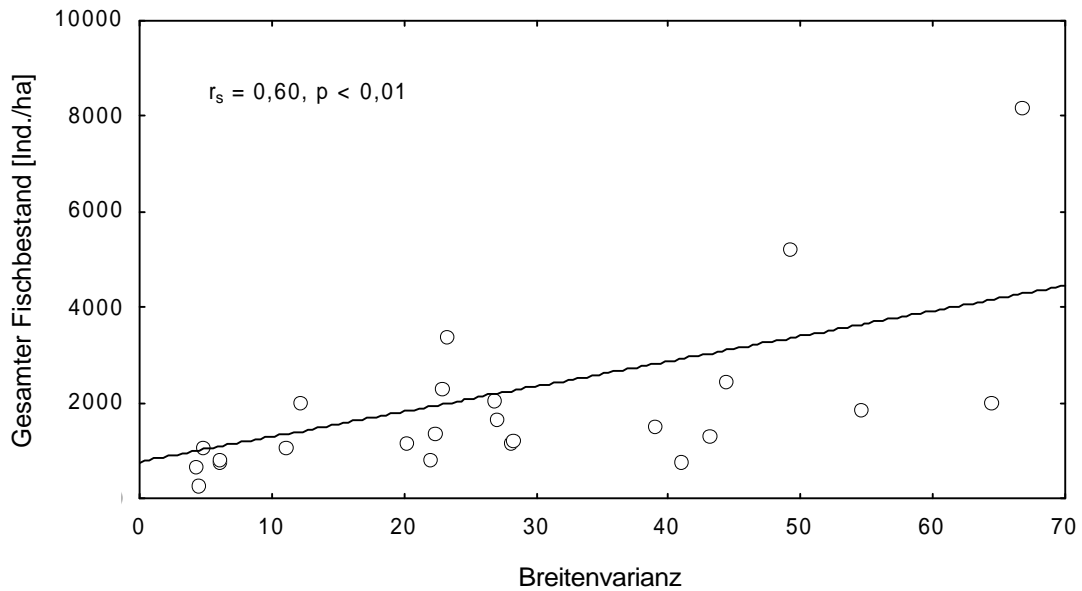


Abb. 4.29: Verhältnis zwischen der Breitenvarianz und dem gesamten Fischaufkommen aller erfasster Flussstrecken (N = 25).

Relativ unbeeinflusst von der Breitenvarianz blieben die Ergebnisse der Diversitätsanalyse. Während bei den Jungfischen kein Zusammenhang feststellbar war,

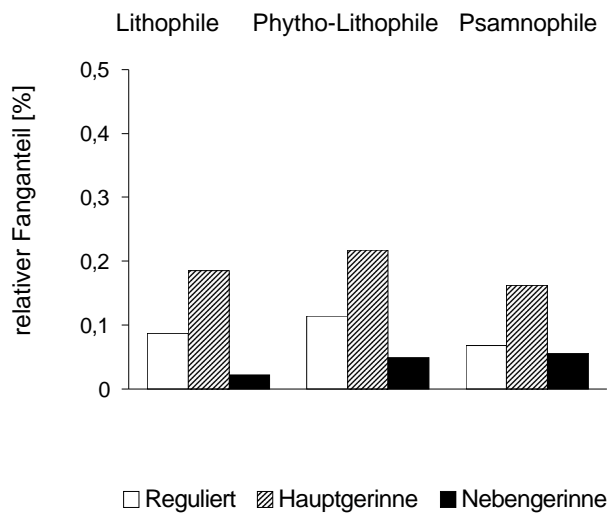


Abb. 4.30: Relativer Anteil der drei häufigsten Laichgilden in den unterschiedlichen Streckentypen im Frühjahr. Die Daten der jährlichen Frühjahrsbefischungen wurden zusammengefasst.

nahm die adulte Fischgemeinschaft im Frühjahr mit steigender Breitenvarianz in ihrer Diversität signifikant ab. Dieses Ergebnis ließ sich mit der ökoethologischen Laichplatzwahl erklären (Abb. 4.30). Die lithophilen bzw. die phytho-lithophilen Arten, die im Frühjahr zusammen 80 % des Laichfischaufkommens ausmachten, konzentrierten sich vorrangig auf die regulierten Flussstrecken bzw. die renaturierten Hauptgerinne. Diese Streckentypen zeichneten sich durch niedrige Breitenvarianzen aus.

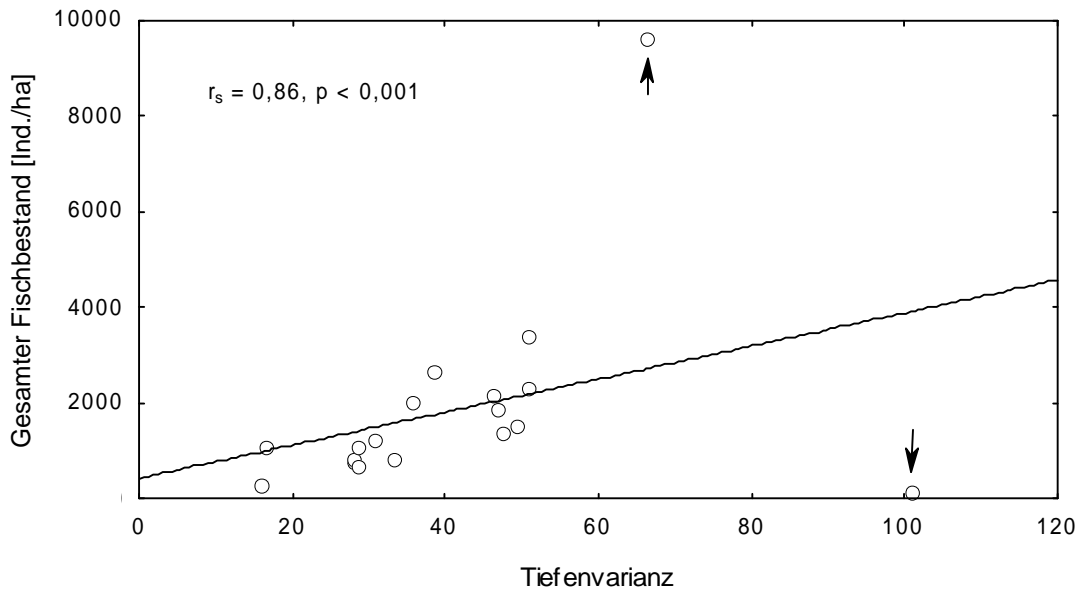


Abb. 4.31: Verhältnis zwischen der Tiefenvarianz und dem gesamten Fischaufkommen aller erfasster Flussstrecken. Extremwerte sind durch Pfeile markiert (N = 18).

Insgesamt fanden lithophile und phyto-lithophile Fischarten in den renaturierten Hauptgerinnestrecken die besten Laichbedingungen vor.

Einen stärker strukturierenden Einfluss als die Gewässerbreite nahm die Gewässertiefe auf die Fischbestände (Abb. 4.31). Das gesamte Fischaufkommen und der Ertrag korrelierten signifikant positiv mit der Tiefenvarianz, ungeachtet der Extremwerte. Die Korrelation zwischen der Tiefenvarianz und den adulten Fischbeständen zum Frühjahr und Winter war identisch ($r_s = 0,88$, $N = 9$, $p < 0,01$).

Bei den Arten nahmen im Frühjahr Laube und Hasel signifikant in ihren Beständen zu ($r_s = 0,74$, $N = 8$, $p = 0,01$ bzw. $r_s = 0,94$, $N = 6$, $p < 0,01$). Zusätzlich stiegen die Erträge von Hasel und Flussbarsch signifikant an ($r_s = 0,89$, $N = 6$, $p = 0,02$ bzw. $r_s = 0,83$, $N = 6$, $p = 0,04$), während sie bei den laichbereiten Brachsen signifikant rückläufig waren ($r_s = -0,90$, $N = 5$, $p = 0,04$). Dichte und Ertrag adulter Flussbarsche nahmen mit steigender Tiefenvarianz ebenso zu ($r_s = 0,94$, $N = 6$, $p < 0,01$ bzw. $r_s = 0,83$, $N = 6$, $p = 0,04$), wie der Ertrag adulter Hechte in den Flussstrecken ($r_s = 0,84$, $N = 6$, $p = 0,04$). Die Ergebnisse für den Hecht belegten unabhängig vom Streckentyp den Einfluss der Tiefenvarianz auf den Ertrag dieser Art, denn der Hecht wurde in 85 % aller Fälle im Winter in regulierten Flussstrecken erfasst ($r_s = 0,90$, $N = 5$, $p = 0,04$).

Auf die gesamten Jungfischbestände hatte die Tiefenvarianz über das Gesamtjahr keinen Effekt. Die Erträge nahmen jedoch mit steigender Tiefenvariabilität stark zu ($r_s = 0,67$, $N = 17$, $p < 0,01$). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Tiefenvariabilität und den Jungfischbeständen sowie dem Ertrag stellte sich im Winter ein.

Mit zunehmend heterogenerer Sohlestruktur stiegen beide Parameter an ($r_s = 0,85$, $N = 9$, $p = 0,01$ bzw. $r_s = 0,76$, $N = 9$, $p = 0,02$). Auf Artniveau fand diese Entwicklung auch bei Aitel und Flussbarsch statt ($r_s = 0,73$, $N = 8$, $p = 0,04$ bzw. $r_s = 0,71$, $N = 8$, $p < 0,05$). Mit zunehmender Tiefenvarianz zeigten juvenile Aitel einen homogeneren Altersaufbau, wie die signifikant positive Korrelation zwischen der Längenvarianz (Totallänge) der Jungfische und der Tiefenvarianz der erfassten Flussstrecken belegte ($r_s = 0,94$, $N = 5$, $p = 0,01$). Nachdem juvenile Flussbarsche bereits früh auf Piscivorie umstellen - Jungbarsche können bereits ab einer Totallänge von 40 mm andere Fische und auch Artgenossen erbeuten (DÖRNER et al., 1999) – wurde zusätzlich getestet, ob diese Art einen Einfluss auf die Jungfischdichten insgesamt hatte. Die positiven Korrelationen zwischen juvenilen Flussbarschen und dem Gesamtjungfischaufkommen zeigten, dass keine Aussagen zu einem Prädationsdruck juveniler Flussbarsche auf die Jungfischbestände möglich waren, weder zum Frühjahr noch zum Winter ($r_s = 0,90$, $N = 5$, $p = 0,04$ bzw. $r_s = 0,87$, $N = 8$, $p = 0,01$). Vielmehr waren Jungbarsche überall dort häufig, wo generell viele Jungfische vorkamen.

Am oberen Main wurden für die unterschiedlichen Altersklassen der Jungfische (1+ und 0+ Fraktion) in den einzelnen Gewässerstrecken die Durchschnittsgewichte über die jeweiligen Bestandsgrößen und Ertragsmengen insgesamt und artspezifisch ermittelt (Tab. 4.11).

Tab. 4.11: Spearman Rang-Korrelation zwischen den Durchschnittsgewichten der 0+ Jungfischfraktion und der Tiefenvarianz in den erfassten Flussstrecken am oberen Main in den Jahren 1999 und 2002–2004.

0+ Jungfischfraktion	Frühjahr	Winter
Gesamtbestand	n.s.	$r_s = 0,75$; $N = 10$; $p = 0,01$
Aitel	$r_s = 0,84$; $N = 6$; $p = 0,04$	n.s.
Hasel	n.s.	$r_s = 0,88$; $N = 5$; $p = 0,03$
Laube	n.s.	$r_s = 0,93$; $N = 5$; $p = 0,02$
Rotauge	n.s.	$r_s = 0,90$; $N = 5$; $p = 0,03$

Das Durchschnittsgewicht der 0+ Fraktion stieg im Winter generell mit zunehmender Tiefenvarianz an. Innerhalb der 0+ Jungfischfraktion befanden sich bei drei der vier häufigsten Arten die schwereren Individuen in den tiefenvariablen Flussstrecken. Für den Rekrutierungserfolg waren diese Gewässerbereiche günstiger zu bewerten. Bei der 1+ Jungfischfraktion konnte nur für das generelle Durchschnittsgewicht im Winter ein grenzwertig positiver Zusammenhang ermittelt werden ($r_s = 0,65$, $N = 9$, $p = 0,06$).

Der Zusammenhang zwischen Jungfischdiversität, Evenness und Artenvielfalt wurde durch die Wintersaison bestimmt. Nur in dieser Jahreszeit stiegen sowohl Diversität und Evenness als auch die Artenvielfalt der Jungfischgemeinschaft mit zunehmender Tiefenvarianz signifikant an ($r_s = 0,91$, $N = 9$, $p < 0,001$ und $r_s = 0,78$, $N = 9$, $p = 0,001$ bzw. $r_s = 0,77$, $N = 9$, $p = 0,001$). Bei den adulten Fischen korrelierte im Winter nur die Artenvielfalt signifikant positiv mit der Tiefenvarianz ($r_s = 0,76$, $N = 9$, $p = 0,02$).

4.4 Drift larvaler und juveniler Fische in regulierten und renaturierten Flussbereichen

Die im Sommer 2002 während der Driftuntersuchungen erfassten physikochemischen Wasserparameter variierten an der Rodachmündung gering (Tab. 4.12). Am stärksten schwankte die Sichttiefe. Die täglichen Abflussraten (24 h-Werte) lagen stets im Bereich der mittleren Sommerabflüsse der letzten fünf Jahre ($SMQ_{5 \text{ Jahre}}$; WWA Bamberg).

Tab. 4.12: Tägliche Durchschnittswerte für die erfassten physikochemischen Wasserparameter und die Abflussrate an der Fangstation Rodachmündung, Sommer 2002 (24 h Wert, Pegel Unterlangenstadt). Die mittleren Abflussraten der Jahre 1998-2003 sind mit angegeben.

Rodachmündung	20 - 21 Jun.	03 - 04 Jul.	21 - 22 Jul.	01 - 02 Aug.
Leitfähigkeit [μs]	435,0	651,0	524,0	607,0
Sauerstoffgehalt [mg/l]	10,1	9,3	9,8	9,1
Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]	18,7	19,3	21,9	20,3
Sichttiefe [cm]	50,4	43,2	35,0	32,4
Strömung [m/sec]	0,2	0,2	0,2	0,3
Abflussrate [m^3/sec]	3,7	2,1	1,4	1,5
Abflussrate (Mittel 1998-2003)	$2,4 \pm 1,5$	$2,4 \pm 1,5$	$2,4 \pm 1,5$	$2,4 \pm 1,5$

Die Messreihen am Main zeigten ähnlich geringe Schwankungen (Tab. 4.13). Ebenfalls variierte am stärksten die Sichttiefe. Die Sichtverhältnisse an den Mainstationen waren generell schlechter als an der Rodachmündung. Die Abflussraten wichen, mit Ausnahme des letzten Fangtages am 8-9 August in Kemmern, nicht vom fünfjährigen Sommermittel ab (Pegelstationen Schwürbitz und Kemmern). Infolge starker Sommergewitter im Einzugsgebiet lag der Abflusswert in Kemmern mit $23,7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ signifikant über den mittleren Sommerabfluss der Monate Juli und August 2002 (MQ $16,2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, 95%-Konfidenzintervall $17,7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

Tab. 4.13: Tägliche Durchschnittswerte für die erfassten physikochemischen Wasserparameter und die Abflussrate an den Fangstation des Mains, Sommer 2002 (24 h Wert – Schönbrunn und Wiesen: Pegel Schwürbitz; Unterleiterbach, Zapfendorf und Kemmern: Pegel Kemmern). Die mittleren Abflussraten der Jahre 1998-2003 sind entsprechend der Zuordnung der Fangstationen zu den jeweiligen Pegelmessstellen mit angegeben.

Main	28 - 29 Jun.	29 - 30 Jun.	24 - 25 Jul.	6 - 7 Aug.	8 - 9 Aug.
Standort	Schönbrunn	Zapfendorf	Wiesen	Unterleiterbach	Kemmern
Leitfähigkeit [μs]	617,0	501,0	624,0	613,8	539,0
Sauerstoffgehalt [mg/l]	9,4	10,9	8,7	8,9	9,7
Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]	20,8	21,0	19,3	19,8	17,9
Sichttiefe [cm]	19,1	25,5	38,2	25,5	25,0
Strömung [m/sec]	0,1	0,2	0,2	0,1	0,4
Abflussrate [m^3/sec]	11,7	15,7	13,9	12,6	23,7
Abflussrate (Mittel 1998-2003)	$10,7 \pm 4,7$	$15,4 \pm 6,5$	$10,7 \pm 4,7$	$15,4 \pm 6,5$	$15,4 \pm 6,5$

Nimmt man einen theoretischen Zeitraum von 10 Tagen an, in denen die Jungfischstadien empfindlich für die Drift sind, so wurde der mittlere 10-Tages Abfluss in Kemmern um 66% überschritten ($\text{MQ}_{10\text{Tage}} 14,3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, 95%-Konfidenzintervall $17,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Unabhängig von wasserwirtschaftlichen Kriterien wurde dieses Abflussereignis unter den gemachten biologischen Annahmen als Hochwasser eingestuft.

An der Rodachmündung und im Main wurden insgesamt 11 Fischarten bei einem Gesamtfang von 1015 Individuen erfasst. Die Fänge an Rodach (Tab. 4.14) und Main (Tab. 4.15) dominierten Cyprinidenarten.

Im Mündungsbereich an der Rodach wurden mit Aitel, Barbe, Flussbarsch, Gründling, Güster, Laube und Rotaue 7 Arten nachgewiesen. Aitel und Laube waren am häufigsten. Die Laube hatte als Portionslaicher jeweils Ende Juni und Ende Juli 2002 hohe relative Abundanzspitzen. Die Nachweise von Barbe, Rotaue und Gründling fielen ab Ende Juni – Anfang Juli steil ab. Güster und Flussbarsch waren in dieser Zeit nur an einzelnen Fangtagen nachzuweisen.

Im Main umfassten die Driftfänge mit Aitel, Barbe, Brachse, Gründling, Hasel, Laube, Rotaue, Schmerle und Zander insgesamt 9 Arten. Entsprechend den Ergebnissen der Rodachmündung hatte die Laube Ende Juni und Ende Juli ihre Nachweisspitzen. Die relativen Abundanzen von Barbe, Rotaue und Gründling gingen ab Ende Juni - Anfang Juli steil zurück. Hasel, Schmerle und Zander waren am Main nur an einzelnen Fangtagen in der Drift nachzuweisen. Im Vergleich zur Rodachmündung fiel der Gesamtfang an den verschiedenen Mainstationen mehr als doppelt so hoch aus. Bei den verschiedenen Arten drifteten überwiegend die frühen Juvenilstadien (Entwicklungsstadium 5; Rodachmündung: 60,8 %; Main: 64,2 %). Nur bei Aitel, Barbe, Gründling, Laube und Rotaue wurden Fischlarven erfasst (Abb. 4.32).

Tab. 4.14: Relative Abundanz (%) und absolute Gesamtzahlen larvaler und juveniler Fische in den Driftfängen an der Rodachmündung, Sommer 2002.

Art	Datum				Gesamt
	20 - 21 Jun.	03 - 04 Jul.	21 - 22 Jul.	01 - 02 Aug.	
<i>Alburnus alburnus</i>	36,4	2,1	85,9	49,0	65,0
<i>Leuciscus cephalus</i>		2,1	11,6	45,1	15,2
<i>Gobio gobio</i>		62,5		2,0	10,0
<i>Barbus barbus</i>	27,3	20,8	1,0	2,0	5,2
<i>Rutilus rutilus</i>	27,3	10,4	1,5	2,0	3,9
<i>Blicca björnka</i>		2,1			0,3
<i>Perca fluviatilis</i>	9,1				0,3
Gesamtanzahl	11	48	199	51	309

Gründling (Rodach: 96,7 % bzw. Main: 53,3 %) und Barbe (Rodach: 62,5 % bzw. Main: 78,6 %) drifteten mehrheitlich als Larven. An der Rodachmündung dominierten larvale Gründlinge und Barben Anfang Juli die Gesamtdrift und ließen einen Rückschluss auf Laichgeschäfte dieser beiden Arten im Rodachunterlauf zu (Abb. 4.33). Im Main waren Ende Juni bei Zapfendorf fast 75 % des Driftfangs larvale Barben.

Tab. 4.15: Relative Abundanz (%) und absolute Gesamtzahlen larvaler und juveniler Fische in den Driftfängen am Main, Sommer 2002.

Art	Datum	28 - 29 Jun.	29 - 30 Jun.	24 - 25 Jul.	6 - 7 Aug.	8 - 9 Aug.	Gesamt
	Standort	Schönbrunn	Zapfendorf	Wiesen	Unterleiterbach	Kemmern	
<i>Alburnus alburnus</i>		79,7	7,7	82,2	85,7	42,1	52,4
<i>Barbus barbus</i>		1,0	69,9	3,7		7,7	17,7
<i>Rutilus rutilus</i>		5,9	9,8	0,9		29,1	14,0
<i>Leuciscus cephalus</i>		6,4	11,9	10,3	14,3	19,4	12,7
<i>Gobio gobio</i>		5,9	0,7			0,8	2,1
<i>Abramis brama</i>		0,5		1,9			0,4
<i>Leuciscus leuciscus</i>						0,8	0,3
<i>Barbatula barbatula</i>		0,5					0,1
<i>Sander lucioperca</i>				0,9			0,1
Gesamtanzahl		202	143	107	7	247	706

Aitel und Laube laichten während der gesamten Untersuchungsperiode von Juni bis August mehrmals ab. Barbe und Gründling zeigten ein multiples Laichverhalten bis Anfang Juli. Nur beim Rotaugen wiesen die Driftergebnisse auf eine relativ fest umgrenzte Laichperiode Ende Juni hin. Larvalnachweise dieser Art fehlten im Rodachunterlauf komplett. Die Abundanz driftender Fische erreichte an der Rodachmündung ihren Höhepunkt Ende Juli mit 14 Individuen je 100m³ gefiltertes Wasservolumen (Abb. 4.34). Danach fiel die Driftintensität steil ab.

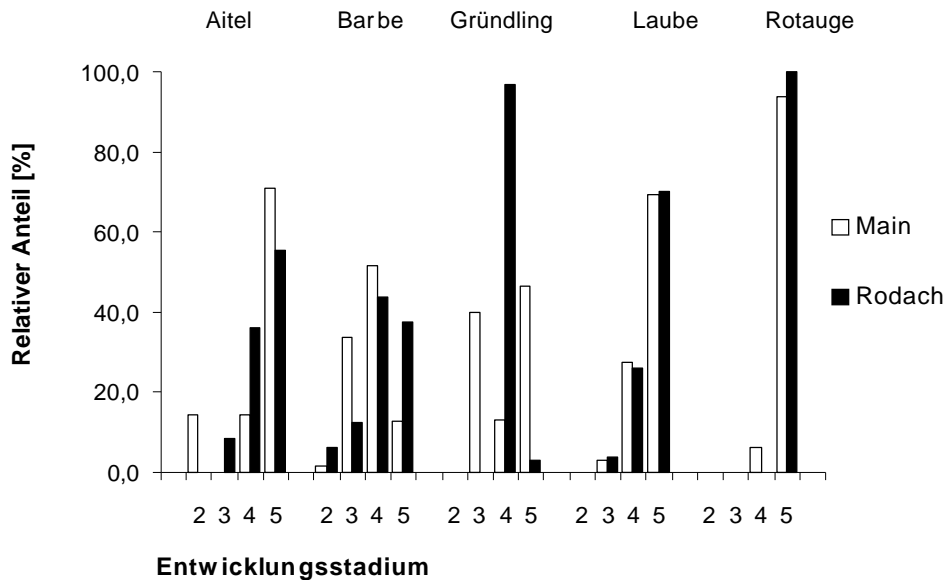


Abb. 4.32: Relativer Anteil des Gesamtfangs in den unterschiedlichen larvalen und juvenilen Entwicklungsstadien für fünf Cyprinidenarten an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002. Entwicklungsstadien nach PINDER (2001); Larvenstadien: 2 - 4; frühes Juvenilstadium: 5.

Die Eindrift in die renaturierten Flussbereiche überwog Ende Juni bis Anfang Juli, danach drifteten mehr Jungfische aus dem Mündungsbereich in den regulierten Main. Die Ausdriftrate lag für die untersuchte Sommerperiode im Durchschnitt um das 4-fache höher als die Eindriftrate ($5,3 \pm 4,1$ Ind./m³ bzw. $1,2 \pm 0,9$ Ind./m³). Die Driftintensität im Main zeigte einen bimodalen Verlauf mit je einem Höhepunkt Ende Juni ($27,1$ Ind./m³) und Anfang August ($16,9$ Ind./m³). Im Gegensatz zur Rodachmündung überwog Ende Juni die Ausdrift, die bis August stetig abnahm, während die Eindrift kontinuierlich anstieg. Am letzten Fangtag Anfang August in Kemmern bildete die Eindrift 85 % des gesamten Driftaufkommens. Im Main war die durchschnittliche Eindriftrate für die erfasste Sommerperiode doppelt so hoch wie die Ausdriftrate ($6,1 \pm 5,9$ Ind./m³ bzw. $3,2 \pm 3,0$ Ind./m³).

Die Hochwasserwelle Anfang August in Kemmern ausgeklammert, überwog jedoch unter normalen Sommerabflüssen (SMQ₅) die Ausdrift aus den renaturierten Mainbereichen (Ausdrift: $3,7 \pm 3,4$ Ind./m³, Eindrift: $2,9 \pm 3,1$ Ind./m³). Bei der Eindrift konnte unter diesen Extrembedingungen nicht mehr unterschieden werden, inwieweit die Nachweise auf das aktive Driftverhalten der Fische zurückzuführen waren, oder ob es sich um ein rein passives Ausschwemmen handelte. Im Hinblick auf die Driftergebnisse bei Kemmern muss unter diesen konträren verhaltensökologischen Gesichtspunkten auch die Bedeutung der renaturierten Flussbereiche als Refugialstandort für larvale und juvenile Fische diskutiert werden

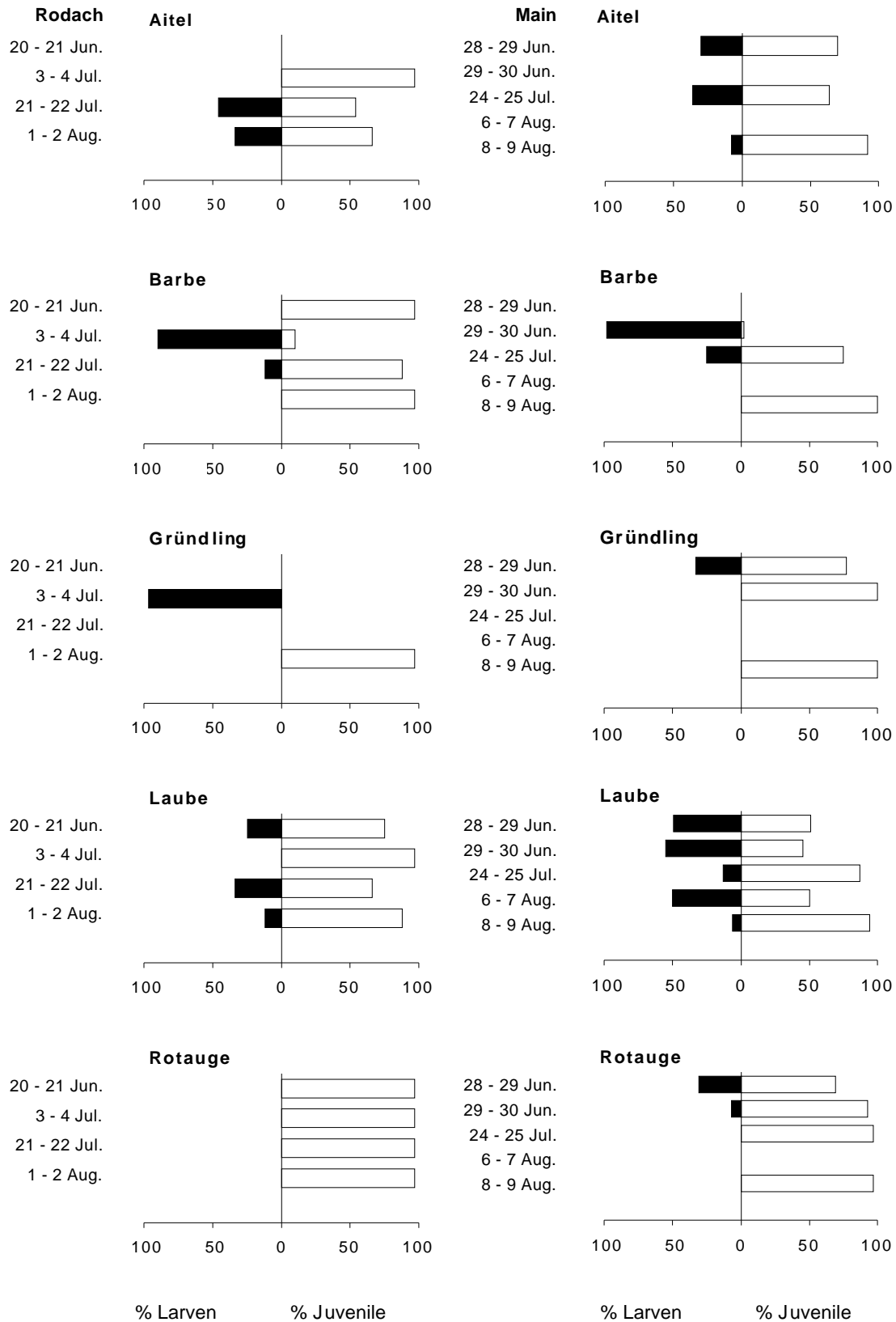


Abb. 4.33: Relativer Anteil larvaler und juveniler Entwicklungsstadien der fünf Hauptarten in den einzelnen Driftfängen an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002.

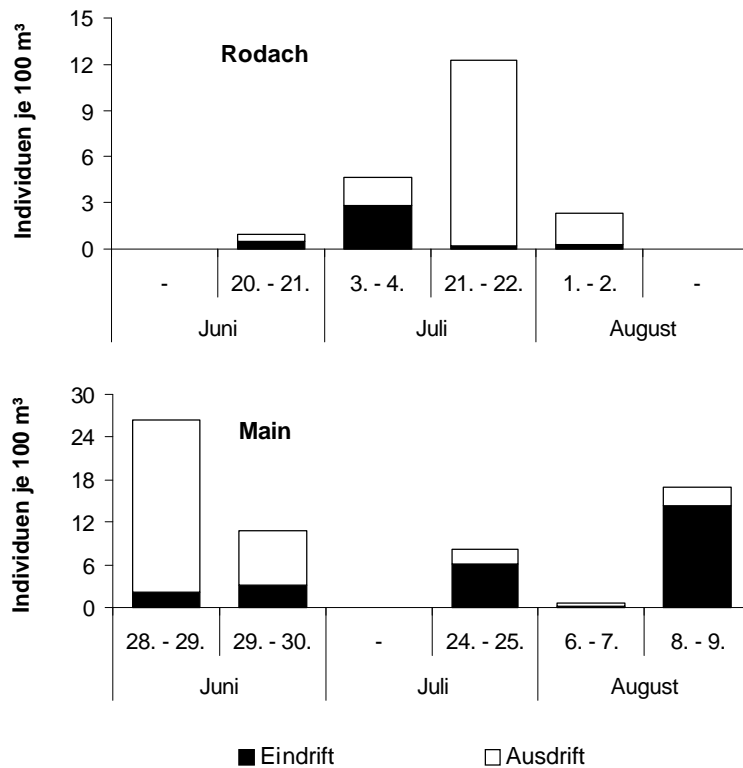


Abb. 4.34: Saisonale Driftintensität (Ind./100 m³ gefiltertes Wasservolumen von 24 h) der Ein- und Ausdrift larvaler und juveniler Fische an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002.

Die Gesamtdrift lag im Main im Mittel um das fünffache höher als an der Rodachmündung. Dies galt sowohl für die Eindrift als auch für die Ausdrift aus den renaturierten Bereichen in die regulierten Flussstrecken (Abb. 4.35). Die Ein- und Ausdriftraten für die gesamte Sommerperiode unterschieden sich weder an der Rodachmündung noch am Main signifikant voneinander, unabhängig davon, ob am Main die Ergebnisse der Hochwasserwelle berücksichtigt wurden oder nicht (Wilcoxon, $p > 0,05$). Nur am Main war in Schönbrunn am ersten Fangtag Ende Juni die Ausdriftintensität insgesamt signifikant größer als die Eindrift (Wilcoxon, $Z = 2,24$, $N = 12$; $p = 0,02$). Allein 40 % der gesamten Ausdrift bestand aus larvalen Entwicklungsstadien der Laube. Von den fünf Hauptarten zeigte die Laube sowohl im Main, als auch an der Rodachmündung die größte Driftintensität (Abb. 4.36). Bei Gründling, Laube und Rotaue überwogen in der Rodach Ende Juni - Anfang Juli die Eindriftraten in den renaturierten Mündungsbereich. Danach drifteten mehr larvale und juvenile Fische dieser Arten in den regulierten Main ab. Bei Barbe und Aitel war die Ausdrift stets größer als die Eindrift.

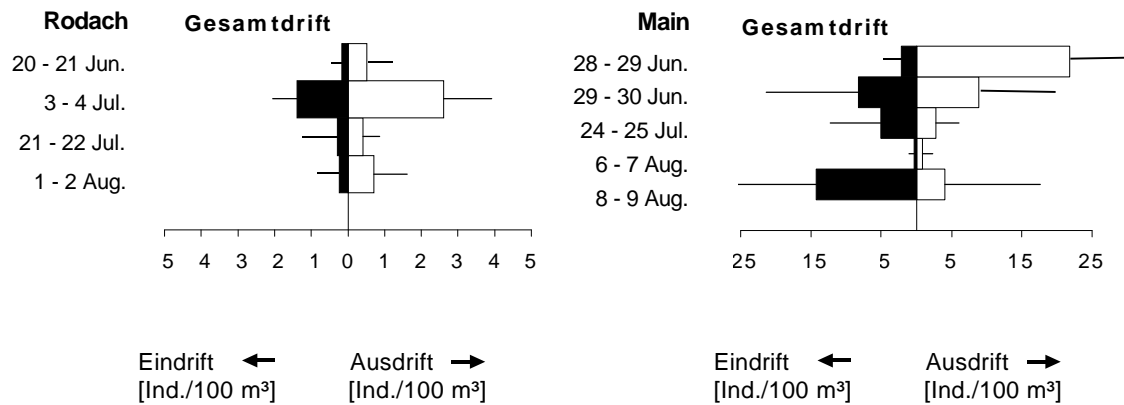


Abb. 4.35: Durchschnittliche Gesamtdrift (Ein- und Ausdrift: Ind./100 m³ gefiltertes Wasservolumen von 2 h) mit Standardabweichung der larvalen und juvenilen Fische an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002.

Ende Juli war die Intensität der Ausdrift bei Aitel und Laube signifikant größer als die der Eindrift (Wilcoxon, $Z = 2,00$, $N = 12$; $p = 0,04$ bzw. $Z = 2,21$, $N = 12$; $p = 0,03$). Beide Arten hatten für die gesamte Sommerperiode signifikant höhere Ausdriftraten (Aitel_{Eindrift}: $0,12 \pm 0,70$ Ind./100 m³, Aitel_{Ausdrift}: $0,65 \pm 1,81$ Ind./100 m³, Wilcoxon, $Z = 2,10$, $N = 48$; $p = 0,03$ bzw. Laube_{Eindrift}: $0,13 \pm 0,45$ Ind./100 m³, Laube_{Ausdrift}: $3,20 \pm 14,66$ Ind./100m³, $Z = 2,16$, $N = 48$; $p = 0,03$). Das Ergebnis bei der Barbe war grenzwertig signifikant (Barbe_{Eindrift}: $0,07 \pm 0,51$ Ind./100 m³, Barbe_{Ausdrift}: $0,30 \pm 0,72$ Ind./100 m³, Wilcoxon, $Z = 1,87$, $N = 48$; $p = 0,06$). Die renaturierte Rodachmündung konnte für diese drei Arten als Quelle einer weiteren Besiedlung von flussab gelegenen Flussbereichen angesehen werden. Hingegen lag bei Rotauge und Gründling die Eindriftrate für den Sommer deutlich über der Ausdrift (Rotauge_{Eindrift}: $0,13 \pm 0,46$ Ind./100 m³, Rotauge_{Ausdrift}: $0,10 \pm 0,31$ Ind./100 m³ bzw. Gründling_{Eindrift}: $0,55 \pm 2,88$ Ind./100 m³, Gründling_{Ausdrift}: $0,27 \pm 0,98$ Ind./100 m³). Für diese Arten war der renaturierte Mündungsbereich als Refugium bedeutsam.

Im Main waren für keine der fünf Hauptarten signifikante Unterschiede zwischen der Ein- und Ausdriftintensität feststellbar (Wilcoxon, $p > 0,05$), weder an einzelnen Fangtagen, noch für den gesamten Sommer. Unter normalen Sommerabflüssen überwog bei Aitel, Barbe, Laube und Rotauge die Ausdrift (Aitel_{Eindrift}: $0,50 \pm 0,91$ Ind./100 m³, Aitel_{Ausdrift}: $0,55 \pm 0,82$ Ind./100m³, Barbe_{Eindrift}: $1,00 \pm 4,56$ Ind./100 m³, Barbe_{Ausdrift}: $2,35 \pm 7,24$ Ind./100 m³, Laube_{Eindrift}: $1,58 \pm 2,51$ Ind./100 m³, Laube_{Ausdrift}: $5,68 \pm 25,16$ Ind./100 m³ und Rotauge_{Eindrift}: $0,25 \pm 0,53$ Ind./100 m³, Rotauge_{Ausdrift}: $0,62 \pm 0,92$ Ind./100 m³).

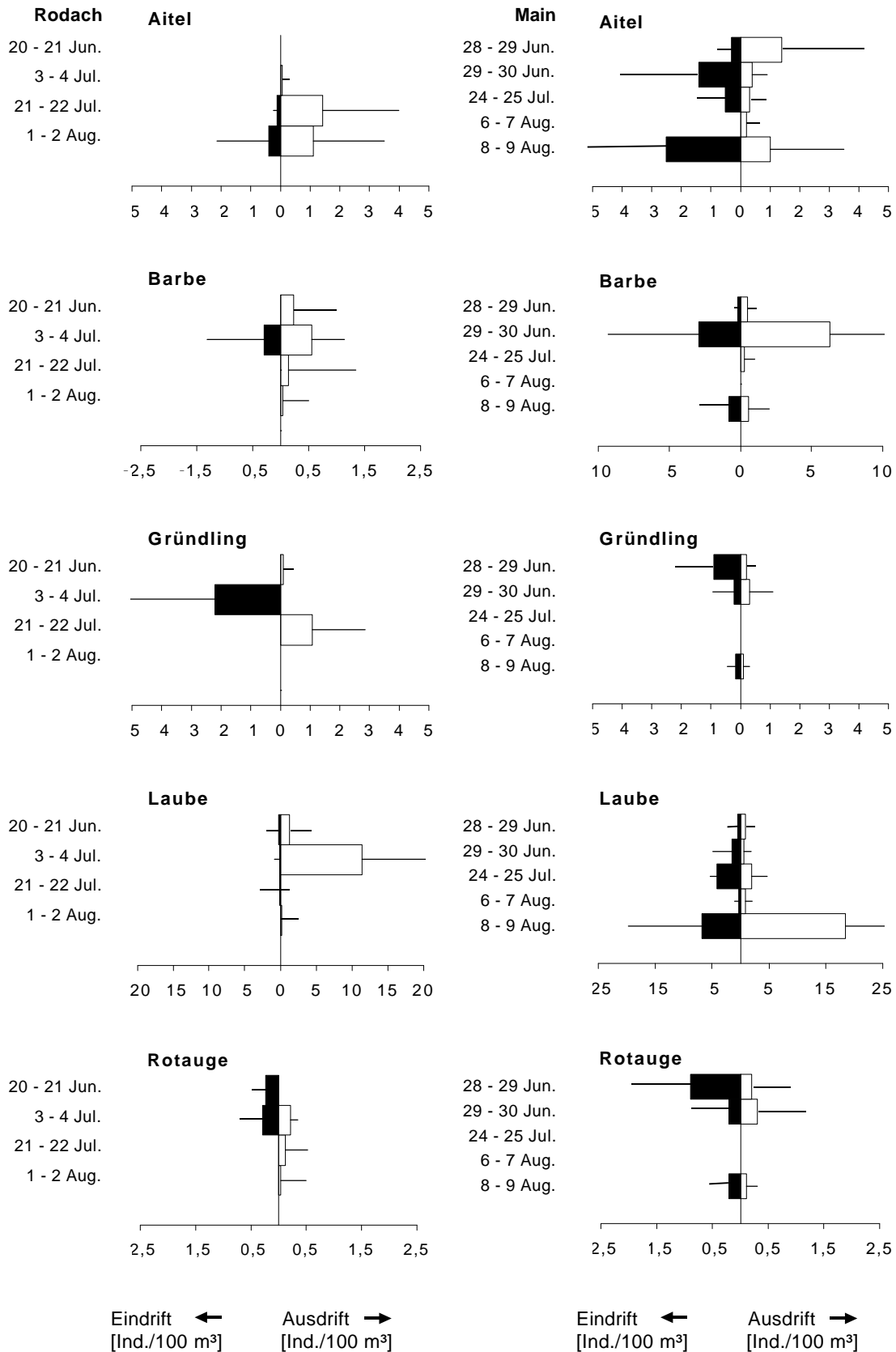


Abb. 4.36: Durchschnittliche Ein- und Ausdrift (Ind./100 m³ gefiltertes Wasservolumen von 2 h,) mit Standardabweichung larvaler und juveniler Entwicklungsstadien der fünf Hauptarten bei den einzelnen Driftfängen an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002.

Die Hochwasserwelle Anfang August miteinbezogen, verschob sich für Aitel und Rotaugel das Verhältnis zugunsten der Eindrift ($Aitel_{Eindrift}: 0,91 \pm 2,38 \text{ Ind./100 m}^3$, $Aitel_{Ausdrift}: 0,64 \pm 1,55 \text{ Ind./100 m}^3$ und $Rotaugel_{Eindrift}: 1,01 \pm 3,67 \text{ Ind./100 m}^3$, $Rotaugel_{Ausdrift}: 0,63 \pm 1,64 \text{ Ind./100 m}^3$). Von allen Arten drifteten während der Hochwasserwelle mehr Individuen in den renaturierten Flussbereich bei Kemmern ein, als von dort in die regulierte Mainstrecke hinaus. Unabhängig von den Abflussverhältnissen war beim Gründling über den Sommer die Eindriftrate stets größer als die Ausdrift ($Gründling_{Eindrift}: 0,24 \pm 0,78 \text{ Ind./100 m}^3$, $Gründling_{Ausdrift}: 0,11 \pm 0,47 \text{ Ind./100 m}^3$). Für alle weiteren Arten dienten die renaturierten Flussbereiche am Main je nach Abflussbedingungen entweder als Refugium oder als Quelle einer weiteren Besiedlung flussabwärts gelegener Gewässerbereiche.

Die Gesamtdrift larvaler und juveniler Fische zeigte im Main über den Sommer bzw. an den einzelnen Drifftagen keine deutliche vertikale Verteilung. Weder bei der Eindrift noch bei der Ausdrift unterschied sich die nachgewiesene Driftintensität in den oberflächennahen, an die Wasserspiegellinie angrenzenden Netzen („Spiegelnetze“) von der in den darunter liegenden, sohlenahen Netzen („Grundnetze“) signifikant. Von den fünf Hauptarten zeigten Barbe, Gründling, Laube und Rotaugel keine signifikante Vertikalzonierung ihrer Drift in der Wassersäule. Eine vertikale Strukturierung der Drift über den Sommer war beim Aitel im Eindriftbereich der Renaturierungsstellen auszumachen. Die Eindrift erfolgte hauptsächlich über die Grundnetze im tiefen Wasserbereich ($Eindrift_{Spiegelnetz}: 0,20 \pm 0,41 \text{ Ind./100 m}^3$, $Eindrift_{Grundnetz}: 0,64 \pm 1,31 \text{ Ind./100 m}^3$, Wilcoxon, $Z = 1,98$, $N = 60$; $p < 0,05$). In die Renaturierungsstelle Schönbrunn drifteten Ende Juni signifikant kleinere Gründlinge und Lauben sohlenah ein bzw. aus (Mittlere Totallängen, Gründling: $Eindrift_{Spiegelnetz}: 19,2 \text{ mm} \pm 1,2 \text{ mm}$, $Eindrift_{Grundnetz}: 12,8 \text{ mm} \pm 1,8 \text{ mm}$, Students t-Test, $df = 9$; $t = -2,5$; $p < 0,01$, Laube: $Ausdrift_{Spiegelnetz}: 16,1 \text{ mm} \pm 2,2 \text{ mm}$, $Ausdrift_{Grundnetz}: 14,8 \text{ mm} \pm 1,3 \text{ mm}$, Students t-Test, $df = 153$; $t = 3,6$; $p < 0,001$). In Zapfendorf Ende Juni und in Kemmern bei der Hochwasserwelle Anfang August unterschied sich die Driftintensität zwischen den Grundnetzen des Einstrom- und Ausstrombereiches signifikant. Bei normalem Sommerabfluss lag in Zapfendorf die Ausdrift sohlenah um das vierfache über der Eindrift (Zapfendorf: $Eindrift_{Grundnetz}: 0,10 \pm 0,24 \text{ Ind./100 m}^3$, $Ausdrift_{Grundnetz}: 0,45 \pm 0,81 \text{ Ind./100 m}^3$, Wilcoxon, $Z = 2,02$, $N = 12$; $p < 0,04$). Barbe, Gründling und Laube drifteten ausschließlich in der Tiefe aus dem renaturierten Flussbereich hinaus in den regulierten Main. Während des Hochwassers in Kemmern war die grundnahe Eindrift um das zehnfache größer als die Ausdrift (Kemmern: $Eindrift_{Grundnetz}: 0,86 \pm 1,61 \text{ Ind./100 m}^3$, $Ausdrift_{Grundnetz}: 0,09 \pm 0,18 \text{ Ind./100 m}^3$, Wilcoxon $Z = 2,00$, $N = 12$; $p < 0,05$,). Bei allen Arten lag die sohlenahe Eindrift über der Ausdrift. Für larvale und juvenile Lauben war der Unterschied signifikant ($Eindrift: 0,36 \pm 0,87 \text{ Ind./100 m}^3$, $Ausdrift: 0,10 \pm 0,22 \text{ Ind./100 m}^3$, Wilcoxon, $Z = 2,02$, $N = 12$; $p < 0,04$).

Tab. 4.16: Saisonale Größenstruktur (Totallänge in mm) der fünf Hauptarten in der Gesamtdrift (Ein- und Ausdrift) an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002.

	Gesamtdrift Rodachmündung				Gesamtdrift Main				
	20 - 21 Jun.	03 - 04 Jul.	21 - 22 Jul.	01 - 02 Aug.	28 - 29 Jun.	29 - 30 Jun.	24 - 25 Jul.	6 - 7 Aug.	8 - 9 Aug.
Aitel									
Mittelwert	-	15,0	14,9	16,5	16,2	11,6	16,6	14,0	20,2
S.E.	-	-	0,3	0,6	1,4	0,3	0,9	-	0,7
Min.	-	-	12,0	12	15,0	10,0	13,0	-	13,0
Max.	-	-	19,0	23	19,0	14,0	22,0	-	34,0
Anzahl	-	1	25	25	13	17	11	1	48
Barbe									
Mittelwert	16	14,3	17,0	21	15,5	13,7	26,5	-	29,3
S.E.	0	0,5	1,0	-	1,5	0,1	4,3	-	1,8
Min.	16	14	16	-	14,0	12,0	14,0	-	14,0
Max.	16	19	18	-	17,0	23,0	32,0	-	45,0
Anzahl	3	10	2	1	2	100	4	-	19
Gründling									
Mittelwert	-	13,2	-	21,0	16,7	17,0	-	-	34,0
S.E.	-	0,1	-	-	1,2	-	-	-	6,0
Min.	-	12	-	-	12,0	-	-	-	28,0
Max.	-	15	-	-	25,0	-	-	-	40
Anzahl	-	30	-	1	12	1	-	-	2
Laube									
Mittelwert	15,8	17	15,6	17,2	15,8	15,2	15,8	15,2	18,2
S.E.	0,9	-	0,1	0,4	0,1	0,8	0,2	1,4	0,3
Min.	13,0	-	10,0	14,0	13,0	12,0	13,0	11,0	12,0
Max.	17,0	-	20,0	21,0	20,0	20,0	19,0	21,0	24,0
Anzahl	4	1	171	25	161	11	89	6	105
Rotaug									
Mittelwert	17,3	18,8	21,3	19,0	18,8	19,6	24,0	-	25,4
S.E.	0,3	0,7	3,0	-	1,3	1,4	-	-	0,7
Min.	17	17	18,0	-	15,0	15,0	24,0	-	17,0
Max.	18	21	24,0	-	27,0	22,0	24,0	-	43,0
Anzahl	3	5	3	1	12	15	1	-	74

Driftende Lauben und Aitel waren an der Rodachmündung Ende Juli signifikant kleiner als Anfang August (Students t-Test, Laube: $df = 194$; $t = - 5,7$; $p < 0,001$ und Aitel: $df = 44$; $t = - 2,7$; $p < 0,01$) (Tab. 4.16). Der relative Anteil larvaler Entwicklungsstadien fiel bei der Laube von 33% Ende Juli auf 12 % Anfang August. Beim Aitel ging der Anteil driftender Larven von 55 % auf 35 % zurück. Die Beobachtungen belegten für beide Arten im Rodachunterlauf ein Ablachen gegen Mitte Juli. Einen deutlichen Größenunterschied zeigten driftende Barben zwischen Anfang und Mitte Juli. Anfang Juli waren 90 % des Gesamtfangs Larvalstadien, Mitte Juli wurden nur noch frühe Juvenilstadien der Barbe nachgewiesen.

Im Main zeigten Aitel, Barbe, Laube und Rotaug die auffälligsten Größenänderungen in der Drift. So war bei Aitel und Barbe der Längenzuwachs von Ende Juni bis Ende Juli jeweils signifikant (Students t-Test, Aitel: $df = 26$; $t = 2,7$; $p = 0,01$, Barbe: $df = 102$; $t = 12,7$; $p < 0,001$). Ende Juni drifteten ausschließliche Larvalstadien des Aitels, während Ende Juli bereits zu 75 % juvenile Individuen die Drift stellten.

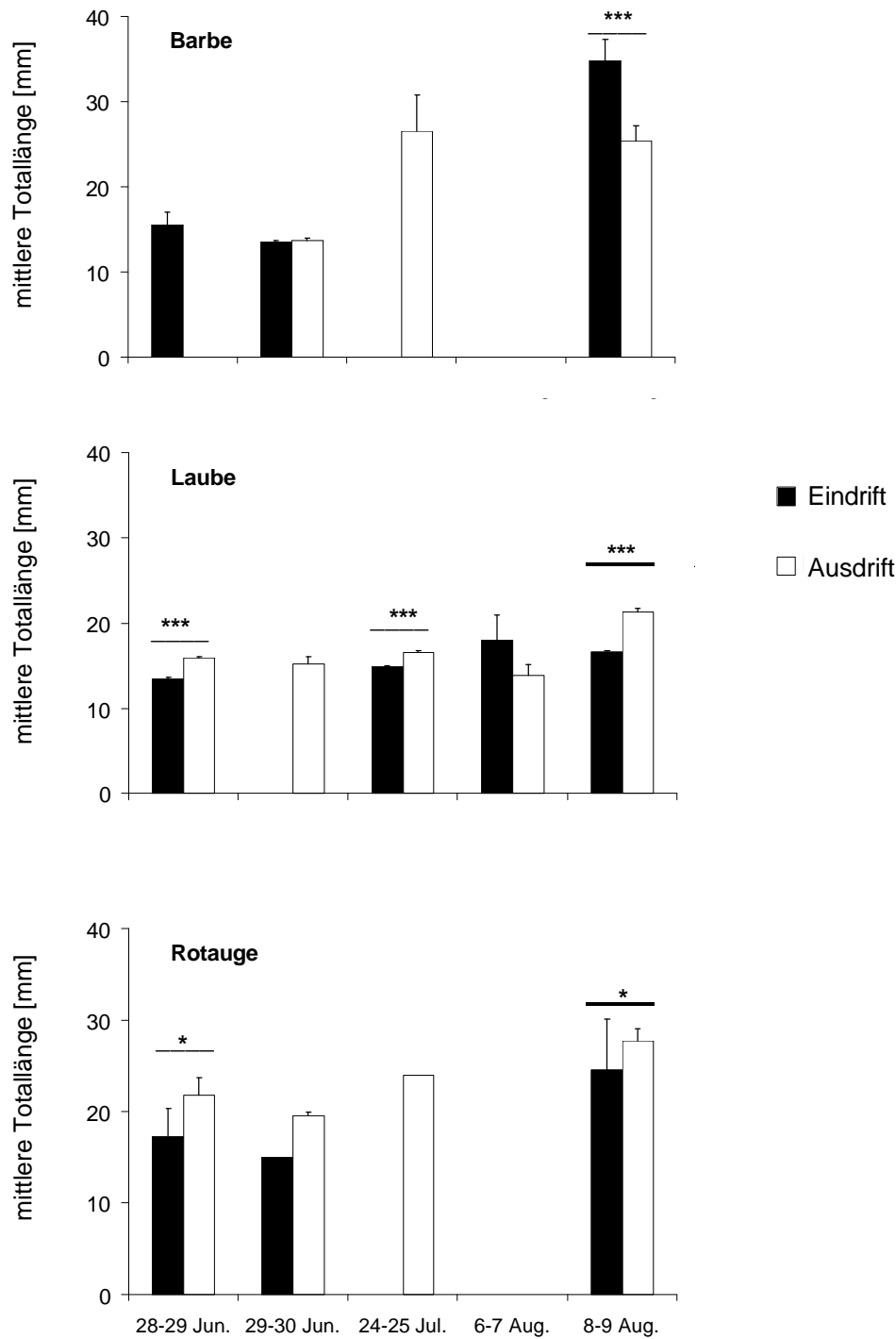


Abb. 4.37: Saisonale Größenstruktur (mittlere Totallänge in mm mit Standardfehler) von ein- und ausdriftenden Individuen von Barbe, Laube und Rotauge im Main, Sommer 2002. Signifikante Größenunterschiede sind mit * angegeben (Students t-Test, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, Größe der jeweiligen Stichproben in Anhang 2, Tabelle 1)

Bei der Barbe ging der relative Anteil an driftenden Larven von 98 % im Juni auf 25 % im Juli zurück. Die mittlere Totallänge bei der Laube stieg kurzfristig zwischen den beiden Fangtagen vom 6–7 August und 8–9 August an.

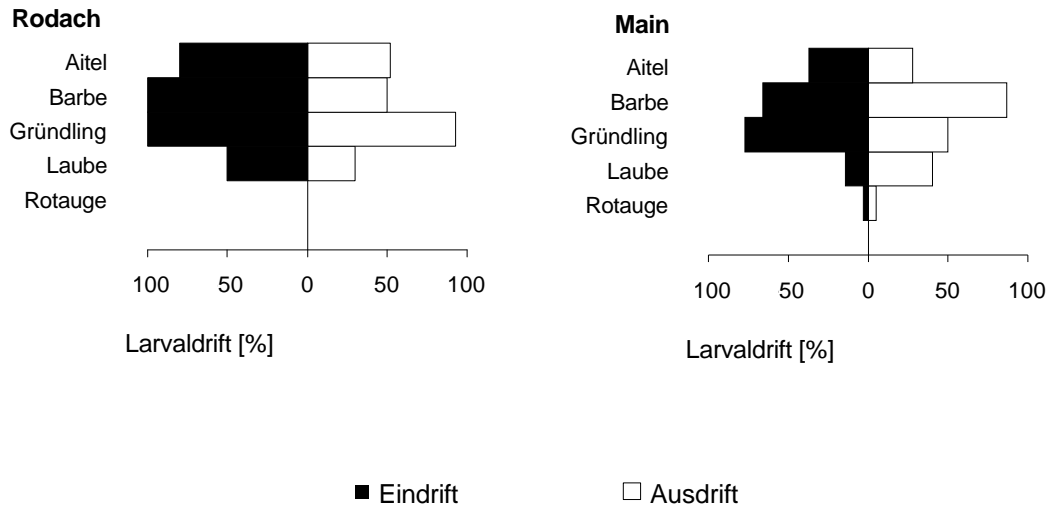


Abb. 4.38: Relativer Anteil aller larvalen Entwicklungsstadien in der Ein- und Ausdrift für die fünf Hauptfischarten an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002.

Unter den Hochwasserbedingungen am 8–9 August waren die driftenden Lauben signifikant länger, der Anteil der Larven in der Drift fiel von 50 % auf 7 %.

Wurden driftende Larval- oder Juvenilstadien von Aitel, Barbe, Laube und Rotaue an einem Fangtag sowohl in der Eindrift als auch in der Ausdrift erfasst, war die durchschnittliche Totallänge bei den ausdriftenden Individuen in der Regel größer als bei den eindriftenden Individuen. Dies traf auf den Main und die Rodachmündung zu (siehe Anhang 2 Tabelle 1 und 2). Eine Ausnahme ergab sich bei der Barbe während des Hochwassers in Kemmern (Abb. 4.37), mit signifikant größeren Individuen in der Eindrift. Weitere signifikante Längenunterschiede zwischen der Ein- und Ausdrift ergaben sich am Main für Laube und Rotaue an drei bzw. zwei Fangtagen, mit durchschnittlich größeren Individuen in der Ausdrift. Nur beim Gründling waren eindriftende Individuen im Mittel größer. Insgesamt prägten die Eindrift an der Rodachmündung Larvalstadien. Deren relativer Anteil ging bei jeder Art in der Ausdrift zurück. Das Rotaue war eine Ausnahme. Bei dieser Art wurden nur Juvenilstadien in der Drift nachgewiesen (Abb. 4.38). Uneinheitlicher war das Bild für den Main. Dort nahm bei Barbe, Laube und Rotaue der relative Anteil an Fischlarven in der Ausdrift zu.

Die Drift zeigte über den ganzen Sommer ein klares tageszeitliches Muster. Der Schwerpunkt der Eindrift lag an Rodach und Main (Abb. 4.39) in den Nachstunden (21–5 Uhr). Am Main fand ein beträchtlicher Teil der Eindrift auch in den Morgenstunden und am frühen Vormittag statt. Die Ausdrift umfasste zusätzlich die Dämmerungsphasen morgens (5–7 Uhr) und abends (19–21 Uhr). Vorrangig wurden dabei die Abendstunden genutzt.

An der Rodachmündung fand die Eindrift zu 90 % in der Nacht statt (Tab. 4.17), wobei alle nachgewiesenen Arten mehrheitlich die Dunkelphase nutzten. Die gesamte Ausdrift lief überwiegend während der Dämmerungsphasen ab.

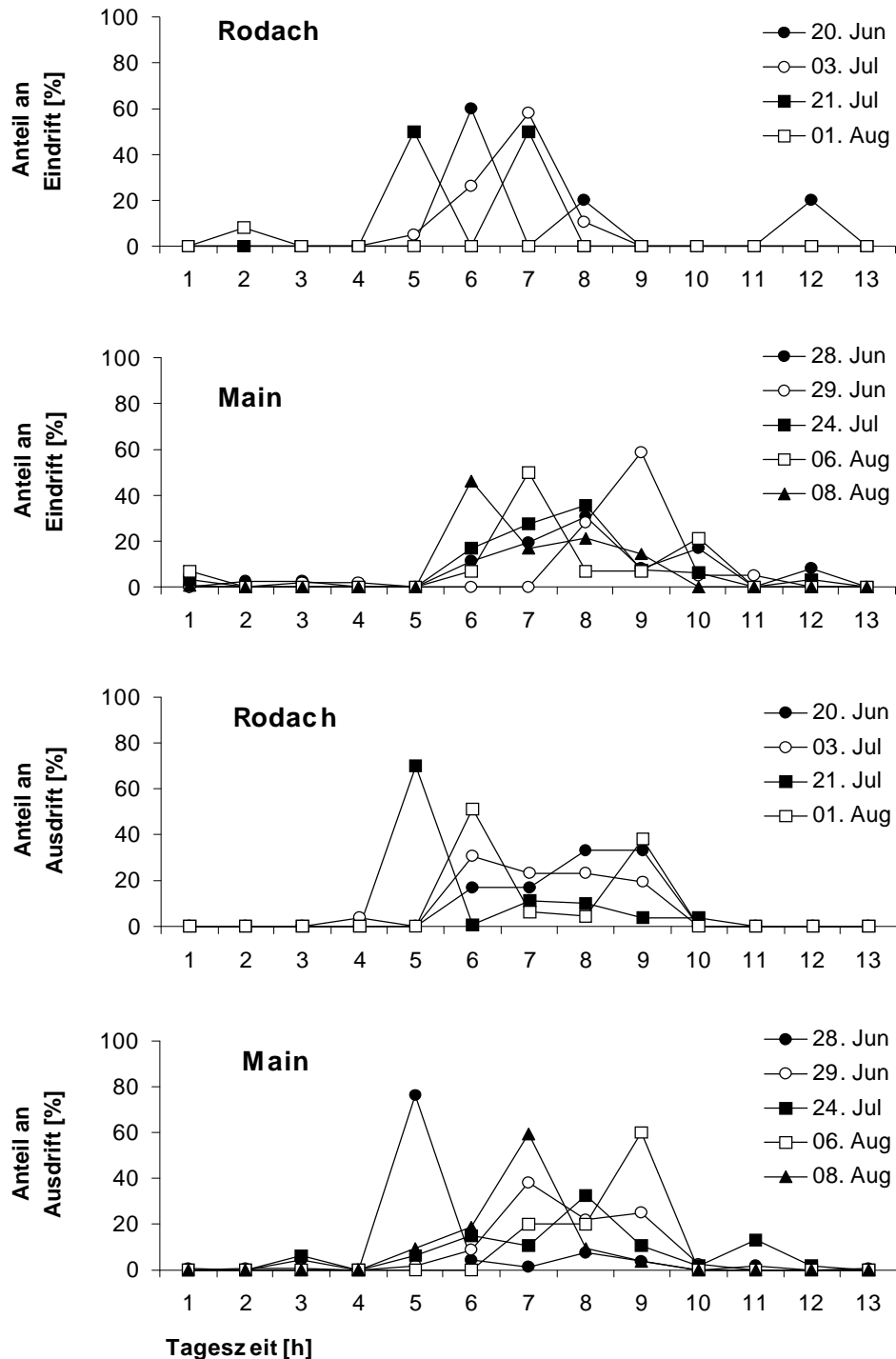


Abb. 4.39: Tageszeitliche Verteilung der Ein- und Ausdrift aller erfassten larvalen und juvenilen Fische an der Rodachmündung und im Main, Sommer 2002. Die Daten der Oberflächen- und Grundnetze sind zusammengefasst und als relativer Anteil an der Drift angegeben.

Dies galt auch für Aitel und Laube. Die weiteren Hauptarten Barbe, Gründling und Rotauge drifteten zwar weiterhin vorrangig in der Dunkelheit hinaus in den regulierten Main, doch stieg bei Barbe und Gründling auch der relative Anteil an ausdriftenden Individuen in den Dämmerungsphasen an.

Tab. 4.17: Absolute Ein- und Ausdrift aller nachgewiesenen larvalen und juvenilen Fische mit relativer Verteilung der Drift auf die einzelnen Tagesphasen für die Rodachmündung, Sommer 2002. Die absoluten und relativen Gesamtwerte sowie das Tag-Dämmerungs-Nacht-Verhältnis sind mit angegeben.

	Arten	Absolute Drift	Relative Drift [%]		
		N	Tag	Dämmerung	Nacht
Eindrift	Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	5	0,0	0,0	100,0
	Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	2	0,0	0,0	100,0
	Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	15	0,0	0,0	100,0
	Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	4	25,0	25,0	50,0
	Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	4	0,0	25,0	75,0
	Güster (<i>Blicca björnka</i>)	-	-	-	-
	Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	-	-	-	-
	Gesamt	25	3,2	6,5	90,3
Tag - Dämmerungs - Nacht - Ratio			1 : 2,0 : 28,1		
Ausdrift	Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	42	2,4	57,1	40,5
	Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	14	0,0	21,4	78,6
	Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	16	0,0	12,5	87,5
	Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	197	3,6	68,5	27,9
	Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	8	0,0	25,0	75,0
	Güster (<i>Blicca björnka</i>)	1	100,0	0,0	0,0
	Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	1	0,0	0,0	100,0
	Gesamt	223	3,2	60,1	35,6
Tag - Dämmerungs - Nacht - Ratio			1 : 18,8 : 11,1		

Im Main fand die Eindrift zu knapp 80 % in der Nacht statt (Tab. 4.18), wobei wiederum alle nachgewiesenen Arten mehrheitlich die Dunkelphase nutzten. Mehr als 90 % der Ausdrift verteilte sich fast zu gleichen Teilen auf die Dämmerungsphasen und die Dunkelheit. Überwiegend nutzten ausdriftende Lauben diese Übergangsperioden, doch auch alle weiteren Hauptarten zeigten eine Zunahme der relativen Driftanteile. Das Driftaufkommen des Gründlings spaltete sich gleichmäßig auf die Dämmerungs- und Dunkelphase auf. Im Vergleich zur Eindrift bzw. im Vergleich zum Driftverlauf an der Rodachmündung nahmen bei Aitel, Barbe, Laube und Rotauge auch die relativen Driftaufkommen während des Tages zu. Am stärksten war die Zunahme beim Aitel, dessen Driftaufkommen sich nahezu vervierfachte.

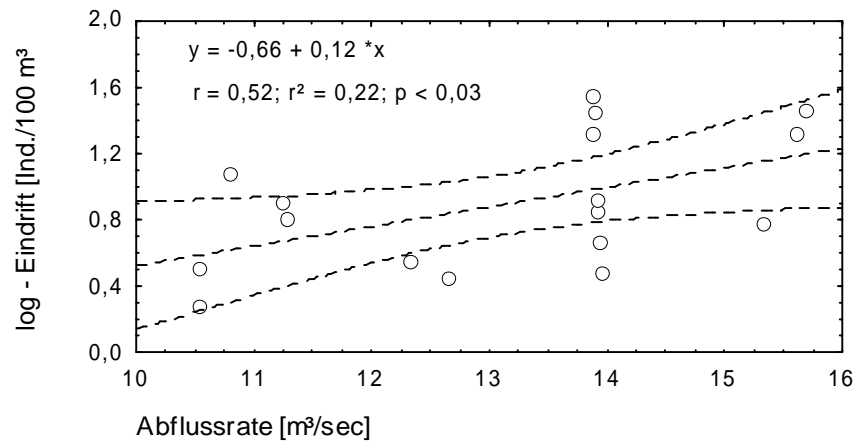
Tab. 4.18: Absolute Ein- und Ausdrift aller nachgewiesenen larvalen und juvenilen Fische mit relativer Verteilung der Drift auf die einzelnen Tagesphasen im Main, Sommer 2002. Die absoluten und relativen Gesamtwerte sowie das Tag-Dämmerungs-Nacht-Verhältnis sind mit angegeben.

	Arten	Absolute Drift	Relative Drift [%]		
		N	Tag	Dämmerung	Nacht
Eindrift	Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	54	5,5	11,1	83,4
	Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	32	0,0	21,9	78,1
	Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	13	13,3	13,3	73,4
	Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	162	6,3	19,6	74,1
	Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	59	0,0	6,7	93,2
	Brachse (<i>Abramis brama</i>)	2	-	-	100
	Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	2	-	-	100
	Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	1	-	-	100
	Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	-	-	-	-
	Gesamt	325	4,3	16,6	79,1
Tag - Dämmerung - Nacht - Ratio		1 : 3,9 : 18,4			
Ausdrift	Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	36	20,5	17,5	62,0
	Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	93	1,1	28,0	71,0
	Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	2	0,0	50,0	50,0
	Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	40	10,0	7,5	82,5
	Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	208	8,3	68,2	23,5
	Brachse (<i>Abramis brama</i>)	1	-	-	100
	Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	-	-	-	-
	Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	-	-	-	-
	Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	1	-	-	100
	Gesamt	381	7,9	46,2	45,9
Tag - Dämmerung - Nacht - Ratio		1 : 5,2 : 9,8			

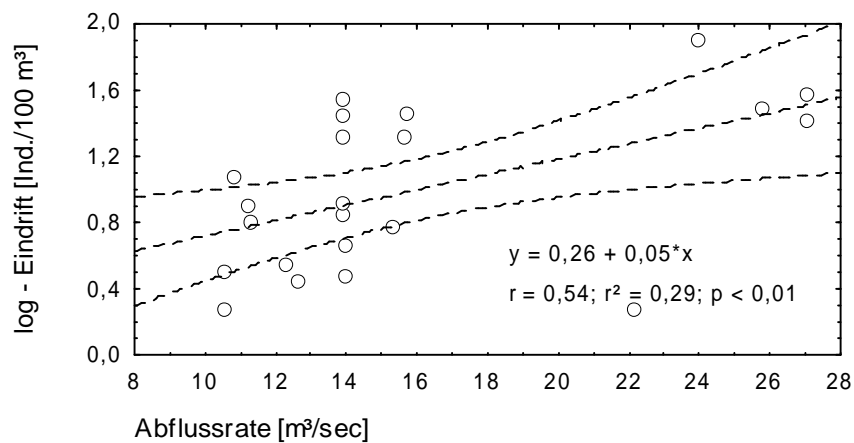
Damit beschränkte sich die Eindrift auf die Nachtphase, während die larvalen und juvenilen Fische bei der Ausdrift zusätzlich zur Dunkelheit die Dämmerungsphasen nutzten. Damit stand ihnen für die Ausdrift ein längeres Zeitfenster zur Verfügung. Im Main blieben die Ergebnisse zur Nutzung der unterschiedlichen Tagesphasen identisch, wenn das Hochwasserereignis in Kemmern nicht berücksichtigt wurde.

Ein Einfluss der Wassertemperatur auf das Driftaufkommen der fünf Hauptarten (Ind./100 m³ gefiltertes Wasservolumen von 2 h) in Main und Rodach war nur unter normalen Abflussbedingungen festzustellen. Die Gesamtdrift (Ein- und Ausdrift) der Hauptarten lag im statistisch grenzwertigen Bereich ($r_s = 0,68$, $N = 55$; $p = 0,06$). Hingegen ergaben sich für die Ausdriftintensität mehrere statistisch signifikante Zusammenhänge mit der Gewässertemperatur. Sowohl die gesamte Ausdrift der fünf Hauptarten ($r_s = 0,34$, $N = 44$; $p = 0,04$), als auch die Ausdriftintensität von Aitel ($r_s = 0,45$, $N = 28$; $p = 0,04$), Laube ($r_s = 0,37$, $N = 33$; $p = 0,04$) und Rotaugen ($r_s = 0,68$, $N = 14$; $p = 0,01$) korrelierten positiv mit der steigenden Wassertemperatur im Flusssystem.

4.40.1 Eindrift – normaler mittlerer Sommerabfluss 2002 (ohne Extremabflüsse)



4.40.2 Eindrift – gesamter Sommerabfluss 2002 (mit Extremabflüssen)



4.40.3 Ausdrift – gesamter Sommerabfluss 2002 (mit Extremabflüssen)

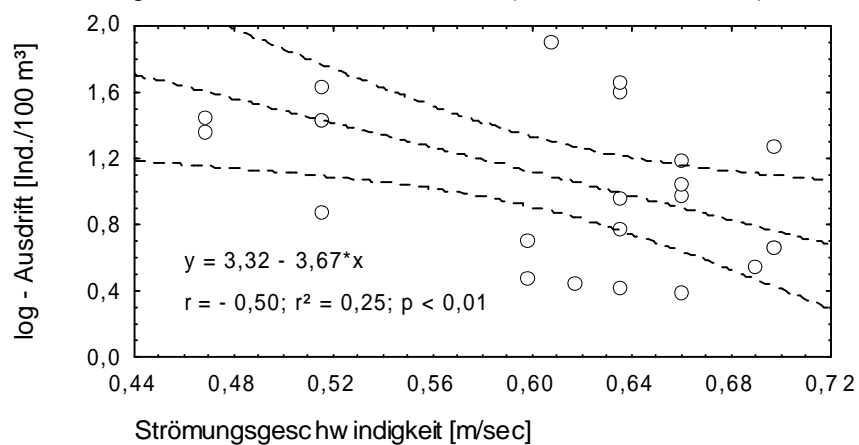


Abb. 4.40.1 – 4.40.3: Abhängigkeit der log-transformierten Driftraten (Ind./100 m³ für 2 h) aller larvalen und juvenilen Fische im Main von den hydrologischen Faktoren Abfluss [m³/sec] und Strömungsgeschwindigkeit [m/sec], Sommer 2002. Die einzelnen Regressionsgleichungen und statistischen Kenngrößen sind mit den jeweiligen Vertrauenshyperbeln (95 % Vertrauensbereich) dargestellt.

Die Abhängigkeit der erfassten zweistündlichen Driftintensität (Ind./100 m³ gefiltertes Wasservolumen von 2 h) von den hydrologischen Faktoren Abflussrate, Sichttiefe und Strömung wurde mittels Regressionsmodellen analysiert. Es wurden ausschließlich univariate lineare Regressionen für jeden einzelnen abiotischen Faktor erstellt, da die Unabhängigkeit der Prädiktorvariablen nicht gegeben war (siehe z.B. Zusammenhang zwischen Abflussrate und Strömung). Die Daten wurden vorab logarithmisch transformiert. Die Analysen umfassten sowohl die Eindrift als auch die Ausdrift der fünf Hauptarten und des gesamten Driftaufkommens larvaler und juveniler Fische. Aufgrund der unterschiedlichen Abflusssituationen im Main wurde sowohl ein Gesamtabfluss inklusive der Hochwasserwelle in Kemmern, als auch ein Normalabfluss ohne Hochwasserwelle analysiert. Im Main hing die Driftintensität aller larvalen und juvenilen Fische bei der Eindrift, unter normalen sommerlichen Abflussbedingungen und unter Berücksichtigung der Extremabflüsse in Kemmern Anfang August, von der Abflussrate ab. Mit steigenden Abflusswerten nahm die Eindrift insgesamt jeweils signifikant zu (Abb. 4.40.1 und Abb. 4.40.2). Die Abflussrate hatte hingegen auf die Ausdrift keinen Einfluss. Diese ging jedoch insgesamt mit zunehmender Strömung signifikant zurück (Abb. 4.40.3).

Die hydrologischen Faktoren bestimmten in unterschiedlichem Maße die Driftintensität einzelner Hauptarten (Tab. 4.19). Im Schwankungsbereich normaler Sommerabflüsse hing der Anstieg der Eindrift bei Aitel und Gründling von zunehmenden Abflussraten ab. Im Gegensatz dazu fanden sich bei steigenden Abflusswerten weniger Aitel in der Ausdrift, unabhängig davon, ob der Normal- oder Gesamtabfluss betrachtet wurde. Ausdriftende Lauben zeigten für den Gesamtabfluss das gleiche Muster. Für diese beiden Arten stellten die Renaturierungsbereiche günstige Lebensräume dar, die gleichzeitig als Refugien bei extremen Abflussverhältnissen dienten. Die Eindriftraten von Rotaugen und Laube waren über den Sommer gegenläufig. Die Driftintensität von Rotaugen – nachgewiesen wurden ausschließlich juvenile Individuen – stieg mit der Abflussrate an, für die Laube fiel sie ab. Aitel, Barbe, Laube und Rotaugen zeigten eine signifikant auffällige Beziehung zwischen ihrer Totallänge und der Abflussrate.

Mit ansteigenden Abflüssen nahm die Länge von eindriftenden Individuen dieser Arten zu (Aitel: $r_s = 0,56$, $N = 54$; $p < 0,001$, Barbe: $r_s = 0,53$, $N = 34$; $p < 0,001$, Laube: $r_s = 0,52$, $N = 158$; $p < 0,001$ und Rotaugen: $r_s = 0,68$, $N = 63$; $p < 0,001$). Entsprechendes galt für Aitel, Laube und Rotaugen bei der Ausdrift (Aitel: $r_s = 0,61$, $N = 36$; $p < 0,001$, Laube: $r_s = 0,29$, $N = 409$; $p < 0,001$ und Rotaugen: $r_s = 0,60$, $N = 48$; $p < 0,001$). Über die Entwicklung der Totallängen in Abhängigkeit von der Abflusssituation ließ sich die Frage nach dem auslösenden Mechanismus der Drift nicht beantworten.

Tab. 4.19: Abhängigkeit der log-transformierten Ein- und Ausdrift [Ind./100 m³ für 2 h] einzelner Hauptarten im Main unter Normalabfluss (mittlerer Sommerabfluss) und für den Gesamtabfluss (mit Extreamabflüssen in Kemmern) von den abiotisch-hydrologischen Faktoren Abflussrate, Sichttiefe und Strömung, Sommer 2002. Die Gleichungen der linearen Regressionen und ihre statistischen Kenngrößen sind mit angegeben.

	Abflusssituation	hydrologischer Faktor		Regression	N	r	r ²	p
		Faktor	Art					
Eindrift	Normalabfluss	Abflussrate	Aitel	$y = -1,26 + 0,14 \cdot x$	8	0,87	0,76	< 0,01
			Gründling	$y = -7,31 + 0,73 \cdot x$	5	0,97	0,94	< 0,01
		Strömung	Aitel	$y = 3,52 - 5,35 \cdot x$	8	-0,89	0,79	< 0,01
			Laube	$y = 5,65 - 3,13 \cdot x$	11	-0,79	0,62	< 0,01
	Gesamtabfluss	Abflussrate	Laube	$y = 4,28 - 0,03 \cdot x$	17	-0,57	0,28	< 0,02
			Rotaug	$y = 0,12 + 0,04 \cdot x$	8	0,75	0,57	< 0,03
		Strömung	Laube	$y = 6,03 - 3,89 \cdot x$	17	-0,84	0,70	< 0,001
			Barbe	$y = 5,17 - 7,18 \cdot x$	7	-0,83	0,68	< 0,04
Ausdrift	Normalabfluss	Abflussrate	Aitel	$y = 1,98 - 2,26 \cdot x$	15	-0,66	0,44	< 0,01
			Sichttiefe	$y = 3,91 - 6,97 \cdot x$	25	-0,53	0,28	< 0,02
		Strömung	Laube	$y = 3,13 - 3,71 \cdot x$	25	-0,55	0,3	< 0,02
	Gesamtabfluss	Abflussrate	Aitel	$y = 1,98 - 0,10 \cdot x$	12	-0,8	0,64	< 0,001
			Laube	$y = 2,23 - 2,28 \cdot x$	25	-0,45	0,20	< 0,03
		Sichttiefe	Laube	$y = 3,58 - 6,32 \cdot x$	25	-0,48	0,23	< 0,02
		Strömung	Aitel	$y = 2,14 - 2,56 \cdot x$	12	-0,79	0,63	< 0,01
			Laube	$y = 2,23 - 2,27 \cdot x$	25	-0,45	0,20	< 0,03

Für eine passive Ausschwemmung würde sprechen, dass gegen die Kraft steigender Abflüsse eine zunehmende Anzahl größerer Larval- bzw. Juvenilstadien nicht mehr anschwimmen kann und verdriftet wird. Andererseits wäre denkbar, dass besonders die größeren Jungfischstadien erhöhte Abflussraten, in denen sie noch schwimmfähig sind, aktiv nutzen. Nachdem die Schwimmfähigkeit von Fischen eine Funktion ihrer Körperlänge ist, würde ein aktiv gesteuertes Driftverhalten eine Reaktion auf die Attacken von Prädatoren noch möglich machen. Zusätzlich würde sich das Risiko eines Aufeinandertreffens mit Prädatoren bei erhöhten Abflüssen reduzieren, da ein größerer Wasserkörper vorhanden ist. Unabhängig davon, welcher Mechanismus zutrifft, kommt es in beiden Fällen zu einem Anstieg der mittleren Totallängen in der Drift.

Aus den regulierten Flussstrecken drifteten bei abnehmender Sichttiefe zunehmend größere Larval- bzw. Juvenilstadien von Aitel, Barbe, Laube und Rotaugen in die renaturierten Mainbereiche ein (Aitel: $r_s = -0,63$, $N = 54$; $p < 0,001$, Barbe: $r_s = -0,81$, $N = 34$; $p < 0,001$, Laube: $r_s = 0,51$, $N = 158$; $p < 0,001$ und Rotaugen: $r_s = -0,67$, $N = 63$; $p < 0,001$) und zeigten dadurch ein kryptisches Verhalten, das auf Prädatorenvermeidung ausgerichtet war. Eine Abhängigkeit zwischen der Intensität der Ausdrift und der Sichttiefe bestand bei den einzelnen Hauptarten nur für die Laube. Bei zunehmend klarem Wasser verließen signifikant weniger Lauben die renaturierten Mainbereiche Richtung regulierten Fluss, unabhängig von der Abflusssituation. Die tagesperiodische Aufschlüsselung der Ein- und Ausdrift nach Dunkel-, Dämmerungs- und Lichtphase bei den fünf Hauptarten an Main und Rodach zusammen ergab nur für die Eindrift während des Tages eine grenzwertig signifikante Regression ($y = 82,3 - 1,49 \cdot x$; $N = 17$; $r^2 = 0,09$; $r = -0,29$; $p = 0,07$), wobei die Driftintensität mit abnehmender Sichttiefe zunahm.

Am deutlichsten beeinflusste eine stärker werdende Strömung die Driftintensität einzelner Hauptarten (Tab. 4.19). Die Ein- und Ausdriftraten der Laube gingen generell bei zunehmender Strömung signifikant zurück. Das gleiche traf auf die Ein- und Ausdriftraten des Aitels unter normalen Abflussbedingungen zu. Die Eindriftraten der Barbe waren für die gesamte Sommerperiode bei steigenden Strömungswerten ebenfalls signifikant rückläufig.

Im Gegensatz zum Main ergab sich an der Rodachmündung nur eine signifikante Abhängigkeit zwischen der Abflussrate und dem gesamten Driftaufkommen. Mit ansteigenden Abflusswerten ging die Ausdriftrate signifikant zurück ($y = 1,77 - 0,35 \cdot x$; $N = 18$; $r^2 = 0,42$; $r = -0,65$; $p < 0,01$). Dies unterstrich ebenfalls die Bedeutung der renaturierten Rodachmündung als Refugium für larvale und juvenile Fische.

Keinen Einfluss auf die Driftraten des gesamten Jungfischaufkommens bzw. bei den fünf Hauptarten hatten die Entfernungen zwischen den einzelnen renaturierten Flussstrecken. In Bereichen des Obermains mit näher zueinander liegenden Renaturierungsbereichen zeigten sich keine signifikant erhöhten Driftraten (Spearman Rang-Korrelation, $p > 0,05$). Die Driftraten der Barbe stiegen grenzwertig an ($r_s = 0,41$, $N = 21$; $p < 0,07$).

4.5 Fischökologische Funktionalität einer Altwasser-Kiesseeanbindung an den Main

4.5.1 Diurnale und saisonale Kurzstanzwanderungen zwischen Fluss und Anbindung

Die Wasserchemie des Mains unterschied sich von der Altwasser-Kiesseeanbindung in der Mehrheit der Messintervalle (59,4%). Über den gesamten Untersuchungszeitraum waren die Unterschiede bei der Temperatur und der Sauerstoffsättigung sowie beim pH-Wert und der Leitfähigkeit (Tab. 4.20) signifikant (Wilcoxon, $p < 0,05$).

Tab. 4.20: Durchschnittswerte (MW), Minima (Min.), Maxima (Max.) und Standardabweichungen (SD) der wasserchemischen Parameter Temperatur, Sauerstoffsättigung, pH-Wert und Leitfähigkeit, die im Main und der Altwasser-Kiesseeanbindung an den Fangtagen von April bis Ende November 2003 gemessen wurden. Für die Flusswerte wurden die Probenstellen im Main und die flussnahen Messtransekte (Transekte I und II) zusammengefasst.

Datum	Temperatur [°C]								Sauerstoff [mg/l]							
	Fluss				Altwasser				Fluss				Altwasser			
	MW	Min	Max	SD	MW	Min	Max	SD	MW	Min	Max	SD	MW	Min	Max	SD
16. Apr	12,0	10,6	13,5	1,2	12,2	10,6	13,9	1,4	12,0	10,1	13,4	1,4	12,5	10,9	13,7	1,2
23. Apr	13,5	11,6	16,3	1,6	14,1	12,3	17,0	1,6	13,5	11,0	15,7	1,8	14,4	12,0	16,0	1,6
08. Mai	18,3	15,5	19,7	1,5	18,9	16,0	20,9	1,7	13,5	9,9	16,8	2,5	14,5	10,1	17,4	3,3
15. Mai	12,8	11,5	14,2	1,0	13,6	12,3	14,8	1,1	11,1	9,7	12,6	1,1	10,4	9,0	11,9	1,1
28. Mai	16,6	15,5	17,8	1,0	17,2	16,2	18,4	1,0	12,3	9,8	17,1	2,2	13,1	10,0	17,7	2,3
10. Jun	22,8	20,4	25,3	1,7	23,5	20,8	26,0	1,9	11,9	8,0	15,9	2,6	12,7	8,4	16,8	2,9
26. Jun	21,1	16,5	24,5	2,7	21,7	16,9	25,4	2,9	12,2	10,2	14,6	1,5	12,6	10,4	15,6	2,1
16. Okt	7,4	6,1	9,5	1,1	7,9	6,7	10,0	1,2	10,6	9,6	14,9	4,7	10,1	9,0	14,0	4,6
26. Nov	6,2	6,1	6,3	0,1	6,1	6,1	6,3	0,1	12,4	11,8	14,6	0,9	12,5	11,9	14,4	0,8

Datum	pH								Leitfähigkeit [µS/cm]							
	Fluss				Altwasser				Fluss				Altwasser			
	MW	Min	Max	SD	MW	Min	Max	SD	MW	Min	Max	SD	MW	Min	Max	SD
16. Apr	7,5	7,2	7,8	0,2	7,6	7,3	7,8	0,2	428,0	407,0	442,6	86,3	415,9	399,3	496,4	121,7
23. Apr	7,6	7,4	7,9	0,2	7,7	7,6	7,9	0,1	457,3	402,8	512,7	115,3	436,5	391,4	424,5	94,3
08. Mai	7,8	7,7	7,8	0,1	7,8	7,7	8,2	0,3	469,1	406,4	497,0	93,1	405,4	412,2	460,1	158,0
15. Mai	7,8	7,7	8,0	0,1	7,8	7,7	7,9	0,1	398,9	227,9	541,2	161,4	395,3	265,3	477,3	160,3
28. Mai	7,9	7,7	8,3	0,4	8,0	7,7	8,3	0,4	419,2	268,2	644,1	253,3	470,6	251,4	699,3	277,6
10. Jun	7,5	7,0	8,1	0,3	7,5	6,9	7,8	0,3	410,8	297,3	509,2	156,6	398,1	298,3	699,3	151,9
26. Jun	7,7	7,5	7,9	0,1	7,7	7,4	7,8	0,2	411,7	356,7	455,1	93,2	391,7	342,3	466,2	101,2
16. Okt	7,7	7,5	7,8	0,1	7,6	7,4	7,9	0,2	357,6	346,1	456,3	110,1	361,2	350,9	433,5	111,2
26. Nov	7,5	6,1	7,9	0,8	7,3	6,7	7,9	0,5	382,4	356,0	479	85,1	382,9	360,0	476,1	130,1

Insgesamt nahmen Wassertemperatur, pH-Wert und Sauerstoffsättigung zum Fluss hin ab. Die Leitfähigkeit lag im Main höher als in der Altwasser-Kiesseeanbindung. Die gemittelten Messwerte der einzelnen Parameter unterschieden sich für die gesamte Untersuchungsperiode wie folgt: 0,6 °C, 0,3 DO/l, 0,1 pH-Einheiten und 84,4µS/cm. Im saisonalen Verlauf war auffällig, dass bis Ende Mai Sauerstoffsättigungen und Wassertemperaturen in der Anbindung signifikant höher waren als im Fluss (Wilcoxon, $p < 0,05$). Im Sommer näherten sich die nächtlichen Wassertemperaturen in der Altwasser-Kiesseeanbindung den Werten im Main an. Zum Winter nivellierten sich die Temperaturunterschiede zwischen beiden Gewässern. Die Richtung des Wasserstroms zwischen der Altwasser-Kiesseeanbindung und dem Main änderte sich je nach Pegelschwankung im Main kurzfristig. Die Strömungsgeschwindigkeit lag dabei an der Oberfläche nie höher als 0,05 m/sec. Eine Ausnahme stellte der Fangtag Ende Juni 2003 dar. Aufgrund des bereits stark gesunkenen Wasserstandes im Fluss strömte aus der Kiesseeanbindung permanent Wasser in den Main (Strömungsgeschwindigkeit: 0,1 m/sec). Ab Juli fiel die Anbindung zum Fluss bis zum Herbst trocken. Die mittlere Wassertiefe für die gesamte Fangsaison lag in der Anbindung bei 35,5 cm und schwankte um durchschnittlich 19 cm. Die absolute Wassertiefe variierte zwischen 0 bis 53 cm.

Zwischen April und Dezember 2003 wurden insgesamt 450 Fische von 15 Arten zwischen Main und Anbindung bei Trieb erfasst (Tab. 4.41). Mit Ausnahme von Aal, Aitel und Nerfling konnten alle Fischarten als potamodrome Kurzstanzwanderer kategorisiert werden. Der Aal gilt als katadromer Langstanzwanderer, Aitel und Nerfling als potamodrome Wanderfische mit mittleren Migrationsstrecken. Insgesamt überwogen Arten der phytho-lithophilen bzw. der lithophilen Laichgilde.

Laichfische stellten 24% des Gesamtfangs, Jungfische trugen 19,1% dazu bei. Am häufigsten wanderten die Arten Laube, Rotaugen, Flussbarsch, Kaulbarsch und Brachse zwischen Fluss und Altwasser hin und her. Diese fünf Arten stellten knapp 90% des Gesamtfangs. Die phythophilen Arten Rotfeder und Schleie wurden zusammen mit dem Güster vereinzelt zwischen Fluss und Altwasser nachgewiesen. Bei den rheophilen Arten Aitel, Nerfling und Rapfen gab es nur Einzelnachweise. Für diese Arten war die Laichplatzsituation im Altwasser ungeeignet. Der relative Anteil an bestimmaren Laich- und Jungfischen variierte bei den häufigsten Arten sehr stark. Während beim Kaulbarsch hauptsächlich Laichtiere zwischen Fluss und Altwasser wechselten waren es beim Güster vorrangig Jungtiere. Von den erfassten Arten zogen mehr Fische vom Fluss ins Altwasser (72%) als in die umgekehrte Richtung (28%) (Abb. 4.41). Der Unterschied war sowohl für den gesamten Untersuchungszeitraum (Wilcoxon, $N = 72$, $Z = 4,54$; $p < 0,001$) als auch für die Laichperiode (April-Juli) und den Winter (Oktober-November) signifikant (Wilcoxon, $N = 56$, $Z = 2,77$; $p < 0,01$ bzw. $N = 16$, $Z = 2,47$; $p = 0,01$).

Tab. 4.21: Nachgewiesene Fischarten, deren Häufigkeiten sowie relativer Laich- und Jungfischanteil an der Altwasser-Kiesseeanbindung zum Main bei Trieb von April bis November 2003.

Arten	Gesamtfang	Anteil Laichfische [%]	Anteil Jungfische [%]
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	134	2,2	6,7
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	101	20,8	12,9
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	73	9,6	42,5
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	51	80,4	13,7
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	37	59,5	18,9
Güster (<i>Blicca björnca</i>)	16	6,3	81,3
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	12	58,3	25,0
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	12	33,3	-
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	4	-	100,0
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	3	-	-
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	3	-	-
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	1	100,0	-
Karpfen (<i>Cyprinus caprio</i>)	1	-	-
Nerfling (<i>Leuciscus idus</i>)	1	-	-
Rapfen (<i>Aspius aspius</i>)	1	100,0	-
Gesamt	450	24,0	19,1

Artspezifisch zeigten Laube und Rotauge (Abb. 4.42.1) ein entsprechendes Wanderverhalten für diese Zeiträume (Wilcoxon, $N = 71$, $Z = 2,63$; $p < 0,001$). Auch auf den Kaulbarsch traf dies mit Ausnahme der Winterperiode zu (Wilcoxon, $N = 72$, $Z = 3,37$; $p < 0,001$)

Die Anzahl einwandernder Laichfische korrelierte während der Laichperiode von Mitte April bis Ende Juni nicht mit der mittleren Wassertemperatur ($r_s = 0,21$; $N = 20$, $p > 0,05$). Hingegen wanderten mit fallender Wassertemperatur insgesamt signifikant mehr Fische in den Altarm ein ($r_s = -0,73$; $N = 9$, $p = 0,03$). Der gleiche Zusammenhang fand sich für den Flussbarsch ($r_s = -0,54$; $N = 21$, $p = 0,01$).

Kaulbarsch und Brachse wanderten fast ausschließlich zur Dämmerung und nachts (Abb. 4.42.2) und hatten demnach das höchste Tages-Nacht-Verhältnis (T-D-Ratio). Vom Altwasser in den Fluss wanderten Kaulbarsche nur in der Dunkelheit. Die Wanderungen von Laube, Rotauge und Flussbarsch fanden über den ganzen Tag verteilt statt. Dabei waren die Wanderungsbewegungen beim Flussbarsch am ausgeglicheneren. In den Altarm einwandernde Lauben und Rotaugen hatten ein bimodales Aktivitätsmuster mit einer Spitze gegen Mittag und um Mitternacht. Vom Altwasser in den Fluss zogen diese beiden Arten vorwiegend um Mitternacht.

Abfluss [m ³ /sec]	14,3	13,0	11,1	13,4	13,4	7,8	6,7	6,6	8,1
Mitt. Temp. [C°]	12,0	17,0	19,3	13,8	17,9	23,8	22,7	8,4	6,1

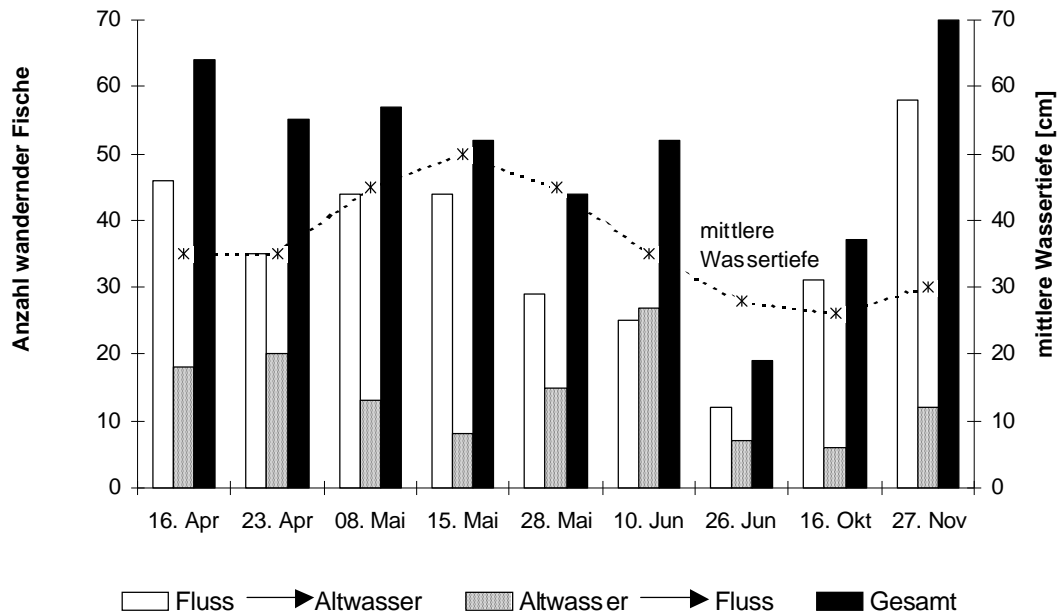


Abb. 4.41: Mittlere Wassertiefe und die Anzahl der erfassten Fische, die zwischen Main und der Altarm-Kiesseeanbindung bei Trieb von April bis November 2003 wanderten.

Die meisten Austauschbewegungen wurden im Frühjahr (16.4-15.5.2003) und zum Winter (27.11.2003) festgestellt. Vom Frühjahr bis Ende Mai machten Laichfische einen großen Teil des Gesamtaufkommens aus (Abb. 4.43), während zum Winter Jungfische überwogen (Abb. 4.45). Ende Juni ging aufgrund der Trockenheit das Abflussregime des Mains deutlich zurück und damit auch die Wanderbewegungen der Fische. Bei den geringen Wasserständen zogen die Fische ausschließlich während der Nacht bzw. den frühen Morgenstunden ins Altwasser oder in den Fluss. Im Verlauf des Sommers wurde der Altarm bei weiter fallenden Abflussraten bis Ende September fast komplett vom Fluss abgeschnitten. Während dieser Phase blieb nur ein etwa 1 m breites und einige Zentimeter tiefes Rinnsal erhalten, durch das Wasser aus dem Kiessee über den Altarm zum Fluss lief.

Von April bis Ende Juni wanderten Laichfische zwischen Fluss und Altwasser (Abb. 4.43). Der Höhepunkt des Laichfischaufkommens lag Anfang Mai (66,6% am Gesamtaufkommen) und viel danach stetig ab. Von insgesamt 109 erfassten Laichfischen wanderten 71% Richtung Altwasser und 29% Richtung Fluss. Die Einwanderate lag bis Mitte Juni stets über der Auswanderate. Sie war zum Höhepunkt der Laichwanderung Anfang Mai signifikant größer als die Abwanderung von Laichfischen in den Fluss (Wilcoxon, $Z = 2,37$; $N = 8$, $p = 0,02$).

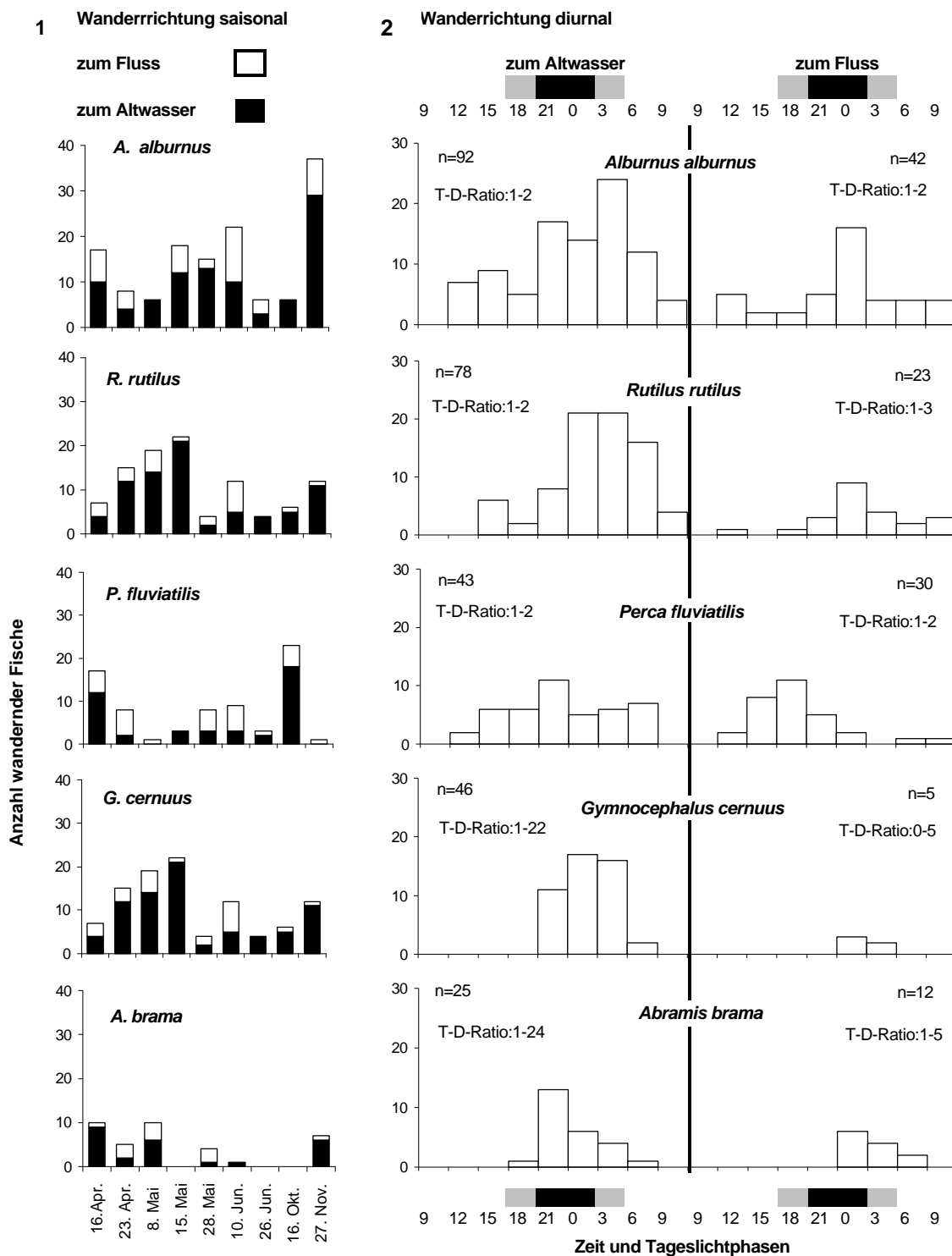


Abb. 4.42.1 und 4.42.2: Saisonale und diurnale Wanderbewegungen der fünf Hauptarten Laube, Rotauge, Flussbarsch, Kaulbarsch und Brachse zwischen Fluss und Altwasser-Kiesseeanbindung. Für die diurnalen Wanderungen wurden die Daten aller Untersuchungstage zusammengelegt. Die Tagesphasen (Dämmerung: grau, Nacht: schwarz) und die Tages-Nacht-Verteilung (T-D-Ratio) sind mit angegeben. Eine Bewertung der Dämmerungsphase wurde nicht durchgeführt, da die zeitliche Tag-Dämmerungs-Nachtverteilung der gesamten Untersuchungsperiode für die Analyse der Wanderaktivität gemittelt wurde (nach HOHAUSOVÁ et al., 2003).

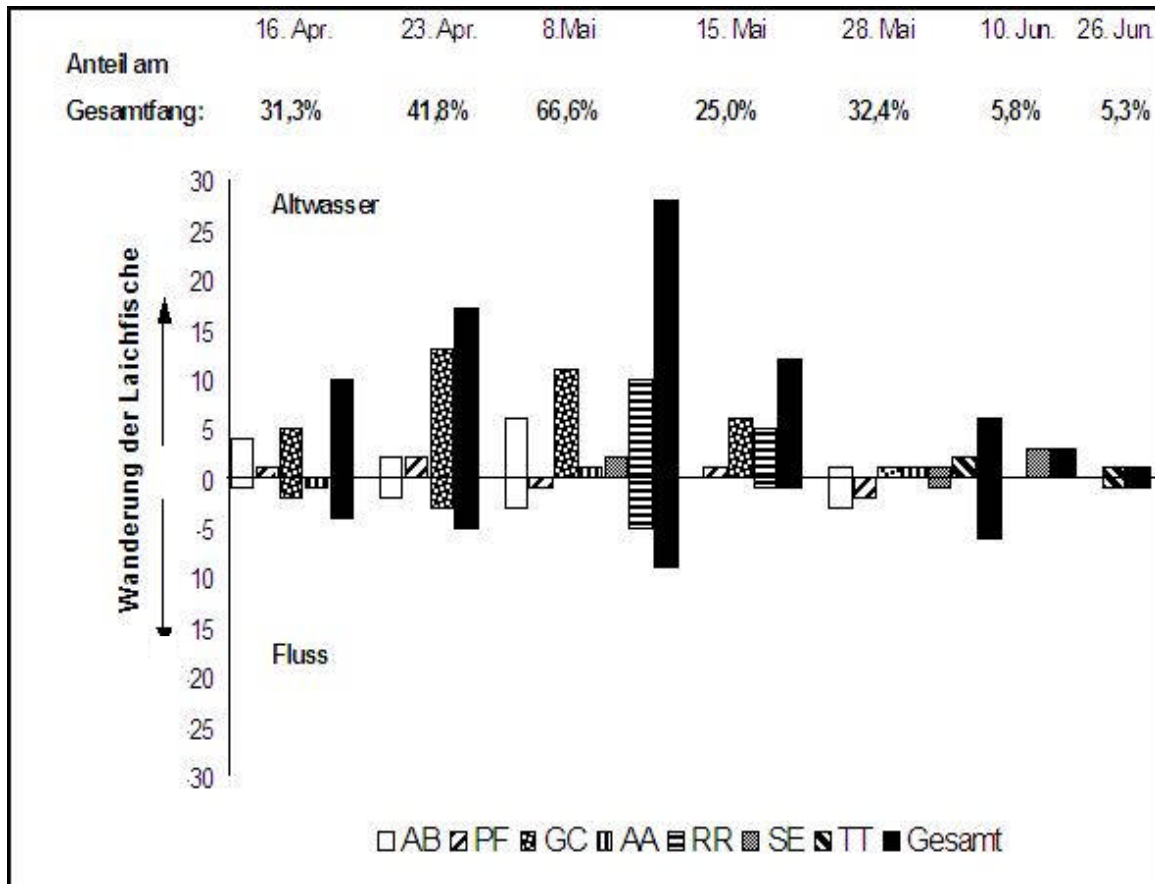


Abb. 4.43: Saisonale Wanderbewegungen der nachgewiesenen Laichfischarten Laube (AA: *A. alburnus*), Rotaugen (RR: *R. rutilus*), Flussbarsch (PF: *P. fluviatilis*), Kaulbarsch (GC: *G. cernuus*), Brachse (AB: *A. brama*), Rotfeder (SE: *S. erythrophthalmus*) und Schleie (TT: *T. tinca*) zwischen dem Fluss und der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb während der erfassten Laichperiode 2003. Mit angegeben ist der jeweilige relative Anteil der Laichfische am Gesamtaufkommen.

Die sieben Arten Brachse, Flussbarsch, Kaulbarsch, Laube, Rotaugen, Rotfeder und Schleie dominierten mit 94% das Laichfischauftreten. Kaulbarsch, Rotaugen und Brachse wurden sowohl beim ein- als auch beim Auswandern am häufigsten nachgewiesen. Bei allen Arten zogen während der Laichsaison mehr Individuen in den Altarm als in den Fluss. Dabei wanderten signifikant mehr laichbereite Kaulbarsche ins Altwasser (Wilcoxon, $Z = 2,82$, $N = 56$; $p < 0,01$). Die Spitzen des Laichauftretens lagen bei Brachse und Kaulbarsch Ende April bis Anfang Mai. Das Rotaugen folgte ab Anfang Mai. Während dieser Zeit stand das Wasser im Altarm am höchsten.

Das gesamte Geschlechterverhältnis war beinahe ausgeglichen zwischen Milchnern (52%) und Roggnern (48%). Exakt gleich viele männliche wie weibliche Laichfische wanderten in den Altarm ein, während aus dem Altarm mehr Männchen (60%) in den Fluss zogen. Bei Flussbarsch, Schleie, Rotfeder und Laube dominierten die Männchen die Zusammensetzung des Laichfischauftretens bis Juli (Tab. 4.22). Das

Geschlechterverhältnis bei Brachse, Kaulbarsch und Rotauge war hingegen äußerst ausgeglichen.

Tab. 4.22: Gesamtzahl und Geschlechterverhältnis der sieben häufigsten Laichfischarten an der Altarm-Kiesseeanbindung von April bis Juli 2003.

Arten	Geschlechterverhältnis Männchen : Weibchen	Gesamtzahl Laichfische
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	1 : 0,5	3
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	1 : 1,3	21
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	1 : 0,2	7
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	1 : 1,2	41
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	1 : 1,0	22
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	1 : 0,4	7
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	1 : 0,3	4

Zu Beginn der Laichsaison von Mitte bis Ende April dominierten bei den einwandernden Laichfischen Milchner (69 %), ab Ende April bis Anfang Juni waren es die weiblichen Laichfische (59%).

Während der Laichsaison war der Anteil an laichbereiten Individuen bei den einzelnen Arten unterschiedlich ausgeprägt. Laichbereite Flussbarsche bzw. Lauben machten bei den ins Altwasser einwandernden Individuen nur jeweils 2,5% aus, bei den auswandernden Tieren in den Fluss lag er sogar nur bei 1,2%. Beim Rotauge waren 19,0% der einwandernden Individuen in Laichstimmung, bei abwandernden Individuen waren es 7,8%. Deutlich höher lagen die Werte bei der Brachse mit 54,1% der einwandernden bzw. 37,5% der abwandernden Individuen. Bei den beiden phythophilen Arten Schleie und Rotfeder gab es einen signifikanten Unterschied zwischen dem Anteil an laichbereiten Individuen, die ins Altwasser zogen (25% bzw. 42,8%) und die in den Fluss abwanderten (7,1% bzw. 8,3%) ($\chi^2 = 6,7$; $df = 1$; $p < 0,01$ bzw. $\chi^2 = 18,3$; $df = 2$; $p < 0,01$). Der höchste Anteil einwandernder Laichfische fand sich mit 75% beim Kaulbarsch. Der Unterschied zu den in den Fluss abwandernden laichbereiten Kaulbarschen von 10,5 % war ebenfalls hoch signifikant ($\chi^2 = 30,65$; $df = 3$; $p < 0,01$). Entsprechend den nicht laichbereiten Fischen nutzen auch die Laichfische überwiegend die Nacht und Dämmerungsphasen für ihre Migration (Abb. 4.44). Der relative Anteil in der Nacht ziehender Laichfische lag etwas niedriger als bei nicht laichbereiten Fischen (80% vs. 87%). Die einzelnen Fischarten nutzen zum ein- und auswandern überwiegend die Dunkelphasen. Flussbarsch und Rotfeder waren auch am Tag verstärkt aktiv. Die zeitlichen Aktivitätsmuster der Laichfische wichen jedoch weder insgesamt noch bei einzelnen Arten von denen nicht laichbereiter Fische ab (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$).

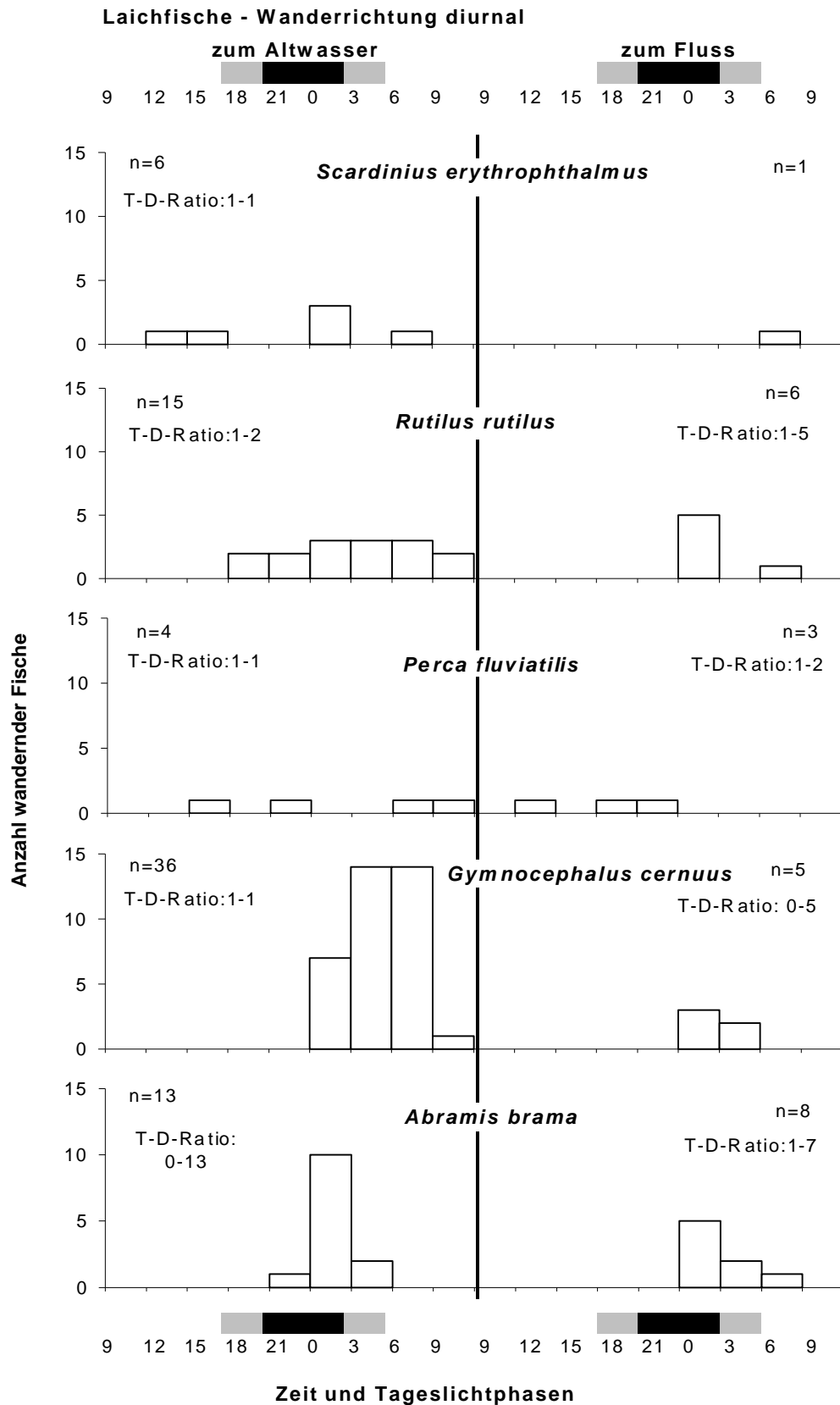


Abb. 4.44: Diurnale Wanderbewegungen der Laichfischarten Rotfeder (*S. erythrophthalmus*), Rotaugen (*R. rutilus*), Flussbarsch (*P. fluviatilis*), Kaulbarsch (*G. cernuus*) und Brachse (*A. brama*) zwischen Fluss und Altwasser-Kiesseeanbindung. Die Tagesphasen (Dämmerung: grau, Nacht: schwarz) und die Tages-Nacht-Verteilungen (T-D-Ratio) sind mit angegeben.

Insgesamt stieg zu Beginn der Laichsaison der Anteil laichbereiter Fische mit zunehmendem Wasserstand im Altarm an. Ein Zusammenhang zwischen den Umweltvariablen Abfluss und Temperatur und dem Laichfischauftreten generell bzw. den einzelnen Wanderungsrichtungen konnte weder für das Gesamtaufkommen noch für einzelne Arten festgestellt werden.

Eine Ausnahme stellte das Rotauge dar. Während der Laichperiode wanderten sowohl laichbereite als auch nicht gezeichnete Rotaugen mit steigenden Abflüssen verstärkt in die Anbindung (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = 0,41$; $N = 28$; $p = 0,03$).

Jungfische (Altersklasse 1+) wanderten von April bis Dezember zwischen Fluss und Altwasser (Abb. 4.45). Insgesamt wurden 107 Jungfische von 9 verschiedenen Arten (Brachse, Flussbarsch, Güster, Kaulbarsch, Laube, Rapfen, Rotfeder, Rotauge und Zander) erfasst. Dabei zogen 65% Richtung Altwasser und 35% Richtung Fluss.

Zu- und Abwanderung zeigten einen bimodalen Verlauf mit einer ersten gemeinsamen Spitze im April 2003. Die Abwanderungsrate in den Fluss stieg zum Sommer erneut an. Hingegen erreichte die Einwanderungsrate in die Anbindung zum Winter die absoluten Spitzenwerte. Der relative Anteil an Jungfischen am Gesamtfang war zu dieser Zeit am höchsten. Signifikant mehr Jungfische wanderten während der Untersuchungsperiode vom Fluss ins Altwasser (Wilcoxon, $Z = 1,97$, $N = 72$; $p = 0,05$). Am stärksten ausgeprägt war der Unterschied für die Winterperiode (Wilcoxon, $Z = 2,40$, $N = 16$; $p = 0,01$). Über den gesamten Untersuchungszeitraum nahmen die Wanderbewegungen der Jungfische generell mit fallenden Wassertemperaturen zu (Spearman Rang-Korrelation, $N = 59$, $r_s = -0,32$, $p = 0,01$). Jedoch stieg nur die Einwanderung als zielgerichtete Bewegung bei kühlerem Wasser signifikant an ($r_s = -0,63$, $N = 34$; $p < 0,001$). Während der Winterperiode korrelierte die Einwanderungsrate der Jungfische mit rückläufigen Wassertemperaturen und steigenden Abflusswerten ($r_s = -0,72$; $N = 9$, $p = 0,03$ bzw. $r_s = 0,76$; $N = 9$, $p = 0,02$).

Flussbarsch, Rotauge und Güster waren sowohl bei den einwandernden als auch bei den auswandernden Jungfischen die dominanten Arten (37%, 16% und 13% bzw. 54%, 16% und 8%). Relativ häufig zog zusätzlich der Kaulbarsche vom Fluss ins Altwasser (11%). Mit Ausnahme der Rotfeder wanderten während der Winterperiode alle nachgewiesenen Jungfischarten ins Altwasser. Für die einwandernden Flussbarsche ergab sich ein signifikanter Zusammenhang mit abnehmenden Wassertemperaturen (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = -0,97$; $N = 5$, $p < 0,01$).

Generell nutzen die Jungfische wie die adulten Individuen für ihre Wanderungen zwischen Fluss und Anbindung (Abb. 4.46) die Nacht und Dämmerungsphasen. Der relative Anteil in der Nacht ziehender Jungfische lag dabei etwas niedriger (74% vs. 80%).

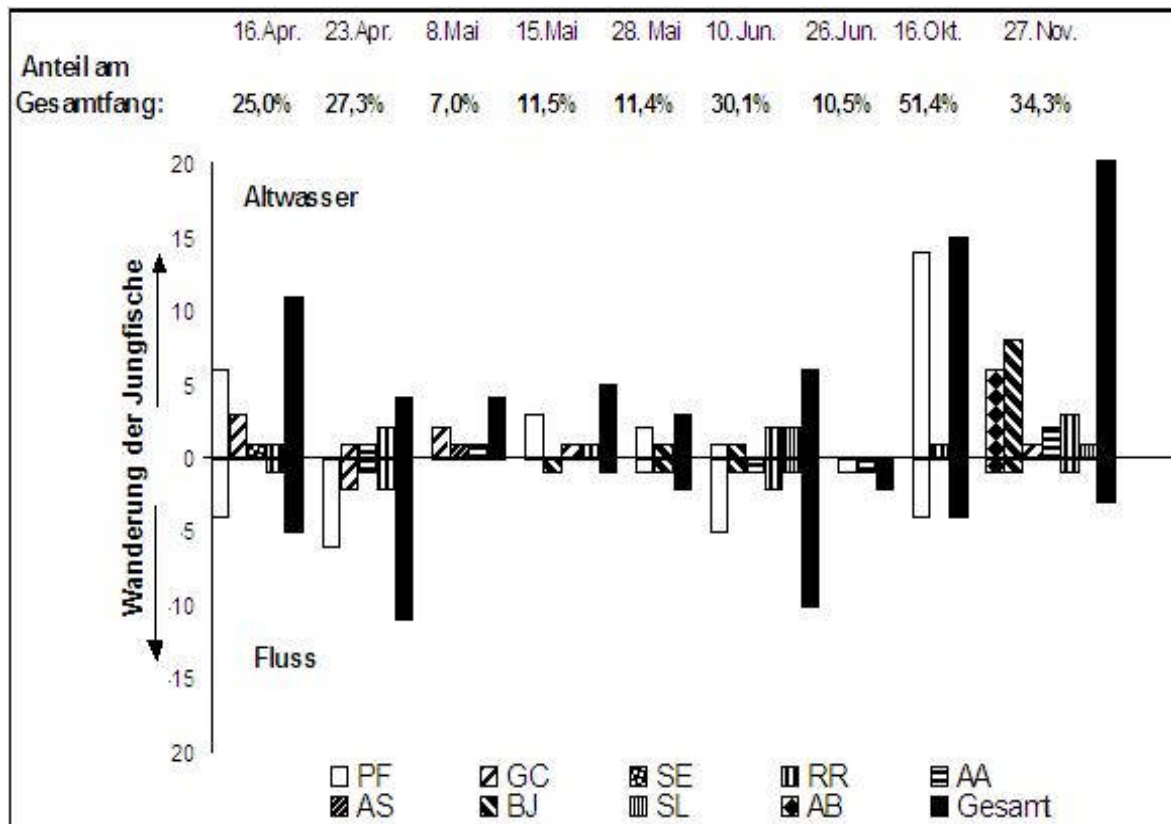


Abb. 4.45: Saisonale Wanderbewegungen der nachgewiesenen Jungfischarten Flussbarsch (PF: *P. fluviatilis*), Kaulbarsch (GC: *G. cernuus*), Rottfeder (SE: *S. erythrophthalmus*), Rotauge (RR: *R. rutilus*), Laube (AA: *A. alburnus*), Rapfen (AS: *A. aspius*), Zander (SE: *S. lucioperca*) und Brachse (AB; *A. brama*) zwischen Fluss und Anbindung von April bis Ende November 2003. Der relative Anteil der Jungfische am Gesamtaufkommen ist mit angegeben.

Die zeitlichen Aktivitätsmuster der Jungfische wichen nicht von denen der adulten Fische ab (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$). Eine Ausnahme waren die Arten Laube und Rotauge. Diese zeigten im Vergleich zu adulten Artgenossen eine geringere nächtliche Aktivität (Kolmogorov-Smirnov; Laube $p < 0,01$ und Rotauge $p < 0,01$). Der relative Anteil tagaktiver Jungfische lag deutlich höher (Laube: Adult = 25,4%, Jungfische = 40,0%; Rotauge: Adult = 7,4% und Jungfische = 36,8%).

Der Anteil Jungfische am Gesamtaufkommen war bei den einzelnen Arten saisonal unterschiedlich ausgeprägt. Junge Lauben machten bei den ein- und auswandernden Individuen nur jeweils 2,3% aus. Beim Rotauge waren 11,0% der einwandernden Individuen Jungfische, bei den abwandernden Individuen waren es 9,0%. Bei der Brachse war der Anteil einwandernder Jungfische mit 13,5% bzw. mit 12,7% bei den auswandernden Jungfischen geringfügig höher. Einen deutlichen Überhang bei den einwandernden Jungfischen zeigten Kaulbarsch, Flussbarsch und Güster (15,7% vs. 3,9%, 35,6% vs. 27,4% und 56,3% vs. 18,8%). Der Güster war die einzige Art, bei der mehr Jungfische als Alttiere nachgewiesen werden konnten.

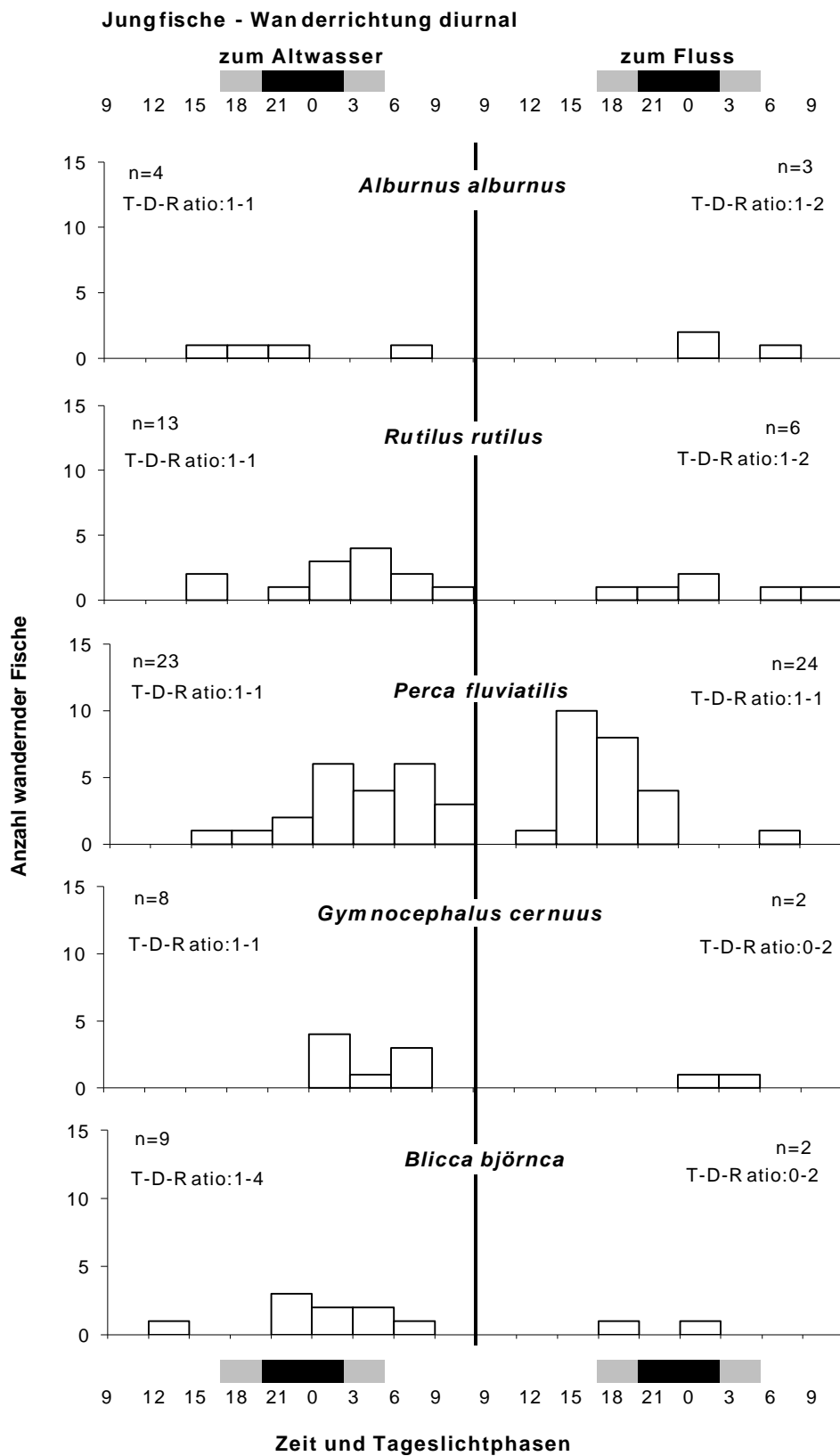


Abb. 4.46: Diurnale Wanderbewegungen der Jungfische Rotfeder (*S. erythrophthalmus*); Rotauge (*R. rutilus*), Flussbarsch (*P. fluviatilis*), Kaulbarsch (*G. cernuus*) und Brachse (*A. brama*) zwischen dem Fluss und Altwasser-Kiesseeanbindung. Die Tagesphasen (Dämmerung: grau, Nacht: schwarz) und die Tages-Nacht-Verteilung (T-D-Ratio) sind mit angegeben.

Während der Wintersaison stieg der Anteil einwandernder Jungfische bei Flussbarsch und Güster nochmals deutlich an (Winter 58,3% vs. 16,6% Frühjahr-Sommer bzw. Winter 80,0% vs. 10,0% Frühjahr/Sommer). Bei beiden Arten zogen signifikant mehr Jungfische in die Anbindung als in den Main abwanderten ($\chi^2 = 13,65$; $p < 0,001$ bzw. $\chi^2 = 33,2$; $p < 0,001$).

Die Längen-Häufigkeitsverteilungen der erfassten Fischarten wiesen unterschiedlich große Spannweiten auf (Abb. 4.47). Die Cyprindienarten Brachse (100–490 mm TL), Rotaugen (110–300 mm TL) und Laube (60–210 mm TL) hatten relativ große Spannweiten bei der Totallänge, während diese bei den Percidenarten Flussbarsch (90–210 mm TL) und Kaulbarsch (80–160 mm TL) geringer ausfielen. Zu Beginn der Laichsaison dominierten bei den fünf Hauptarten die größeren Laichfische (Abb. 4.48). In den Wintermonaten wurden hauptsächlich die kleineren Jungfische nachgewiesen.

Adulte Brachsen nahmen im Verlauf des Jahres signifikant an Größe zu (Kruskal-Wallis Anova und Mediantest, $H = 12,8$, $df = 4$, $p = 0,01$; Spearman Rang-Korrelation, $r_s = 0,63$, $N = 30$; $p < 0,001$). Adulte und laichbereite Brachsen, die vom Altwasser in den Fluss zogen, waren signifikant größer als einwandernde Individuen (Mann-Whitney U-Tests, $U = 24,5$, $p = 0,02$ bzw. $U = 40,5$, $p < 0,01$). In den Altarm einwandernde adulte Rotaugen zeigten über die Untersuchungsperiode eine signifikante Zunahme der Größe, (Kruskal-Wallis Anova und Mediantest, $H = 17,97$, $df = 7$, $p = 0,01$), die besonders auffällig für die Dauer der Laichperiode war (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = 0,46$, $N = 21$, $p < 0,03$). Auch die durchschnittliche Totallänge laichbereiter Kaulbarsche nahm zu Beginn ihrer Laichzeit signifikant zu (Mann-Whitney U-Test, $U = 15,0$; $p = 0,04$; $N = 19$, Spearman Rang-Korrelation, $r_s = 0,50$, $N = 19$, $p = 0,03$). Sie lag am 2. Fangtag (TL \pm SE: $122,3 \pm 4,3$ mm) Ende April deutlich über der mittleren Totallänge von Mitte April (TL \pm SE: $107,6 \pm 4,9$ mm). Junge Flussbarsche hatten im Hinblick auf die Tageszeiten ein signifikant geprägtes Aktivitätsmuster (Kruskal-Wallis Anova und Mediantest, $H = 16,48$; $df = 7$, $p = 0,01$). Die längsten Jungfische wanderten jeweils zu Mittag bzw. zu den frühen Nachtstunden in den Fluss.

Bei insgesamt 17 Fischen gelangen individuelle Wiederfänge, die Austauschbewegungen zwischen Fluss und Altwasser dokumentierten. Mit nur 3,7% am Gesamtfang war die Rate zu gering, um sie für eine Bestandshochrechnung zu nutzen (KREBS, 1999). Alle Wiederfänge wurden jeweils innerhalb eines Fangtages gemacht. Ausnahme war ein adultes Rotaugen, das am ersten Fangtag (16.4.2003) um Mitternacht beim Auswandern vom Altwasser in den Fluss markiert wurde und am dritten Fangtag beim Einwandern vom Fluss in das Altwasser wieder gefangen werden konnte. Schwerpunkt der dokumentierten Austauschbewegung war die Laichsaison Anfang Mai und Mitte Juni (19% bzw. 25% des Gesamtfangs).

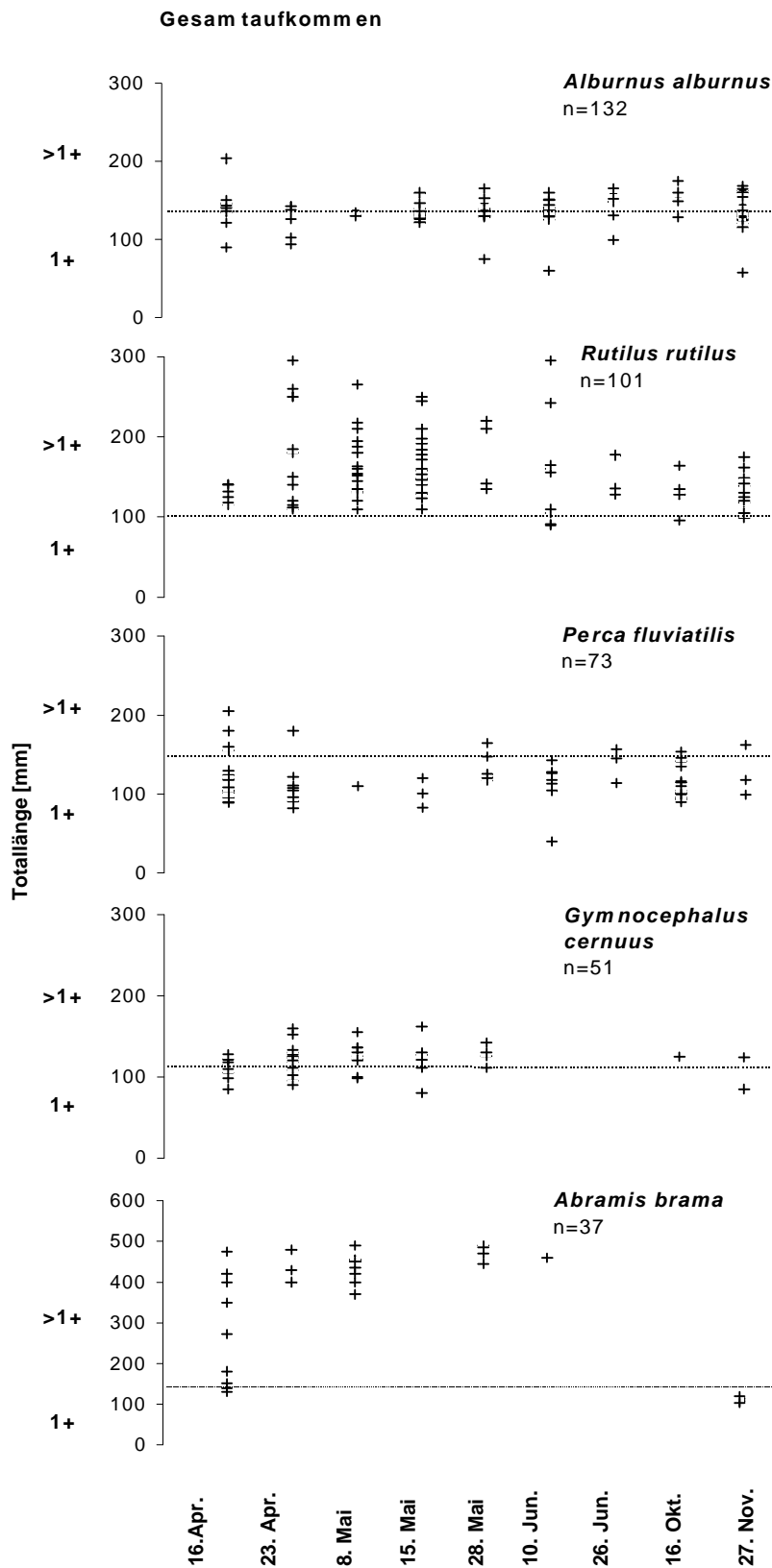


Abb. 4.47: Längen-Häufigkeitsverteilungen des Gesamtaufkommens der fünf Hauptarten, Laube (*A. alburnus*), Rotauge (*R. rutilus*), Flussbarsch (*P. fluviatilis*), Kaulbarsch (*G. cernuus*) und Brachse (*A. brama*), die zwischen Fluss und Anbindung 2003 erfasst wurden. Die jeweiligen Totallängen, die zwischen der Altersklasse 1+ und >1+ trennen, sind mit aufgetragen (nach HOHAUSOVÁ et al., 2003).

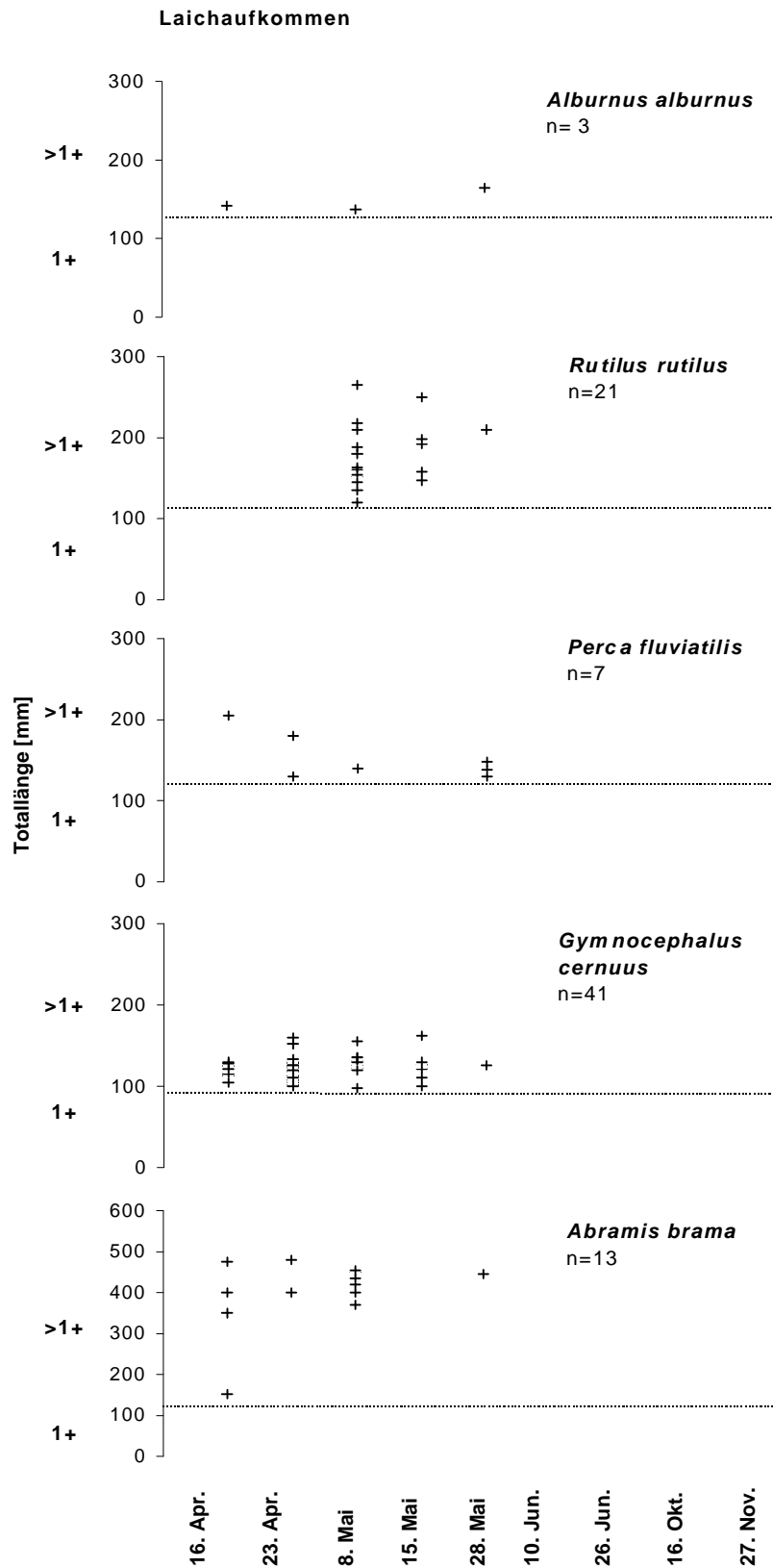


Abb. 4.48: Längen-Häufigkeitsverteilungen bei den Laichfischen der fünf Hauptarten, Laube (*A. alburnus*), Rotauge (*R. rutilus*), Flussbarsch (*P. fluviatilis*), Kaulbarsch (*G. cernuus*) und Brachse (*A. brama*), die zwischen die zwischen Fluss und Anbindung 2003 erfasst wurden. Die jeweiligen Totallängen, die zwischen den Altersklassen 1+ und >1+ trennen sind mit aufgetragen (nach HOHAUSOVÁ et al., 2003).

Tab. 4.23: Austauschbewegungen und mittlere Verweilzeiten wieder gefangener Fische zwischen Fluss und Altwasser-Kiesseeanbindung von April bis November 2003. Berücksichtigt sind nur Wiederfänge innerhalb eines Fangtages. Angegeben ist die Wanderungsrichtung und die Tagesphase, bei der die Fische zum ersten Mal erfasst wurden.

	Tag		Dämmerung		Nacht		Max. Mittlere Verweilzeit [h]	Laichfische	Jungfische
	Fluss	Altwasser	Fluss	Altwasser	Fluss	Altwasser			
Aal					1 ←		6	100%	
Brachse			→	3			3	100%	
Flussbarsch	→	1			1 ←		4,5	50%	50%
Güster	→	1			1 ←		6		
Laube	←	3			1 ←		4,5		
Rotauge					1 ←		3		
Schleie	→	1			2 ←		6	75%	
Zander	→	1					6		100%

Insgesamt waren 42% der Wiederfänge Laichfische. Wanderungen vom Fluss in das Altwasser fanden hauptsächlich am Tag und in der Dämmerung statt, während in der Nacht ausschließlich vom Altwasser Richtung Fluss abgewandert wurde (Tab. 4.23). Die maximale mittlere Verweilzeit in einem Habitattyp variierte bei den einzelnen Arten. Sie lag für alle Arten im Mittel bei 4,8 h. Die mittlere Verweildauer im Fluss unterschied sich nicht auffällig von der Zeit in der Anbindung (4,7 h bzw. 4,5 h). Am häufigsten wurden Brachse, Laube und Schleie wieder gefangen. Die Brachsen waren ausschließlich laichbereite Individuen, die nur kurz während der Dämmerung in den Altarm einwanderten. Laichfähige Schleien wanderten sowohl in den Altarm als auch in den Fluss. Jungfische wurden nur von Flussbarsch und Zander wieder gefangen. Einwandernde Fische zeigten eine positive Korrelation mit der Rotiferendichte im Altwasser, einer potenziellen Nahrungsquelle vor allem für die frühen juvenilen Entwicklungsstadien (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = 0,54$, $N = 14$, $p = 0,04$).

Bei den Wiederfängen konnte kein Zusammenhang der Ein- und Auswanderung mit Veränderungen des Pegelstandes festgestellt werden (Abb. 4.49). Im Durchschnitt stieg der Pegel bei den Einwanderungen um $1,01 \text{ m}^3/\text{sec}$ an (Spannweite $0,22 \text{ m}^3/\text{sec} - 2,35 \text{ m}^3/\text{sec}$), bzw. fiel um $0,97 \text{ m}^3/\text{sec}$ ab (Spannweite $0,14 \text{ m}^3/\text{sec} - 1,59 \text{ m}^3/\text{sec}$) und lag um 35% über den Abflussdifferenzen bei den Auswanderungen (mittlerer Anstieg: $0,39 \text{ m}^3/\text{sec}$; Spannweite $0,19 \text{ m}^3/\text{sec} - 0,60 \text{ m}^3/\text{sec}$; mittlerer Abfall: $0,37 \text{ m}^3/\text{sec}$; Spannweite $0,19 \text{ m}^3/\text{sec} - 0,49 \text{ m}^3/\text{sec}$). Steigende Pegel beeinflussten die Wanderungsrichtung nicht. Bei sinkenden Pegelwerten überwogen die Einwanderungen in den Altarm. Die absolute Abflussdifferenz zwischen den einzelnen Fängen lag im Mittel bei $0,8 \text{ m}^3/\text{sec}$ ($0,15 \text{ m}^3/\text{sec} - 2,35 \text{ m}^3/\text{sec}$) und entsprach damit nur 7,9% des mittleren Gesamtabflusses ($10,11 \text{ m}^3/\text{sec}$) zu den Fangzeitpunkten. Damit waren die Abflussschwankungen im Vergleich zum Gesamtabfluss wenig ausgeprägt.

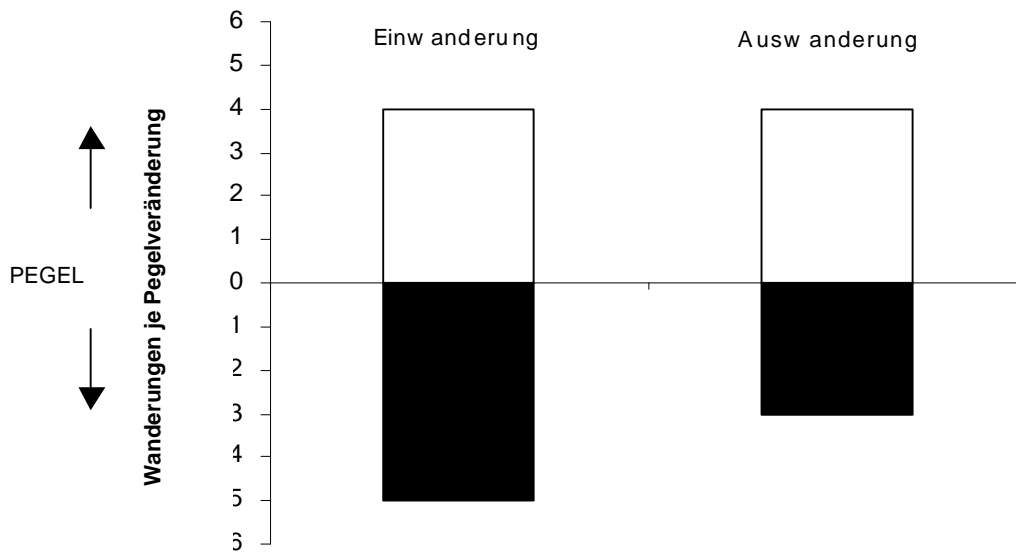


Abb. 4.49: Wanderungen wieder gefangener Fische zwischen Fluss und Anbindung in Abhängigkeit von den jeweiligen Pegelveränderungen.

In der Altwasser-Kiesseebänbindung waren stets die höheren Zooplanktondichten vorhanden. Die Differenzen zum Main waren sowohl beim gesamten Zooplanktonaufkommen (Fluss, Gesamtzooplankton \pm SE: $0,7 \pm 0,3$ Ind./Liter, Altwasser, Gesamtzooplankton \pm SE: $3,2 \pm 1,1$ Ind./Liter) als auch bei den drei Haupttaxa für die einzelnen Fangtage und den gesamten Untersuchungszeitraum signifikant unterschiedlich (Wilcoxon, Gesamtzooplankton: $Z = 2,52$; $N = 9$, $p < 0,01$ bzw. $Z = 2,50$; $N = 72$, $p = 0,01$; Cladocera: $Z = 2,52$; $N = 9$, $p = 0,01$ bzw. $Z = 3,01$; $N = 72$, $p < 0,01$; Copepoda: $Z = 2,02$; $N = 9$, $p = 0,01$ bzw. $Z = 3,52$; $N = 72$, $p < 0,01$; Rotifera: $Z = 3,51$; $N = 9$, $p = 0,01$ bzw. $Z = 4,32$; $N = 72$, $p > 0,01$).

Die Dichten der Haupttaxa bestimmten generell das gesamte Zooplanktonaufkommen. Der relative Anteil der Oligochaeten und Chironomiden am gesamten Zooplanktonaufkommen unterschied sich im Mittel nicht zwischen Fluss und Anbindung (Oligochaeta: Fluss 2%, Altwasser 3%; Chironomidae: Fluss 1%, Altwasser 1%). Die absoluten Dichten an Oligochaeten und Chironomiden waren jedoch in der Altwasser-Kiesseebänbindung über die gesamte Saison signifikant höher (Fluss, Oligochaeta \pm SE: $0,19 \pm 0,3$ Ind./Liter, Altwasser, Oligochaeta \pm SE: $0,62 \pm 0,97$ Ind./Liter und Wilcoxon, Oligochaeta: $Z = 2,39$; $N = 9$, $p = 0,02$; bzw. Fluss, Chironomidae \pm SE: $0,07 \pm 0,13$ Ind./Liter, Altwasser, Chironomidae \pm SE: $0,15 \pm 0,19$ Ind./Liter und Wilcoxon, Chironomidae: $Z = 2,64$; $N = 9$, $p = 0,01$).

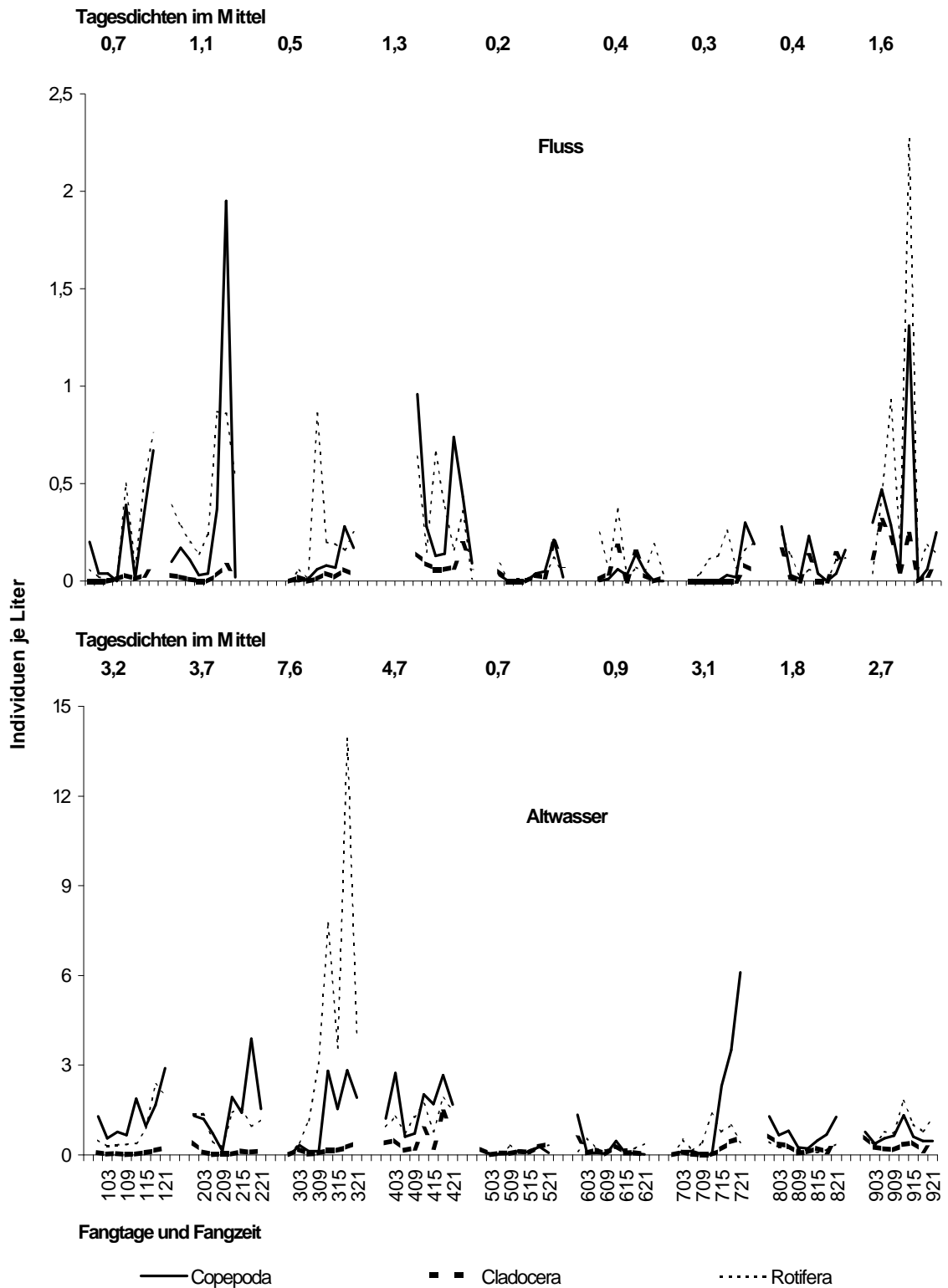


Abb. 4.49: Dichten (Ind./Liter) der drei Zooplanktonhaupttaxa (Copepoda, Cladocera und Rotifera) zu den einzelnen Fangtagen und -zeiten (z.B. 103: 1=Fangtag; 03=Fangzeit) in Fluss und der Altwasser-Kiesseeanbindung, April bis November 2003. Die beiden Probestellen im Altwasser wurden zusammengelegt. Zusätzlich sind die täglichen mittleren Dichten des gesamten Zooplanktonaufkommens angegeben (Ind./Liter im Tagesmittel). Die unterschiedlichen Skalierungen sind zu beachten.

Das Gesamtaufkommen der Rotaugen korrelierte mit der Zooplanktendichte in Fluss und Anbindung (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = 0,71$; $N = 9$, $p = 0,03$ bzw. $r_s = 0,72$; $N = 9$, $p = 0,02$). Für einwandernde Rotaugen schienen speziell Rotiferen eine bevorzugte Nahrung zu sein ($r_s = 0,84$; $N = 9$, $p < 0,01$), während für Lauben Cladoceren wichtiger schienen ($r_s = 0,67$; $N = 9$, $p = 0,05$).

In der Zeit von April bis Juni korrelierte das Gesamtaufkommen der Laichfische stark positiv und signifikant mit der gesamten Zooplankton- bzw. der Rotiferendichte der Anbindung ($r_s = 0,82$; $N = 7$, $p = 0,02$ bzw. $r_s = 0,81$; $N = 7$; $p = 0,02$). Artsspezifisch bestand nur für die ins Altwasser ziehenden Brachsen ein signifikanter Zusammenhang mit der dortigen Zooplankton- und Copepodendichte ($r_s = 0,80$; $N = 7$, $p = 0,03$ bzw. $r_s = 0,75$; $N = 7$; $p = 0,04$). Im Winter (Oktober-November) korrelierte das Gesamtaufkommen an einwandernden Jungfischen mit der Copepodendichte im flussnahen Teil der Altwasser-Kiesseeanbindung ($r_s = 0,67$; $N = 9$, $p = 0,05$).

Bei den dirunalen Wanderungen bestand tagsüber ein Zusammenhang zwischen dem Angebot an Copepoden im Fluss und der Zahl der insgesamt in den Fluss abwandernden Fische ($r_s = 0,50$; $N = 20$, $p = 0,03$). Am Tag wanderten bei steigender Cladocerendichte im Fluss generell mehr Lauben in den Fluss ($r_s = 0,65$; $N = 12$, $p = 0,03$). Stiegen im Fluss die Rotiferen- und Zooplanktendichten, zogen weniger Lauben in die Anbindung ($r_s = -0,62$; $N = 13$, $p = 0,02$ bzw. $N = 13$, $r_s = -0,70$; $p = 0,001$).

In der Nacht korrelierte die Anzahl einwandernder, laichbereiter Rotaugen sehr stark mit der Rotiferen- und Zooplanktendichte ($r_s = 0,89$; $N = 5$, $p = 0,04$ bzw. $r_s = 0,90$, $N = 5$, $p = 0,04$), bei laichbereiten Brachsen mit der Copepoden- und Zooplanktendichte ($r_s = 0,75$; $N = 7$, $p = 0,05$ bzw. $r_s = 0,80$; $N = 7$, $p = 0,03$).

Die Zahl der nachts ins Altwasser ziehenden Jungfische stand im Zusammenhang mit der Cladocerendichte in Fluss und Anbindung ($N = 18$, $r_s = -0,49$; $p = 0,04$ bzw. $N = 18$, $r_s = 0,53$, $p = 0,03$). Die Cladocerendichte unterschied sich nachts signifikant (Wilcoxon, $p < 0,001$). Sie lag in der Anbindung ($0,3 \pm 0,05$ Ind./l) deutlich höher als im Main ($0,06 \pm 0,01$ Ind./l). Die Jungfische zeigten demnach eine gerichtete, tageszeitabhängige Nahrungswanderung in die Altwasser-Kiesseeanbindung.

4.5.2 Jungfischauftreten in der Anbindung, einem Altarm und dem regulierten Main

Zur Bewertung des Reproduktionspotenzials an Jungfischen in der Altwasser-Kiesseeabindung, in einem flussabwärts gelegenen reliktschen Altarm (Fkm. 436,8) und im regulierten Main wurden ab Frühjahr 2003 verschiedene Jungfischnachweise durchgeführt. Die Erhebungen zum Laich- und Jungfischauftreten begannen Anfang April 2003. Im Focus stand der phytophile Hecht. Mittels der Forney-Methode wurden in den drei Gewässerstrukturen jeweils 20 Proben erfasst.

Die Altarm-Kiesseeabindung und der Altarm boten aufgrund des hohen Pegelstandes im Frühjahr 2003 ausgedehnte vegetationsreiche Überflutungsflächen, die für das Laichen des Hechts geeignet waren. Wegen der starken Neigung des Querprofils bildeten sich hingegen im Fluss kaum flächige Laichzonen. Dies erschwerte zusätzlich den Einsatz der „Forney-Falle“. Die Nachweise wurden in größeren mittleren Tiefen (25-30 cm) geführt und beschränkten sich fast ausschließlich auf relativ flache Böschungsabschnitte mit überschwemmten Hochstauden. Im Uferbereich entlang des Flusses gelang kein Nachweis von Hechteiern oder Hechtlarven (Abb. 4.50). Im Altarm-Kiesseeübergang und im flussabwärts gelegenen Altarm wurde je Untersuchungsgang durchschnittlich ein Hechtei erfasst.

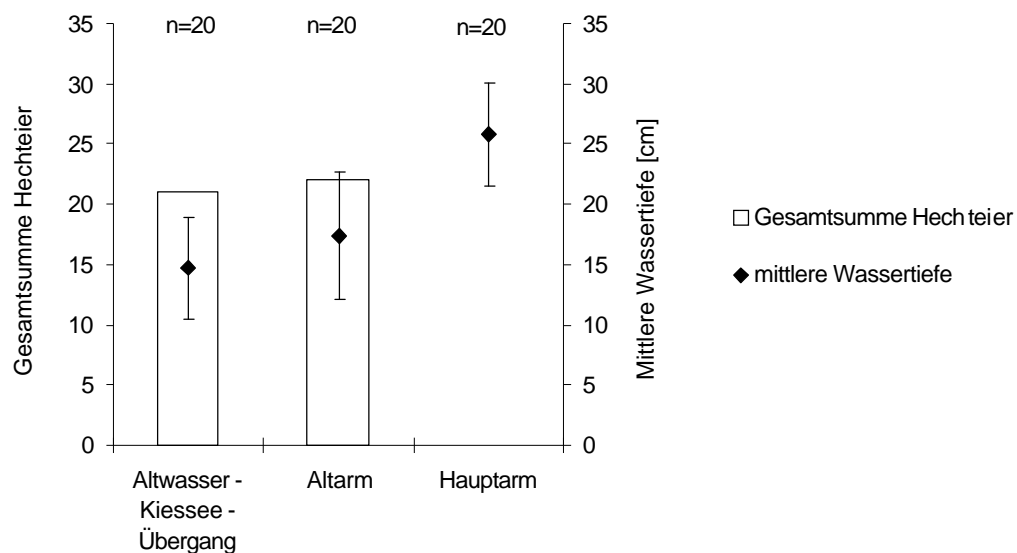


Abb. 4.50. Nachweis von Hechteiern mit der „Forney-Falle“ in drei ausgewählten Flussbereichen. Es sind jeweils die Gesamtnachweise an Hechteiern in den einzelnen Gewässerstrukturen bei der entsprechenden mittleren Wassertiefe (\pm Standardabweichung) dargestellt. Fehlende Balken bedeuten keine Nachweise von Hechteiern.

In der Anbindung waren die Eier gleichmäßiger verteilt als im Altarm (Mittelwert \pm Standardabweichung: $1,1 \pm 1,2$ bzw. $1,1 \pm 2,1$). Für die Eiablage standen dem Hecht in der Altarm-Kiesseeanbindung als pflanzliches Substrat vor allem verschiedene Seggenarten und teilweise überflutete Hochstaudenfluren zur Verfügung. Im Altarm flussabwärts, in dem das Abbläichen eines Hechts Ende Februar 2003 beobachtet werden konnte, waren es dichte Bestände überfluteter Hochstaudenfluren und vereinzelt Seggen sowie überschwemmte Weidenbereiche. In der Anbindung wurden zusätzlich 5 Larven des Hechts im Dottersackstadium mit noch ausgeprägter Haftpapille am Kopf nachgewiesen (TL Mittelwert \pm Standardabweichung: 14 ± 2 mm). Weder die Gelegedichten noch die Wassertiefen - die maximale Nachweistiefe betrug 20 cm - unterschieden sich zwischen der Anbindung und dem Altarm signifikant (Mann-Whitney U-Test, $p > 0,05$).

Die frühen Jungfischaufkommen in der Altwasser-Kiesseeanbindung und den angrenzenden Flusstrukturen wurden mit Lichtfallen zum ersten Mal Mitte April 2004 erfasst (Abb. 4.51). Die Jungfischabundanzen (CPUE: Fische/2 h Fangzeit) waren im Altarm und der Altwasser-Kiessee-Anbindung (MW \pm SE: $2,0 \pm 0,4$ bzw. $3,3 \pm 1,4$) deutlich niedriger als im regulierten Hauptarm (CPUE: $8,6 \pm 4,1$), unterschieden sich aber nicht signifikant (Mann-Whitney U-Tests, $p > 0,05$). Die erfasste Jungfischgemeinschaft im Fluss dominierten die phyto-lithophilen Arten Brachse und Hasel (Tab. 4.24). Es wurden ausnahmslos junge Larvalstadien (Stadium 2, nach PINDER, (2001)) der Altersklasse 0+ ermittelt. Im Gegensatz dazu gehörten die nachgewiesenen Jungfische in der Anbindung und im Altarm der Altersklasse 1+ an. Ausnahmen waren Hecht, Schleie, Rapfen und Rotaugen, von denen junge Larvalstadien (Stadium 2) nachgewiesen wurden. Die Jungfischgemeinschaft beider Stillwassergebiete dominierten phytophile Arten.

Im Mai veränderten sich die Jungfischaufkommen. Im regulierten Hauptarm ließen sich mit den Lichtfallen keine Larval- oder frühen Juvenilstadien mehr feststellen. Die Nachweise beschränkten sich auf die beiden Stillwasserbereiche und umfassten ausschließlich junge bis ältere Larvalstadien (Stadium 2–4). Die Artenspektren waren nahezu identisch und vorrangig von phyto-lithophilen Arten dominiert. In der Altwasser-Kiesseeanbindung war die Fischdichte höher als im Altarm (CPUE: $25,0 \pm 12,7$ bzw. $8,0 \pm 9,8$). Mit Gründling, Brachse, Flussbarsch, Kaulbarsch, Laube und Rotaugen wurden Larvalstadien derjenigen Arten ermittelt, die bis dahin nachweislich als Laichfische in die Anbindung eingewandert waren. Die Fänge belegten ein erfolgreiches Abbläichen. Trotz der Larvennachweise von Güster und Zander wurden keine bei beiden Arten keine Laichfische erfasst, die vom Fluss in die Anbindung zogen. Zumindest für den Zander bot der Übergangsbereich vom Altwasser zum Kiessee potenzielle Laichbereiche.

Für den phytho-lithophilen Güster war die Anbindung generell als Laichgebiet geeignet. Eine Herkunft der Larvalstadien von stationären Populationen im Kieselsee erscheint möglich.

Signifikant auffällige Größenunterschiede zwischen den Arten des Altarms und der Altwasser-Kieselseeanbindung traten nicht auf (U-Tests, $p > 0,05$). Mit Ausnahme von Gründling, Zander und Flussbarsch wurden bei allen Arten ausschließlich mittlere Larvalstadien (Stadium 3) festgestellt. Bei den Perciden umfasste der Gesamtfang bereits zu 50% das ältere Larvalstadium (Stadium 4). Im Gegensatz dazu wurden vom Gründling noch mehrheitlich junge Larvalstadien identifiziert (Stadium 2, 65 %).

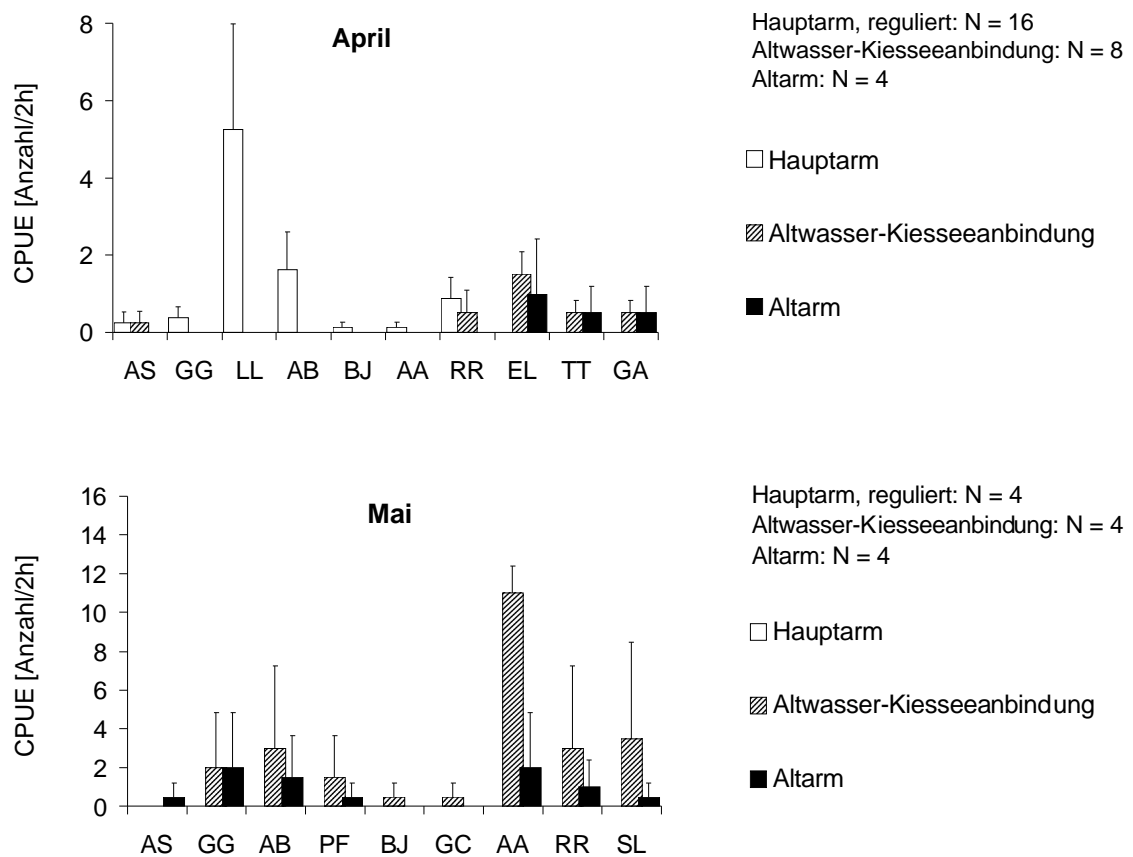


Abb. 4.51: Abundanzen der Jungfischarten, die mit Lichtfallen in den Monaten April und Mai 2003 in der Anbindung zum Main, einen flussabwärts gelegenen Altarm und dem regulierten Hauptarm nachgewiesen wurden. Mit angegeben ist die Zahl der eingesetzten Lichtfallen.

Rapfen (*A. aspius*): AS; Gründling (*G. gobio*): GG; Brachse (*A. brama*): AB; Güster (*B. björnca*): BJ; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotauge (*R. rutilus*): RR; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Kaulbarsch (*G. cernuus*): GC; Zander (*S. lucioperca*): SL

Tab. 4.24: Abundanz¹⁾, relative Abundanz²⁾ und synökologische Frequenz³⁾ der Jungfische, die im April und Mai 2003 mit Lichtfallen nachgewiesen wurden. Im April wurden die Altwasser-Kiesseeanbindung, ein flussabwärts gelegener Altarm und der regulierte Main erfasst. Der Flussbereich wurde im Mai nicht beprobt. Die bestandscharakterisierenden Parameter sind für die gesamte Jungfischfauna (0+ / 1+) und für die 0+ Fischfauna dargestellt.

	Altwasser-Kiesseeanbindung						Altarm						regulierter Main					
	0+ / 1+			0+			0+ / 1+			0+			0+ / 1+			0+		
	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz
April 2003																		
Brachse	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,6	18,8	0,4
Gründling	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	4,3	0,3
Güster	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	1,4	0,1
Hasel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,3	60,9	0,8
Hecht	1,5	46,0	0,5	1,5	67,0	0,5	1,0	50,0	0,5	1,0	100,0	0,5	-	-	-	-	-	-
Laube	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	1,4	0,1
Rapfen	0,3	9,0	0,3	0,3	11,0	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	2,9	0,1
Rotaue	0,5	15,0	0,3	0,5	22,0	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	10,1	0,4
Schleie	0,5	15,0	0,5	0,3	11,0	0,3	0,5	25,0	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3-St. Stichling	0,5	15,0	0,5	-	-	-	0,5	25,0	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mai 2003																		
Aitel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	6,0	0,5	-	-	-	-	-	-
Brachse	-	-	-	3,0	12,0	0,5	-	-	-	1,5	19,0	0,5	-	-	-	-	-	-
Flussbarsch	-	-	-	1,5	6,0	0,5	-	-	-	0,5	6,0	0,5	-	-	-	-	-	-
Gründling	-	-	-	2,0	8,0	0,5	-	-	-	2,0	25,0	0,5	-	-	-	-	-	-
Güster	-	-	-	0,5	2,0	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kaulbarsch	-	-	-	0,5	2,0	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Laube	-	-	-	11,0	44,0	1,0	-	-	-	2,0	25,0	0,5	-	-	-	-	-	-
Rotaue	-	-	-	3,0	12,0	0,5	-	-	-	1,0	13,0	0,5	-	-	-	-	-	-
Zander	-	-	-	3,5	14,0	0,5	-	-	-	0,5	16,0	0,5	-	-	-	-	-	-

¹⁾ Abundanz: Mittlere Anzahl der Individuen einer Art je Probe (Dichte); ²⁾ Relative Abundanz: Prozentualer Anteil am Gesamtfang

³⁾ Frequenz: Anzahl der Proben mit positiven Nachweis einer Art im Verhältnis zur Gesamtprobenzahl (synökologische Frequenz)

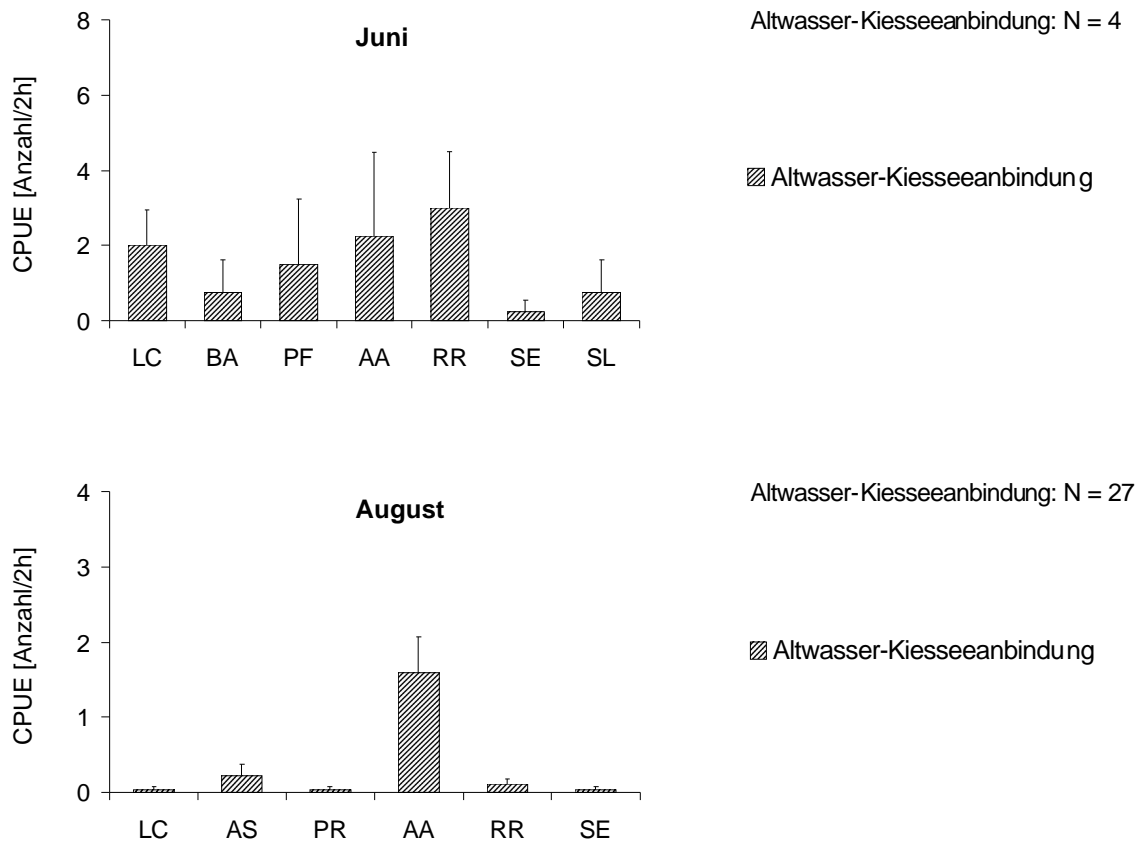


Abb. 4.53: Abundanzen der Jungfischarten, die mit Lichtfallen in den Sommermonaten Juni und August 2003 in der Altwasser-Kiesseeanbindung nachgewiesen wurden. Mit angegeben ist die Zahl der eingesetzten Lichtfallen.

Aitel (*L. cephalus*): LC; Schmerle (*B. barbatula*): BA; Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotaue (*R. rutilus*): RR; (*S. erythrophthalmus*): SE; Zander (*S. lucioperca*): SL; Rapfen (*A. aspius*): AS; Blaubandbärbling (*P. parva*): PR;

Sämtliche Individuen waren frühe Juvenilstadien (Stadium 5). Im Gegensatz dazu waren bei der Laube keine Größenunterschiede nachweisbar. Die Fänge bestanden wie schon im Mai überwiegend aus frühen und mittleren Larvalstadien (40 bzw. 60%), die ein wiederholtes Ablaichen adulter Lauben belegten.

Im August dominierten juvenile Lauben die Fischgemeinschaft (Tab. 4.25). Von Laube und Rotaue wurden ausschließlich jüngere Juvenilstadien erfasst (Stadium 5, 100%). Dementsprechend signifikant waren die Größenunterschiede zu den Junifängen (Mann-Whitney U-Tests, $U = 0,0$; $N = 46$; $p < 0,001$ bzw. $U = 0,0$; $N = 16$; $p < 0,001$). Juvenile Rapfen, die im Juni nicht nachgewiesen wurden, waren im August in der Anbindung die zweithäufigste Art. Laube, Rapfen und Rotaue prägten das Jungfischauftreten.

Tab. 4.25: Abundanz¹⁾, relative Abundanz²⁾ und synökologische Frequenz³⁾ der Jungfische, die im Juni und August 2003 mit Lichtfallen in der Altwasser-Kiesseeanbindung nachgewiesen wurden. Die bestandscharakterisierenden Parameter sind für die gesamte Jungfischfauna (0+ / 1+) und für die 0+ Fischfauna dargestellt.

	Juni 2003						August 2003					
	Altwasser-Kiesseeanbindung						Altwasser-Kiesseeanbindung					
	0+ / 1+			0+			0+ / 1+			0+		
	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz
Aitel	-	-	-	2,0	19,0	0,8	0,1	1,9	0,1	0,1	2,1	0,1
Blaubandbärbling	-	-	-	-	-	-	0,1	1,8	0,1	0,1	2,1	0,1
Flussbarsch	-	-	-	1,5	14,3	0,3	-	-	-	-	-	-
Laube	-	-	-	2,3	21,4	0,5	1,6	78,2	0,5	1,3	75,0	0,5
Rapfen	-	-	-	-	-	-	0,2	10,9	0,1	0,2	12,5	0,1
Rotfder	-	-	-	0,3	2,4	0,3	0,1	1,8	0,1	0,1	2,1	0,1
Rotaugen	-	-	-	3,0	28,6	0,8	0,1	5,5	0,1	0,1	6,2	0,1
Schmerle	-	-	-	0,8	7,1	0,3	-	-	-	-	-	-
Zander	-	-	-	0,8	7,1	0,3	-	-	-	-	-	-

¹⁾ Abundanz: Mittlere Anzahl der Individuen einer Art je Probe (Dichte)

²⁾ Relative Abundanz: Prozentualer Anteil am Gesamtfang

³⁾ Frequenz: Anzahl der Proben mit positivem Nachweis einer Art im Verhältnis zur Gesamtprobenzahl (synökologische Frequenz)

Ab Juni 2003 wurden jeweils unmittelbar zu den Lichtfallenfängen Elektrobefischungen (PAS-Methode) durchgeführt. In der Anbindung lagen dabei die Artenzahlen deutlich höher als bei den Lichtfallenfängen (Tab. 4.26). Die Gesamtabundanz fiel jedoch im Juni für den Übergangsbereich mit $7,7 \pm 2,7$ Jungfischen je PAS niedriger aus. Nach dieser Methode dominierten Hasel, Flussbarsch und Rotaugen das Jungfischauftreten, während die Laube, die dominante Art der Lichtfallenfänge, nicht erfasst wurde. Im Altarm lag die Gesamtabundanz nur geringfügig niedriger als in der Anbindung ($6,4 \pm 2,1$ je PAS). Blaubandbärbling, Flussbarsch und Rapfen waren dort die häufigsten Arten. Die 0+ Jungfische von Rotaugen und Flussbarsch wiesen im Vergleich zum Altarm die signifikant höheren Totallängen auf, obwohl in beiden Bereichen ausschließlich frühe Juvenilstadien (Stadium 5) erfasst wurden (Mann-Whitney U-Tests, $U = 6,5$; $N = 14$; $p = 0,02$ bzw. $U = 2,50$; $N = 28$; $p < 0,001$). Der mittlere Längenunterschied war bei den juvenilen Flussbarschen (Übergangsbereich TL: $30,3 \pm 3,7$ mm; Altarm TL: $25,6 \pm 4,9$ mm; Fluss TL: $20,8 \pm 5,6$ mm) deutlich ausgeprägter als bei den Rotaugen (Übergangsbereich TL: $45,3 \pm 4,6$ mm; Altarm TL: $30,6 \pm 3,9$ mm).

Tab. 4.26: Abundanz¹⁾, relative Abundanz²⁾ und synökologische Frequenz³⁾ der Jungfische, die im Juni und August 2003 mittels Elektrofischerei (PAS) in der Anbindung, im Juni im Altarm und im August im regulierten Mains erfasst wurden. Die bestandscharakterisierenden Parameter sind für die gesamte Jungfischfauna (0+/1+) und für die 0+ Fischfauna dargestellt.

Juni 2003	Juni 2003											
	Altwasser-Kiesseeanbindung						Altarm					
	0+ / 1+			0+			0+ / 1+			0+		
	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz
Aitel	0,3	4,1	0,3	0,2	2,2	0,1	0,6	9,4	0,3	0,6	13,6	0,3
Blaubandbärbling	0,2	2,0	0,2	0,2	2,2	0,1	2,1	32,8	0,4	0,3	6,8	0,2
Brachse	0,1	1,0	0,1	0,1	1,1	0,1	-	-	-	-	-	-
Flussbarsch	1,5	20,4	0,4	1,5	20,4	0,3	1,3	20,3	0,4	1,3	29,5	0,4
Gründling	0,6	8,2	0,3	0,5	7,5	0,3	-	-	-	-	-	-
Güster	0,6	8,2	0,3	0,6	8,6	0,3	-	-	-	-	-	-
Hasel	2,2	29,6	0,3	2,2	31,2	0,3	-	-	-	-	-	-
Hecht	0,1	1,0	0,1	0,1	1,1	0,1	0,3	4,7	0,3	0,3	6,8	0,3
Rapfen	-	-	-	-	-	-	1,1	17,2	0,1	1,1	25,0	0,1
Rotauge	1,7	22,4	0,3	1,7	23,7	0,3	0,6	9,4	0,1	0,6	13,6	0,1
Schleie	0,1	1,0	0,1	0,1	0,8	0,1	0,2	3,1	0,1	-	-	-
Zander	0,2	2,0	0,2	0,2	2,2	0,2	0,2	3,1	0,1	0,2	4,5	0,1
August 2003	Altwasser-Kiesseeanbindung						regulierter Main					
	0+ / 1+			0+			0+ / 1+			0+		
	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz	Abundanz	Rel. Abundanz	Frequenz
Aitel	7,4	24,3	0,6	6,5	26,0	0,6	5,3	51,5	0,8	4,6	52,9	0,8
Blaubandbärbling	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-
Flussbarsch	0,9	2,8	0,2	0,2	0,8	0,3	0,2	1,9	0,1	-	-	-
Gründling	1,2	4,0	0,3	0,8	3,3	0,0	0,2	1,9	0,1	0,2	2,3	0,1
Güster	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	-	-	-	-	-	-
Hasel	0,1	0,4	0,1	0,1	0,5	0,1	0,4	3,9	0,2	0,4	4,6	0,2
Hecht	0,1	0,4	0,1	0,1	0,5	0,1	-	-	-	-	-	-
Kaulbarsch	0,1	0,4	0,1	0,1	0,3	0,7	-	-	-	-	-	-
Laube	15,0	49,1	0,8	14,0	56,1	0,1	3,3	32,0	0,7	2,9	33,3	0,7
Nase	0,1	0,3	0,1	0,1	0,4	0,1	-	-	-	-	-	-
Rapfen	0,4	1,2	0,1	0,4	1,5	0,1	0,1	1,0	0,1	0,1	1,1	0,1
Rotfeder	0,7	2,2	0,1	0,7	2,7	0,1	-	-	-	-	-	-
Rotauge	4,3	14,1	0,5	1,9	7,5	0,4	0,8	7,8	0,3	0,5	5,7	0,3
Schmerle	0,1	0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹⁾ Abundanz: Mittlere Anzahl der Individuen einer Art je Probe (Dichte)

²⁾ Relative Abundanz: Prozentualer Anteil am Gesamtfang

³⁾ Frequenz: Anzahl der Proben mit positiven Nachweis einer Art im Verhältnis zur Gesamtprobenzahl (synökologische Frequenz)

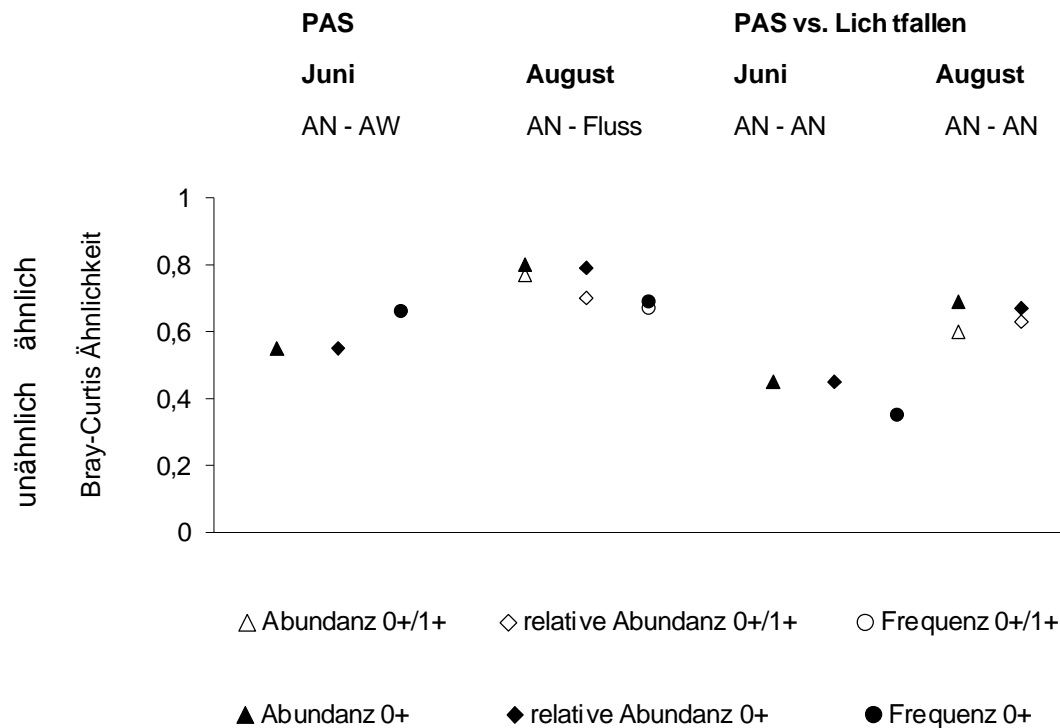


Abb. 4.54: Bray-Curtis Ähnlichkeitswerte für die PAS–Elektrofischungen der Monate Juni und August 2003, sowie der entsprechenden Lichtfallenfänge. Ähnlichkeiten sind dargestellt sowohl für die Methode der PAS–Elektrofischungen zwischen der Altwasser-Kiesseeanbindung (AN) und angrenzenden Gewässerbereichen (AW = Altarm, Fluss = regulierter Hauptarm) als auch innerhalb der Altwasser-Kiesseeanbindung für die beiden unterschiedlichen Erfassungsmethoden. Ähnlichkeitswerte sind für die Abundanz, die relative Abundanz und die synökologische Frequenz aufgetragen und umfassen die komplette Jungfischgemeinschaft (0+/1+) und die 0+ Jungfische.

Die Ähnlichkeit der durch die Elektrofischerei ermittelten Jungfischgemeinschaften in Anbindung und Altarm lag etwas über 0,5 und reichte nicht an die Werte der Lichtfallenfänge von April und Mai 2003 heran (Abb. 4.54).

Im August wurde in der Anbindung mit $30,1 \pm 2,1$ Jungfischen je PAS der Höchstwert bei der Gesamtabundanz erreicht. Der mittels Elektrofischerei nachgewiesene Jungfischbestand war um das 15-fache höher als bei den Lichtfallenfängen. Mit insgesamt 14 Arten wurde zusätzlich das umfassendste Artenspektrum ermittelt. Neben den als rheophil b einzustufenden Arten Rapfen und Gründling nutzten auch die phythophilen Arten Hecht und Roffeder die Anbindung. Den Gesamtfang dominierten mit mehr als 85% juvenile Lauben, Aitel und Rotaugen. Diese drei ubiquitären Arten prägten in ähnlichem Umfang ebenfalls die Jungfischgemeinschaft im regulierten Flussbereich. Die Ähnlichkeitswerte waren dadurch im Vergleich zum Juni deutlich höher.

Bei den 0+ Lauben wurden ausschließlich Individuen des frühen Juvenilestadiums erfasst (Stadium 5). Dennoch waren die Lauben in der Anbindung signifikant kleiner als ihre Artgenossen im Fluss (Mann-Whitney U-Test, Anbindung: $U = 1943$; $N = 449$; $p < 0,001$; Übergangsbereich TL: $30,2 \pm 6,8$ mm; Fluss TL: $40,8 \pm 8,2$ mm).

Im Sommer 2003 lieferten innerhalb der Anbindung die unterschiedlichen fischereilichen Erfassungsmethoden signifikante Längenunterschiede bei den dominanten Arten. Aitel, Flussbarsch und Rotaue waren im Juni in den Lichtfallen signifikant kleiner als Individuen aus den Elektrofischungen (Mann-Whitney U-Tests, Aitel: $U = 5,5$; $N = 22$; $p < 0,001$; Flussbarsch: $U = 4,5$; $N = 23$; $p < 0,001$ und Rotaue: $U = 5,0$; $N = 20$; $p < 0,001$). Der mittlere Längenunterschied war beim Flussbarsch am ausgeprägtesten (Flussbarsch $TL_{\text{Lichtfalle}}$: $32,0 \pm 6,5$ mm; TL_{PAS} : $45,7 \pm 8,3$ mm; Aitel $TL_{\text{Lichtfalle}}$: $17,6 \pm 2,5$ mm; TL_{PAS} : $28,3 \pm 2,3$ mm; Rotaue $TL_{\text{Lichtfalle}}$: $20,8 \pm 5,6$ mm; TL_{PAS} : $30,3 \pm 3,8$ mm). Mit Lichtfallen wurden bei Aitel und Rotaue ausschließlich frühe Larvalstadien (Stadium 2) nachgewiesen, bei den Elektrofischungen hingegen nur ältere Larven (Stadium 4). Beim Flussbarsch bestand der Lichtfallenfang zu 90% aus mittleren Larvalstadien (Stadium 3). Die PAS-Proben umfassten ausschließlich ältere Larven (Stadium 4). Im Juni fehlten bei den Elektrofischungen Nachweise der Laube. Dies war entscheidend für die geringe Übereinstimmung der methodisch unterschiedlich erfassten Jungfischgemeinschaften (Bray-Curtis Wert $\sim 0,4$). Bei den Lichtfallenfängen war die Laube zweithäufigste Art. Von ihr wurden nur frühe Larvalstadien erfasst (Stadium 2; $TL_{\text{Lichtfalle}}$: $8,9 \pm 1,0$ mm).

Eine deutlich bessere Übereinstimmung der Fangmethoden wurde im August erreicht (Abb. 14). Das Artenspektrum in den Lichtfallen war zwar deutlich niedriger, der Anteil der 1+ Jungfische war jedoch nahezu identisch zur Elektrofischerei (Lichtfallen: 11%, PAS: 13%). Innerhalb der 0+ Jungfische konnten alle Individuen dem juvenilen Entwicklungsstadium (Stadium 5) zugeordnet werden. Signifikant auffällige Längenunterschiede ergaben sich nur noch bei der Laube (Mann-Whitney U-Test, $U = 5191$; $N = 458$; $p < 0,001$). In den Lichtfallen wurden durchschnittlich kleinere Individuen gefangen ($TL_{\text{Lichtfalle}}$: $30,2 \pm 6,8$ mm; TL_{PAS} : $36,3 \pm 10,5$ mm). Die nachgewiesenen Abundanzwerte und Häufigkeiten nahmen über den Sommer bei den Lichtfallenfängen signifikant ab (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = -0,71$; $N = 13$, $p = 0,01$ bzw. $r_s = -0,72$; $N = 13$, $p < 0,01$).

Die erfolgreichen Jungfischnachweise vieler Arten ergänzten die direkten Nachweise von Laichfischen durch Trappnetzfang (Brachse, Flussbarsch, Kaulbarsch, Rotaue, Laube, Rotfeder und Schleie) bzw. durch Beobachtung des Laichgeschehens (Hecht). Das Auftreten der einzelnen Laichfischarten war saisonal gestaffelt und stand in engem Zusammenhang mit der Wasser- und Umgebungstemperatur (Abb. 4.55).

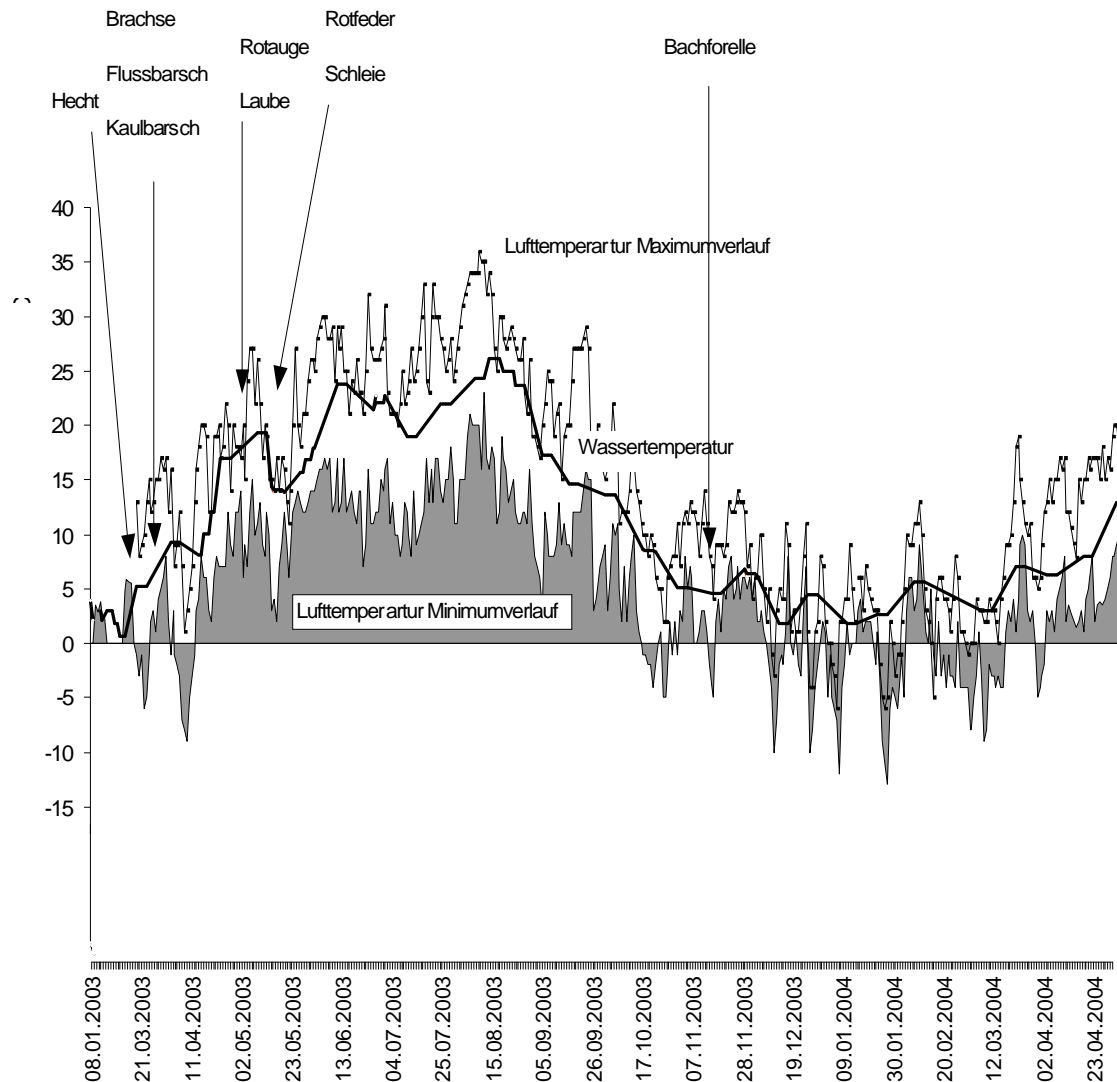


Abb. 4.55: Wassertemperatur des Obermains von Januar 2003 bis Mai 2004 mit Maximum- und Minimumverlauf der Lufttemperatur in Lichtenfels (Temperaturverläufe in °C; Daten: eigene Messungen, WWA Bamberg). Das Auftreten erster Laichfische bei den nachgewiesenen Arten ist markiert.

Neben den direkten Laichnachweisen konnte das Laichen der Bachforelle indirekt belegt werden. Eine steigende Anzahl von Laichgruben der Bachforelle konnte ab der letzten Novemberwoche 2003 an der kiesreichen Übergangskante der Anbindung zum Fluss festgestellt werden (Tab. 4.27). Insgesamt wurden 96 Laichgruben gezählt. Diese befanden sich vorrangig in einem eng umgrenzten Bereich von etwa 400 m² an der Abbruchkante zum Main. Weiter als 20 m drangen die Bachforellen zum Ablachen in die Altwasser-Kiesseeanbindung nicht ein.

Tab. 4.27: Ermittelte Laichgruben der Bachforelle in der Altwasser-Kiesseeanbindung Ende November und Anfang Dezember 2003, mit jeweiliger mittlerer Tiefe, Wassertemperatur und Pegelstand an den einzelnen Erfassungstagen.

	Laichgruben Anzahl	mittlere Tiefe [cm]	Wassertemperatur [°C]	Pegel (Schwüribitz) [cm]
27.11.2003	9	21 ± 4	6,1	160
29.11.2003	30	24 ± 4	5,8	164
01.12.2003	29	26 ± 4	5,7	160
03.12.2003	20	25 ± 6	4,9	160
05.12.2003	8	29 ± 4	4,5	159

Die mittlere Wassertiefe, in denen sich die Laichgruben befanden, betrug 25 cm. Zwischen fortschreitender Zahl an Laichgruben und der Wassertiefe, in der sich jene befanden, bestand ein signifikant positiver Zusammenhang (Spearman Rang-Korrelation, $r_s = 0,35$; $N = 96$; $p < 0,001$). Nachdem der Mainpegel (Pegel Schwüribitz) während des Erfassungszeitraumes nur geringfügig schwankte, konnte diese Beobachtung als Verhaltensmuster der Bachforellen gedeutet werden: laichbereite Individuen bevorzugten bei Wahlmöglichkeit die seichteren Gewässerstellen. Über den Aufnahmezeitraum war an den älteren Laichgruben bereits eine deutliche Verlegung der oberen Substratschicht mit Feinsedimenten zu erkennen.

4.6 Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe sowie weiterer rheophiler Jungfische

Exemplarisch für einen rheophilen Kieslaicher mit spezialisierten Ansprüchen an Laich- und Jungfischhabitate wurde im oberen Mainsystem die Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe und ihrer Jungfische verfolgt. Zusätzlich wurde die Habitatsituation weiterer rheophiler Jungfische erfasst und die Habitatqualität beurteilt.

4.6.1 Abundanz- und Biomasseentwicklung adulter Barben

Für die Bewertung der Bestandsentwicklung der Barbe wurden die jährlichen Befischungsdaten der einzelnen Streckentypen gemittelt. Die absolute Abundanz der Barbe, wie sie 1999 und in den Jahren 2002 bis 2004 in den Monitoring-Bereichen ermittelt wurde, nahm in diesem Zeitraum zu (Abb. 4.56).

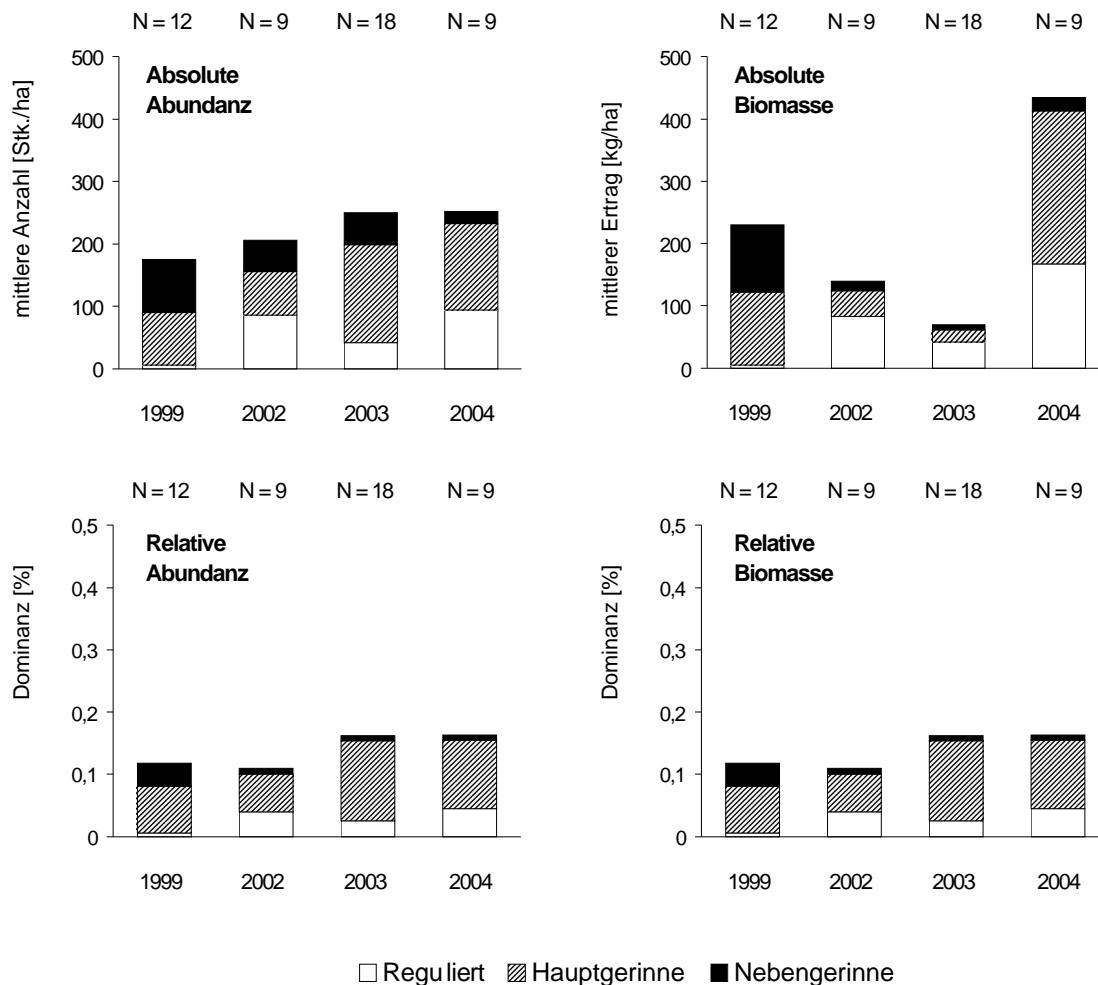


Abb. 4.56: Veränderung der Abundanzen und Erträge bei der Barbe in den untersuchten Streckentypen (zusammengelegte Daten aller Monitoring-Bereiche, Befischungen 1999, 2002–2004). Dargestellt sind die absoluten und die relativen Werte. Die Zahl der jährlichen Befischungen sind mit angegeben.

Am steilsten stiegen die Barbendichten in den Hauptgerinnestrecken an. In fast dem gleichen Umfang nahmen die Bestände in den regulierten Flussstrecken zu, schwankten dort aber deutlicher. Völlig gegensätzlich verliefen die Abundanzentwicklungen in den Nebengerinne- und Seitenarmsstrecken. Nachdem in Schönbrunn der stark lenitisch geprägte Seitenarm bereits per se als Barbenhabitat ungeeignet war, kam es an der Rodachmündung im Nebengerinne durch die Hochwasserwellen 2002 zu entscheidenden Strukturveränderungen mit Verschlechterungen bei der Habitatqualität für die Barbe. Insgesamt war für diesen Streckentyp die Abundanzentwicklung rückläufig. Die absolute Biomasse entwickelte sich entsprechend. Hingegen stiegen die absoluten Erträge für die Barbe in den regulierten Flussstrecken und in den Hauptgerinnestrecken graduell an.

Trotz des deutlichen Abfalls der absoluten Biomassewerte für die Barbe in den Jahren 2002 und 2003, verzeichnete die Art dennoch für den gesamten Untersuchungszeitraum eine Zunahme der relativen Erträge. Die Barbe steigerte über die Jahre kontinuierlich ihren Dominanzanteil innerhalb der Fischgemeinschaft, wie die relativen Biomassenwerte und Dichten deutlich zeigten. Am stärksten manifestierte sich diese Entwicklung in den renaturierten Hauptgerinnestrecken.

4.6.2 Längenfrequenzen, Laichfischauftreten und Sex-Ratio der Barbe

Die Längenfrequenz-Verteilung aller im Fünfjahreszeitraum erfassten Barben zeigte deutliche Maxima in den unteren Längen- bzw. Altersklassen (Abb.4.57). Die Jungfischklassen (0+ und 1+) umfassten alle Individuen bis zu einer Totallänge von 12 cm. Die Längenfrequenz-Verteilung aller im Fünfjahreszeitraum erfassten Barben zeigte deutliche Maxima in den unteren Längen- bzw. Altersklassen. Die Jungfischklassen (0+ und 1+) umfassten alle Individuen bis zu einer Totallänge von 12 cm und machten 83 % des Gesamtnachweises aus. Größere Altersklassen nahmen in ihrer Häufigkeit deutlich ab. Insgesamt bestand die untersuchte Population zu 96 % aus Barben mit Körperlängen ≤ 40 cm. Jenseits einer Totallänge von 30 cm kam es in den Größenbereichen zwischen 35 und 40 cm sowie zwischen 55 und 65 cm zu auffälligen Häufungen. Aufgrund der im Frühjahr durchgeführten Geschlechtsbestimmungen konnten diese beiden Spitzen geschlechtsspezifischen Längenunterschieden zwischen männlichen und weiblichen Barben zugeordnet werden (Abb 4.57). Das erfasste Laichfischauftreten war deutlich größenstrukturiert. Die männlichen Barben umfassten eine Größenspanne von 15 bis 35 cm mit der größten Dichte zwischen 20 und 30 cm Totallänge. Weibliche Barben waren zwischen 25 und 68 cm lang. Der Schwerpunkt ihrer Längenverteilung lag im Bereich zwischen 50 und 60 cm. Für das Laichfischauftreten wurde ein Geschlechterverhältnis von 1,02:1,00 ermittelt.

4.6.3 Habitatausstattung im Obermain (Fkm. 440,0 – 387,4) und in der Rodach (Fkm. 1,6 – Fkm. 0,0)

Durch die umfangreichen flussbaulichen Eingriffe der letzten zwei Jahrhunderte weisen Main und Rodach starke ökomorphologische Defizite auf (GERLACH, 1990; SCHADT, 1993; v. HESSBERG v., 2003; SPEIERL, 2003). In allen drei erfassten Gewässerabschnitten war das Gesamtspektrum an Habitattypen vorhanden. Im Gewässerabschnitt 1 (Rodachunterlauf Fkm. 1,6–0,0 und Obermain Fkm. 440,0–435,9) waren im renaturierten Mündungsbereich der Rodach barbenbedeutsame Habitattypen am günstigsten miteinander verzahnt, jedoch fehlten geeignete Laichstrukturen.

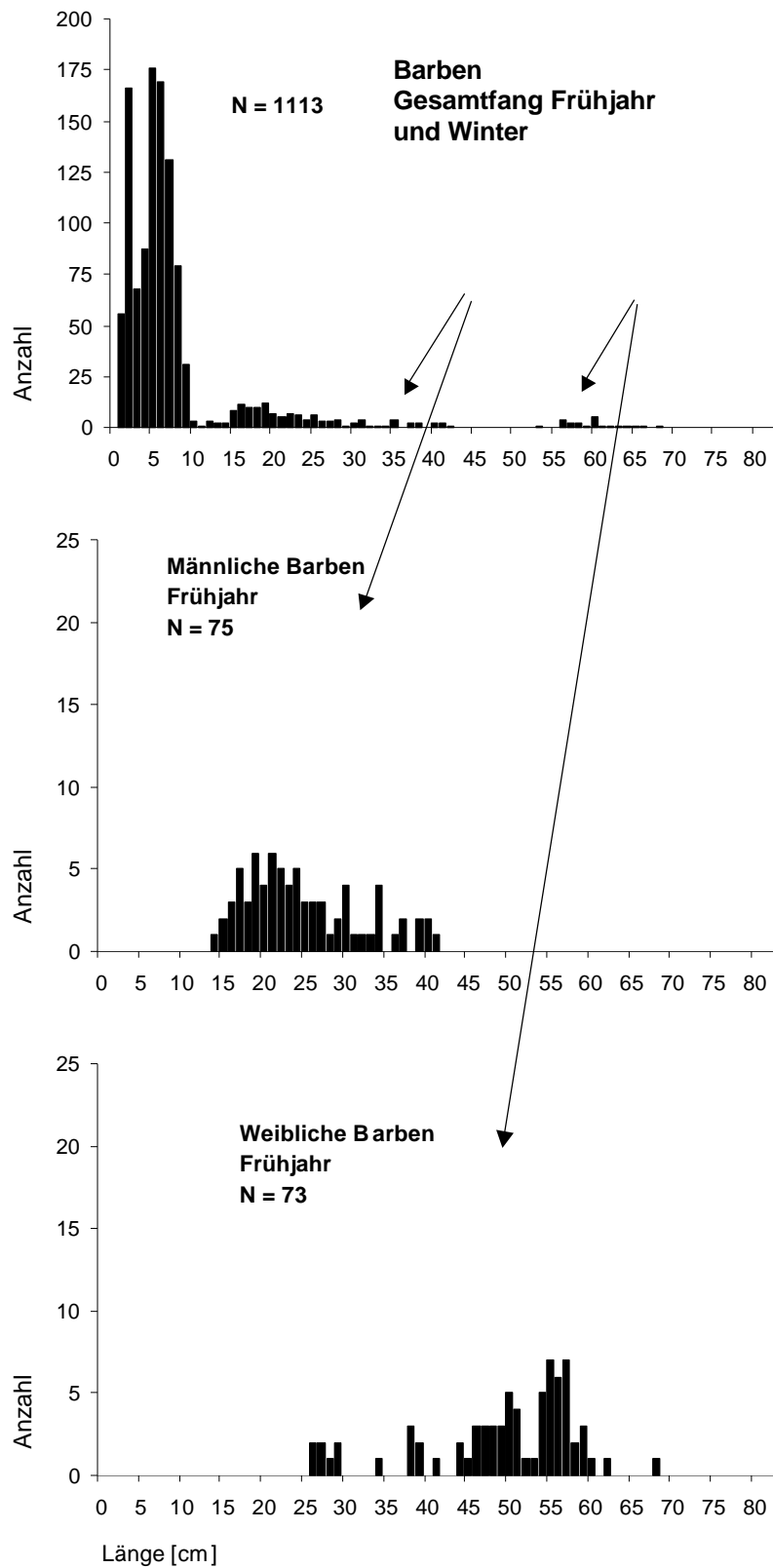


Abb. 4.57: Nachgewiesene Individuenzahlen innerhalb verschiedener Längengruppen der Barbe für die Jahre 1999 und 2002–2004. Die Längenhäufigkeitsverteilungen männlicher und weiblicher Barben im Frühjahr sind gesondert dargestellt.

Das einzig sicher belegte Laichgebiet des Gewässerabschnitts lag im Unterlauf der Rodach, direkt am nicht passierbaren Wehr Marktzeuln (Rodach, Fkm. 1,6). Im Gewässerabschnitt 2 (Main, Fkm. 435,9–422,4), der keine Renaturierungsflächen aufwies, waren Habitattypen, die der Reproduktion und einem erfolgreichen Jungfischaufkommen dienten (K1 = Kiesbank, Typ 1, K2 = Kiesbank, Typ 2, F = Flachwasserzonen), nur in geringer Anzahl sowie in ökologisch ungünstiger Lagebeziehung zueinander vorhanden. Ein Vergleich der Habitatausstattung der regulierten und renaturierten Flussbereiche im Gewässerabschnitt 3 (Obermain Fkm. 422,4–387,4) zeigte, dass letztere wegen der Flächenausdehnung fortpflanzungs-spezifischer Habitattypen für den Barbenbestand von großer Bedeutung waren. Im Gewässerabschnitt 1 war der relative Flächenanteil von Laichhabitaten am höchsten von allen drei Gewässerabschnitten. Insgesamt wurden jedoch nur 2 geeignete Laichgebiete festgestellt (Tab. 4.28).

Tab. 4.28: Überblick über die Ausstattung des Gewässerabschnitts 1 mit bedeutenden Habitattypen für die Barbe

Habitatausstattung Abschnitt 1	Habitattyp					
	K1	K2	F	R	S	V _{ges}
Anzahl der Habitate	2	9	13	6	5	195
Gesamtfläche [m ²]	1.400	1.100	1.470	10.620	6.240	1.455
Anteil an Gesamtwasserfläche [%]	0,86	0,67	0,90	6,52	3,83	0,89
Habitatfläche [m ² /ha]	86	67	90	652	383	89

K1 = Kiesbank Typ 1, K2 = Kiesbank Typ 2, F = Flachwasserzone, R = Rausche, S = Strömungsrinne, V_{ges} = gesamte Unterstände des Gewässerabschnitts; morphologische und hydrologische Charakteristika der Habitattypen siehe Methoden 3.3.6.3 und Tab. 3.3.

Das Laichgebiet im Rodachunterlauf direkt am nicht passierbaren Wehr Heinzenmühle/Marktzeuln (Fkm. 1,6) war mit etwa 1000 m² das flächenmäßig bedeutendste Reproduktionsgebiet. Das Laichgeschehen der Barbe konnte dort mehrmals beobachtet werden. Ein weiteres potenzielles Laichhabitat, das ausschließlich aufgrund der hydromorphologischen Parameter ermittelt wurde, lag unterhalb der Brücke bei Schwürbitz (~ Fkm. 438,2). In den renaturierten Flussbereichen fehlten Laichhabitats vollständig.

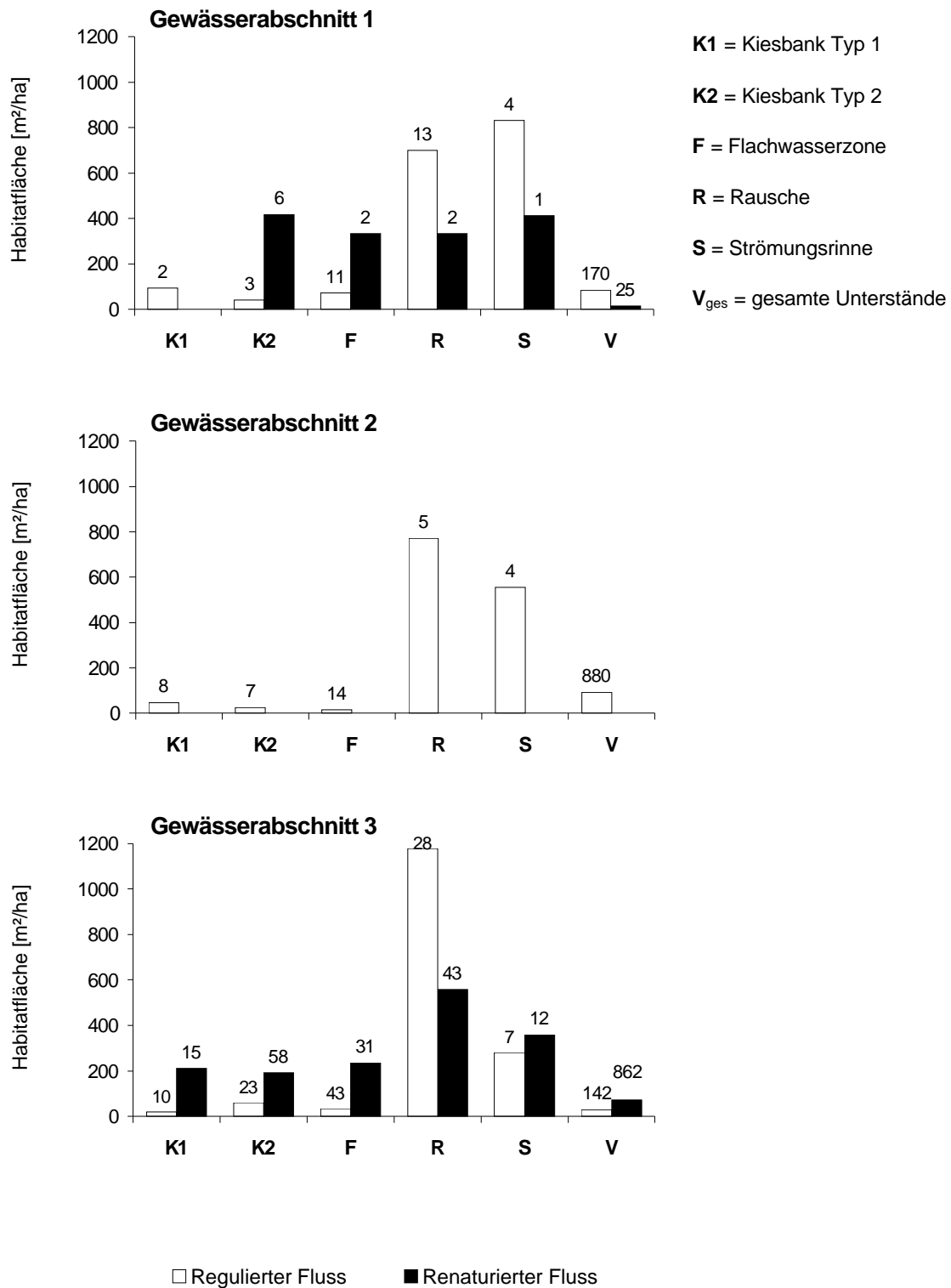


Abb. 4.58: Barbenbedeutsame Habitattypen mit ihrer jeweiligen Habitatfläche je Hektar und der jeweiligen Gesamtzahl in den regulierten und renaturierten Flussbereichen der drei kartierten Gewässerabschnitte. Die Habitattypen Kiesbank 1 und 2 und die Flachwasserzonen sind für die Laich- und Jungfische von erheblicher Bedeutung. Die Habitattypen Rausche, Strömungsrinne und Vegetation (als Unterstand) sind für größere Barben wichtig. Für morphologische und hydrologische Charakteristika der Habitattypen siehe Methoden 3.3.6.3 und Tab. 3.3.

Alle weiteren wichtigen lotischen und lenitischen Habitattypen für das Aufwachsen der Jungfische (Habitattyp K2 bzw. F) hatten jedoch in den renaturierten Flussstrecken einen deutlich höheren Flächenanteil (Abb. 4.58). Besonders ausgedehnt waren sie im renaturierten Mündungsbereich der Rodach. Die Verzahnung mit den flussaufgelegenen Laichgebiet wertete dadurch den gesamten Rodachunterlauf als Barbenlebensraum auf, der bereits seit 1993 als Laichschongebiet ausgewiesen war. Flussabwärts von der Rodachmündung verminderte sich die Qualität des Gewässerabschnittes. Adulte Barben fanden ausreichend Rauschen als Nahrungshabitate und Strömungsrinnen als Ruheorte, hingegen fehlten ausgedehnte Kies- und Flachwasserstrukturen für die Reproduktion und Jungfischentwicklung.

Der Gewässerabschnitt 2 (Wehr Michelau, Fkm. 435,9 - Wehr Hausen, Fkm. 422,4) wies bei einer Länge von 13,6 km und einer Wasserfläche von 68,4 ha die schlechteste Ausstattung mit Reproduktions- und Jungfischhabitaten auf. Bezogen auf die Gesamtfläche hatten Kiesbänke und strömungsarmen Flachwasserzonen in diesen Gewässerbereichen die geringsten Flächengrößen (Tab. 4.29).

Laichplatztaugliche Kiesbereiche direkt unterhalb des Wehrs Michelau (Fkm. 435,8), existierten lediglich unterhalb der Wehre Michelau (Fkm. 432,9) und Lichtenfels (Fkm. 430,1) sowie an der Einmündung des Mühlbaches flussabwärts von Lichtenfels (Fkm. 429,4). Am besten ausgestattet mit Reproduktions- und Jungfischhabitaten war der Flussverlauf. An ein potenzielles Laichgebiet von 150 m² schloss sich am Gleitufer eine strömungsarme, kiesreiche Flachwasserzone von 600 m² an der rechten Flussseite an und endete kurz vor der Michelauer Mainbrücke (Fkm. 435,2). Die potenziellen Laichbereiche am Wehr in Lichtenfels und an der Mühlbachmündung waren mit 1180 m² und 560 m² deutlich größer, jedoch fehlten entsprechend ausgedehnte Flachwasserzonen im unmittelbaren Anschluss. Die ausgedehnten Kieslager unterhalb der Wehrmauer in Oberwallenstadt (Fkm. 433,0) eigneten sich aufgrund fehlender Durchströmung nicht als Laich- und Jungfischhabitate. Mit dem 2004 neu eröffneten Fischpass an der rechten Flussseite verbesserte sich die Situation. Im Frühjahr 2005 wurde im Ausstrombereich ein kleinräumiges Kieslager des Typs 2 von etwa 100 m² kartiert. Im Gegensatz zur unzureichenden Ausstattung mit Laich- und Jungfischhabitaten bot dieser Gewässerabschnitt größeren Barben die ausgedehntesten Rauschen und Strömungsrinnen am gesamten kartierten Obermain. Diese Habitattypen waren aufgrund der Verbauungssituation stets mit dem Vorkommen der Wehre bzw. der beiden Fischpässe gekoppelt. Ihre jeweilige Anzahl war dadurch in Hinblick auf die Gewässerslänge relativ niedrig.

Tab. 4.29: Überblick über die Ausstattung des Gewässerabschnitts 2 mit bedeutenden Habitattypen für die Barbe

Habitatausstattung Abschnitt 2	Habitattyp					
	K1	K2	F	R	S	V _{ges}
Anzahl der Habitate	8	7	14	5	4	880
Gesamtfläche [m ²]	1.030	1.375	1.050	50.500	36.384	6.025
Anteil an Gesamtwasserfläche [%]	0,15	0,20	0,15	7,37	5,31	0,90
Habitatflächen [m ² /ha]	16	21	16	771	555	92

K1 = Kiesbank Typ 1, K2 = Kiesbank Typ 2, F = Flachwasserzone, R = Rausche, S = Strömungsrinne, V_{ges} = gesamte Unterstände des Gewässerabschnitts; morphologische und hydrologische Charakteristika der Habitattypen siehe Methoden 3.3.6.3 und Tab. 3.3.

Deckungsreiche Gewässerstrukturen, gebildet durch terrestrische oder amphibische Vegetation, die von größeren Barben im Sommer als Ruhestandort bzw. zur Winterung genutzt werden, wiesen im Abschnitt 2 ebenfalls die höchsten Flächenwerte auf. Am zahlreichsten und flächigsten war dieser Habitattyp im Stauwurzelbereich des Lichtenfelser Wehres.

Der Gewässerabschnitt 3 umfasste auf einer Länge von 35 km die freie Fließstrecke des Obermains ab dem Wehr Hausen (Fkm. 422,4) bis zur Eisenbahnbrücke Hallstadt (Fkm. 387,4). In dieser mit 115,3 ha größten Wasserfläche konzentrierten sich die Anzahl und die Ausdehnung der Renaturierungsflächen (15 Flächen, insgesamt 25,2 ha). Freie Abflussdynamik und ungehinderter Substrattransport förderten besonders die Bildung von Laich- und Jungfischhabitaten. Potenzielle Laichstandort konnten die Barben im Durchschnitt alle 1,4 km erreichen (Tab. 4.30). Diese befanden sich zu 60% in renaturierten Flussbereichen. Im Vergleich zum Gewässerabschnitt 1 fiel die Habitatfläche der Laichbereiche um 30 % auf 62 m²/ha ab, ihre Lagebeziehung zu Kiesbänken des Typs 2 und zu strömungsberuhigten Flachwasserbereichen war jedoch günstiger. In den Renaturierungsbereichen Schönbrunn (Fkm. 421,1), Ebensfeld (Fkm. 410,0), Unterleiterbach (Fkm. 406,1) und Zapfendorf waren sie besonders eng miteinander verzahnt. Generell erreichten in den renaturierten Flussbereichen diese Habitattypen im Vergleich mit dem ausgebauten Fluss mindestens das drei fache an Fläche (Abb.4.59).

Tab. 4.30 Überblick über die Ausstattung des Gewässerabschnitts 3 mit bedeutenden Habitattypen für die Barbe

Habitatausstattung Abschnitt 3	Habitattyp					
	K1	K2	F	R	S	V _{ges}
Anzahl der Habitate	25	55	64	60	19	997
Gesamtfläche [m ²]	7.106	10.338	9.407	80.190	37.040	5.580
Anteil an Gesamtwasserfläche [%]	0,62	0,90	0,82	6,95	3,21	0,48
Habitatfläche [m ² /ha]	62	90	82	695	321	48

K1 = Kiesbank Typ 1, K2 = Kiesbank Typ 2, F = Flachwasserzone, R = Rausche, S = Strömungsrinne, V_{ges} = gesamte Unterstände des Gewässerabschnitts; morphologische und hydrologische Charakteristika der Habitattypen siehe Methoden 3.3.6.3 und Tab. 3.3.

Die höchsten Dichten und größten Hektarflächen bei den Laich- und Jungfischhabitaten wies der Gewässerabschnitt zwischen der Mainbrücke Wiesen (Fkm. 415,6) und der Mainbrücke bei Unterleiterbach (Fkm. 406,2) auf. In dieser Flussstrecke lag im Schnitt alle 700 m eine Kiesbank des Typs 1, mit einer mittleren Hektarfläche von 150 m², eng verknüpft mit Kiesbänken des Typs 2 und Flachwasserzonen mit durchschnittlichen Größen von 175 m² bzw. 100 m². Dank der noch relativ gut ausgeprägten Mäanderführung des Obermains in diesem Flussabschnitt konnten sich die Habitattypen auch in den regulierten Bereichen entlang schmal ausgeprägter Gleituferzonen bilden.

Die beste Laichplatz- und Jungfischsituation bestand im renaturierten Flussabschnitt Ebenfeld (Fkm. 410,0) mit insgesamt 6 Kiesbänken des Typs 1 bei einer Gesamtfläche von 2900 m². Für größere Barben bot der Gewässerabschnitt 3 ein gutes Angebot an Nahrungshabitaten (Rauschen), Ruhe- und Rückzugsplätzen (Strömungsrinnen, Vegetation). Die Hektarflächen von Rausche, Strömungsrinne und Unterstand lagen zwar unter den Werten des Gewässerabschnitts 2, kamen jedoch mindestens fünfmal häufiger vor. Die Strömungsrinnen wurden flussabwärts seltener und kleiner in ihrer Flächenausdehnung. Die Zahl der Rauschen nahm hingegen zu und erreichte in den renaturierten Flussbereichen eine durchschnittliche Fläche von 1177 m² pro Hektar. Dies war der Maximalwert eines barbenbedeutsamen Habitattyps. In dem am stärksten lotisch geprägten Gewässerabschnitt verringerte sich die Ausdehnung von geeigneten Unterständen im Vergleich zu Gewässerabschnitt 1 und 2.

Innerhalb des Gewässerverlaufs nahm jedoch flussabwärts die Anzahl und Größe zu. Ein Vergleich zwischen den Gewässerabschnitten 1 und 3 belegte deutlich, dass die Anzahl bei den barbenbedeutsamen Habitattypen signifikant mit der Anzahl der Renaturierungsmaßnahmen anstieg ($r_s = 0,75$; $N = 11$; $p < 0,01$).

In einer abschließenden Gesamtbetrachtung aller drei Gewässerabschnitte zeigte sich, dass Stauhaltungen das Angebot an barbenbedeutsamen Habitaten minimieren, insbesondere für die Reproduktion und Jungfischentwicklung. Fischpässe ermöglichen zwar eine Gebietsvergrößerung, können jedoch die Habitatqualität innerhalb der Teilstücke nicht entscheidend beeinflussen, es sei denn, Fische erreichen darüber geeignete Seitengewässer. Die beste Habitatausstattung für die rheophile, kieslaichende Barbe fand sich in dem frei fließenden Gewässerabschnitt 3 ab dem Wehr Hausen. Dort waren alle zur Vollendung des Lebenszyklus der Barbe notwendigen Habitattypen auch in den regulierten Flussbereichen vorhanden. Die Renaturierungsflächen vergrößerten jedoch die Anzahl und Hektargröße jedes einzelnen Habitattyps. Besonders deutlich wurde dies sowohl bei den Reproduktions- und Jungfischhabitaten als auch bei der Anzahl der Rauschen, die bevorzugte Nahrungsgründe größerer Barben sind.

4.6.4 Laichgeschehen der Barbe

Zur besseren Bewertung der Fortpflanzungssituation wurde neben der Kartierung potenzieller Laichbereiche das aktive Ablachen der Barbe erfasst. Die Zahl beobachteter Laichgeschehen zwischen Mitte Mai und Ende Juni nahm über den Fünfjahreszeitraum zu (Abb. 4.59). In den Jahren 1999 und 2002 laichten Barben gesichert im Unterlauf der Rodach an der Heizenmühle und im Renaturierungsbereich Zapfendorf.

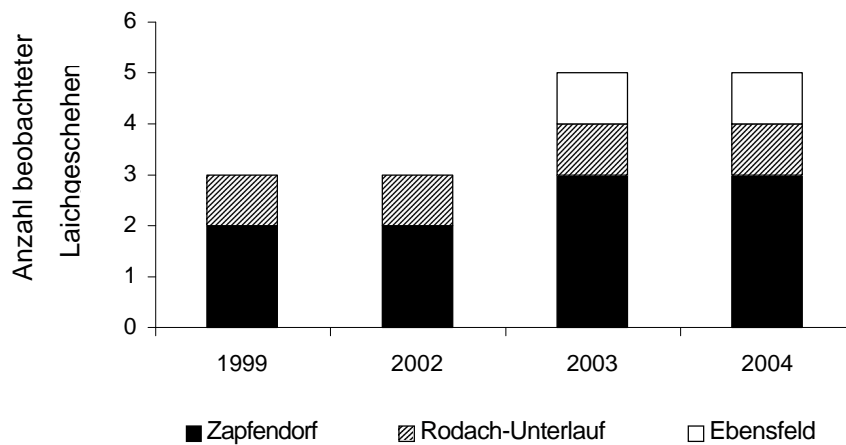


Abb. 4.59: Anzahl beobachteter Laichereignisse der Barbe im oberen Mainsystem zwischen 1999 und 2004. In den Jahren 2000 und 2001 wurden keine Freilandbeobachtungen unternommen.

In Zapfendorf lag ein Laichplatz direkt an der Bifurkation zwischen Haupt- und Nebengerinne, ein weiterer befand sich im Nebengerinne selbst an einer Kiesschulter. Nach den starken hydromorphologischen Veränderungen durch die Hochwasserwellen 2001/2002 entstand ein weiterer Laichplatz in Zapfendorf. Unterhalb der lang gezogenen Kiesinsel, die direkt an der Aufzweigung zwischen Haupt- und Nebengerinne lag, wurde vom Hauptgerinne aus eine Kiesschulter durchbrochen. Dadurch strömte an einer weiteren Stelle Wasser ins Nebengerinne ein und formte einen geeigneten Laichplatz. Laichfische der Barbe konnten ab dem Frühsommer 2003 im Renaturierungsbereich Ebensfeld beobachtet werden und stützten dadurch die entsprechenden Kartierungsergebnisse. Die Laichgruppen befanden sich im Mai 2003 und 2004 im unteren Bereich der renaturierten Flussstrecke, direkt am Übergang zum Dornwiesensee. Den Übergang zu diesem angebundenen Kiessee bildeten eine kleine Rauschenstrecke und mehrere tiefe Kolke (Speierl, 2005 a). Somit fanden die Laichfische in diesem Bereich auch geeignete Nahrungs- und Ruhestandorte.

4.6.5 Abundanzentwicklung juveniler Barben und weiterer rheophiler Jungfische in verschiedenen Mesohabitaten

Die Abundanzentwicklungen juveniler Barben und weiterer fünf rheophiler Fischarten, dies waren Aitel, Gründling, Hasel, Nase und Rapfen, wurde in den Sommermonaten Juli – August 2002 und 2003 erfasst. Die Elektrobefischungen (PAS) der unterschiedlichen Mesohabitate wurden entsprechend ihrem Flächenanteil in den regulierten und renaturierten Flussbereichen durchgeführt (Abb. 4.60).

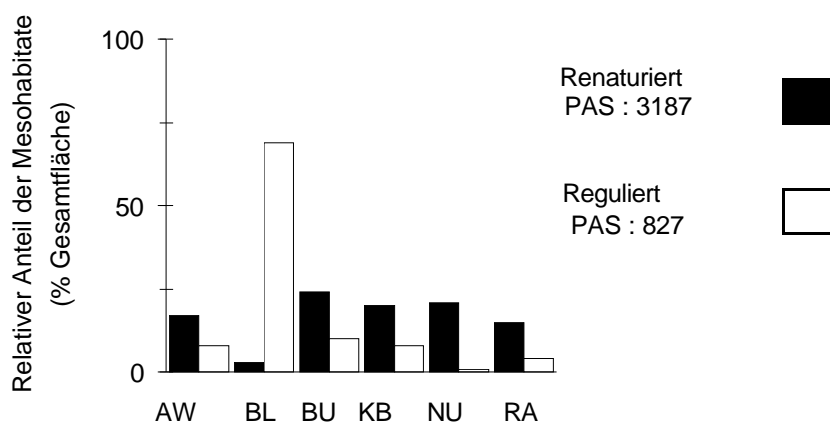


Abb. 4.60.: Relativer Anteil der Mesohabitate in den beprobten renaturierten und regulierten Flussbereichen mit der jeweiligen Anzahl der durchgeführten PAS–Elektrobefischungen. AW: Altgewässer, BL: Blockufer, BU: Bucht, KB: Kiesbank, NU: Naturufer, RA: Rauschen;

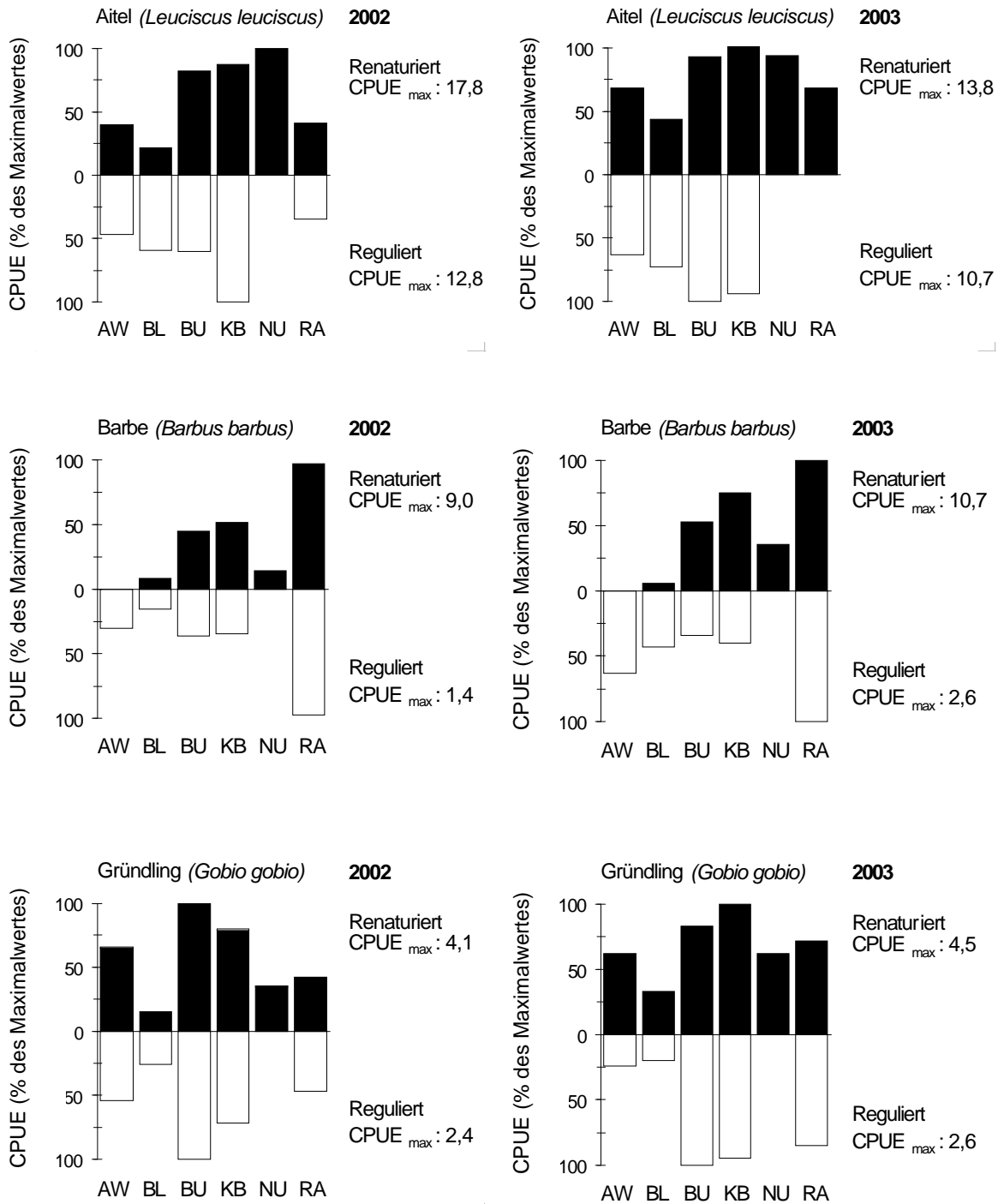


Abb. 4.61: Die Bedeutung unterschiedlicher Mesohabitats (AW: Altwasserbereich, BL: Blockufer, BU: Bucht, KB: Kiesbank, NU: Naturufer, RA: Rauschen) in renaturierten und regulierten Flussbereichen für die rheophilen Jungfische (0+) von Aitel, Barbe und Gründling (Sommerbefischungen 2002 und 2003). Die mittlere Abundanz (CPUE) in den einzelnen Mesohabitats ist als relativer Wert der maximalen mittleren Abundanz dargestellt, die für die verschiedenen Flussbereiche und Erhebungsjahre mit aufgeführt ist. Der Habitattyp Naturufer war in den regulierten Flussstrecken nicht vorhanden.

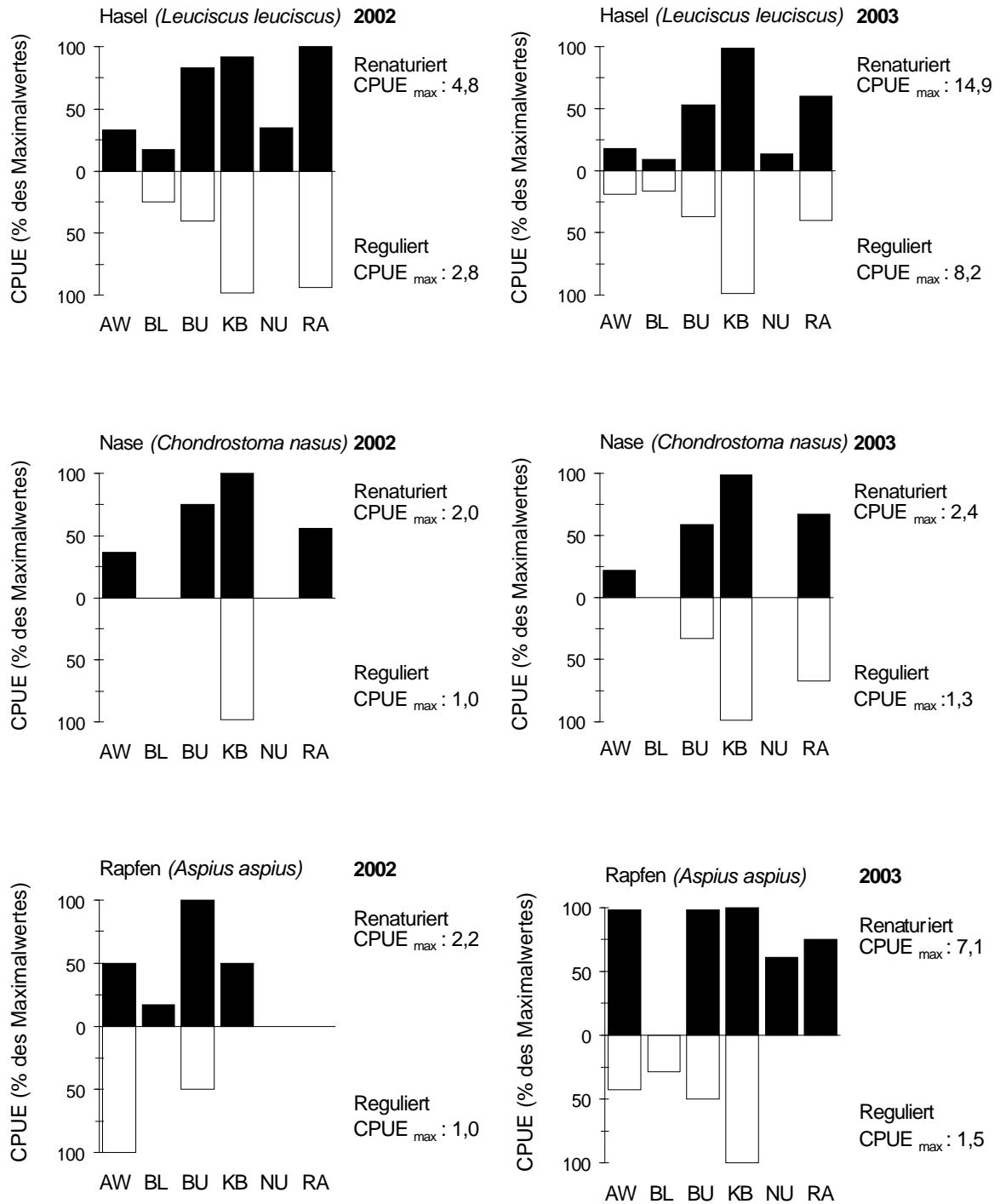


Abb. 4.62: Die Bedeutung unterschiedlicher Mesohabitats (AW: Altwasserbereich, BL: Blockufer, BU: Bucht, KB: Kiesbank, NU: Naturufer, RA: Rauschen) in renaturierten und regulierten Flussbereichen für die rheophilen Jungfische (0+) von Hasel, Nase und Rapfen (Sommerbefischungen 2002 und 2003). Die mittlere Abundanz (CPUE) in den einzelnen Mesohabitats ist als relativer Wert der maximalen mittleren Abundanz dargestellt, die für die verschiedenen Flussbereiche und Erhebungsjahre mit aufgeführt ist. Der Habitattyp Naturufer war in den regulierten Flussstrecken nicht vorhanden.

In den regulierten Flussbereichen formten Blocksteinschüttungen eine äußerst gleichförmige Uferlinie. Buchten, Kiesbänke und Altwasserbereiche, die insgesamt nur knapp 25% der beprobten Fläche ausmachten, lagen entlang der Uferlinie sehr isoliert. Der Flächenanteil unverbauter, natürlicher Uferzonen der Kategorie Naturufer lag bei knapp 1% und wurde deswegen in den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt. In den renaturierten Flussbereichen fiel der Anteil verblockter Uferzonen auf weniger als 5% ab. Alle weiteren Mesohabitattypen kamen in einem sehr ausgeglichenen Flächenverhältnis zueinander vor. Der Anteil lenitischer zu lotischer Habitattypen (Bucht und Altwasser bzw. Kiesbank und Rauschen) hielt sich die Waage. Juvenile Aitel, Barben und Gründlinge nutzen die verschiedenen Mesohabitattypen in nahezu identischer Weise, unabhängig ob sich diese in den regulierten oder renaturierten Flussbereichen befanden (Abb. 4.61). Die nachgewiesenen Bestandsgrößen lagen bei allen Arten in den renaturierten Flussbereichen jedoch deutlich höher.

Juvenile Aitel zeigten die geringste Spezialisierung. Sie hatten von allen erfassten rheophilen Jungfischen die ausgeglichensten Bestände zwischen den einzelnen Habitattypen, und das auf hohem Niveau. Juvenile Barben nutzten vorrangig drei Mesohabitate: lotisch geprägte Rauschen und Kiesbänken sowie Buchten. Für diese Art war in den regulierten Flussbereichen zusätzlich der Habitattyp Altwasser bedeutend. Die semirheophilen und psammophilen Gründlinge waren in den Bucht- und Kiesbankbereichen am häufigsten. Beide Mesohabitattypen zeichneten sich besonders in den renaturierten Flussbereichen durch einen hohen Anteil an Feinsedimenten aus. Neben den Buchten nutzten die juvenilen Gründlinge auch die Stillwasserzonen der Altwässer. Im Sommer 2003 waren die Jungfische zusätzlich in den Rauschenzonen sehr häufig. Dieser Mesohabitattyp verlor aufgrund der starken Trockenheit mit historischen Pegeltiefstständen am Obermain (WWA Bamberg) stark von seinem lotischen Charakter. Juvenilen Gründlingen stand dadurch, entsprechend den jeweiligen Strömungsbedingungen, zusätzlich strukturreicher Lebensraum innerhalb dieses Habitattyps zur Verfügung.

Im Vergleich zum Sommer 2002 nahmen 2003 neben Gründling und Barbe auch die relativen Abundanzen von Hasel, Nase und Rapfen zu (Abb. 4.62). Diese Bestandsentwicklungen standen bei den frühlaichenden Fischarten im Zusammenhang mit den Abflussbedingungen zu den Laichzeiten. Die Frühjahrslaicher Rapfen, Nase und Hasel hatten 2002 und 2003 generell günstige Abflussverhältnisse zur Laichzeit. 2002 kam es jedoch in den Monaten Februar bis April zu insgesamt drei Hochwasserwellen, die jeweils die Abflusswerte eines zweijährigen Hochwassers erreichten. Die Larval- und frühen Juvenilstadien dieser Arten waren dadurch extremen hydrologischen Bedingungen ausgesetzt. Im Gegensatz dazu gab es im Frühjahr 2003 keine Hochwasserabflüsse.

Uneinheitlich war die Bestandsentwicklung bei den im Frühsommer und Sommer laichenden Fischarten Aitel, Barbe und Gründling. Im Vergleich zum Sommer 2002 ging im trockenen Jahr 2003 nur die relative Abundanz juveniler Aitel zurück. Die niedrigen Wasserstände und Abflussraten schränkten 2003 das Angebot an geeigneten Laichplätzen für diese Art ein. Entsprechend rückläufig hätten die relativen Abundanzen bei Gründling und Barbe sein müssen. Bei beiden Arten setzt die Laichperiode zwischen Mai und Juli etwas später als beim Aitel ein. Dadurch waren Barbe und Gründling bzw. deren Laich- und frühen Jungfischstadien direkt vom Sommerhochwasser im Juni 2002 betroffen, dessen Auswirkungen auf die Bestandszahlen gravierender waren als die Niedrigabflüsse 2003. Insgesamt prägten sowohl die Faktoren Habitatverfügbarkeit als auch die Extremabflüsse die Rekrutierung der rheophilen Frühjahrs- und Sommerlaicher.

Bei den Frühjahrslaichern nutzten die Jungfische des Hasels, gleich den juvenilen Barben die lotisch geprägten Rauschen und Kiesbänke sowie die lentischen Buchten. Juvenile Hasel waren aber weniger stark auf den Habitattyp Rausche spezialisiert. Für juvenile Nasen waren Buchten und Kiesbänke von großer Bedeutung. Im Sommer 2002 wurden in den regulierten Flussbereichen ausschließlich an Kiesbänken juvenile Nasen nachgewiesen. Die semirheophilen Rapfen waren in den Bucht- und Altwasserbereichen am häufigsten. Zusätzlich nutzten die Rapfen die lotischen Strukturen der Kiesbänke und im Sommer 2003 auch die Rauschen, entsprechend den juvenilen Gründlingen.

4.6.6 Bestandsentwicklung der Barbe nach Daten der Angelfischerei

Die Fangstatistiken der Mainfischereigemeinschaft G.b.R. Lichtenfels aus den Jahren 1998 bis 2002 standen für eine zusätzliche Beurteilung der Bestandsentwicklung der Barbe zur Verfügung. Die Mainfischereigemeinschaft Lichtenfels besitzt auf 31,7 Flusskilometern am Obermain ein Fischereirecht (Hochstadt, Lkr. Lichtenfels bis Ebensfeld, Lkr. Bamberg). Dies umfasst flussseitig eine Wasserfläche von 103 ha. Im untersuchten Fünfjahreszeitraum wurden insgesamt 615 Angelscheine ausgegeben. Die jährliche Rücklaufquote ausgefüllter Fangstatistiken lag mit durchschnittlich 75,4 % sehr hoch und ermöglichte damit einen guten Überblick über die Fangentwicklung (Tab. 4.31). Der mittlere Jahresfang eines Freizeitfischers blieb während der fünf Jahre mit 31 ± 5 Fischen relativ konstant. Die Barbenbestände wurden mittels der Angelstatistiken unproportional zu ihrem eigentlichen Anteil an der Fischgemeinschaft erfasst. Die durchschnittliche Fangmenge lag bei $0,5 \pm 0,2$ Ind./ha und fiel nur noch bei der Äsche geringer aus.

Tab. 4.31: Überblick über die Angelstatistiken der Mainfischereigemeinschaft Lichtenfels von 1998 bis 2002.

Jahr	absoluter Gesamtfang		Relativer Anteil am Gesamtfang [%]								
	Gesamtfang	[Ind./ha]	Aal	Äsche	Barbe	Forelle	Hecht	Karpfen	Schleie	Zander	Sonstige
1998	3864	38	9	1	2	1	6	21	14	3	44
1999	3579	35	9	1	1	4	12	22	14	3	35
2000	2728	26	16	1	2	7	12	28	14	5	15
2001	2084	20	17	2	1	6	9	27	14	3	23
2002	2431	24	17	1	3	11	12	29	12	5	11
Jahresmittel	2937	28,5	13,6	1,2	1,8	5,8	10,2	25,4	13,6	3,8	25,6
Standardabw.	758	7,4	4,2	0,4	0,8	3,7	2,7	3,6	0,9	1,1	13,8

Entsprechend den niedrigen Fangmengen war bei der Barbe auch die mittlere Fangrate je Angelfischer mit $0,4 \pm 2,1$ Ind./Jahr sehr gering. Unabhängig von den niedrigen Fangraten ließ sich bei der Barbe eine statistische Veränderung der mittleren Gesamtlänge feststellen (Abb. 4.63).

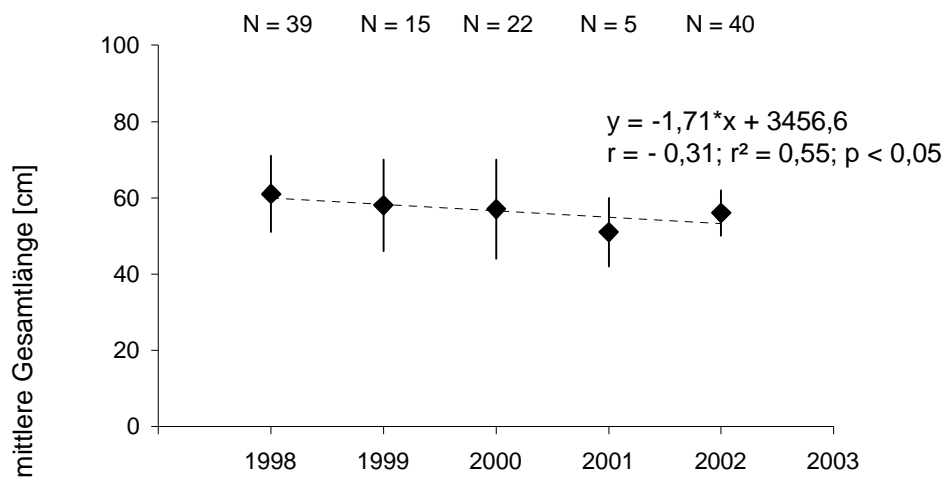


Abb. 4.63: Entwicklung der mittleren Totallänge [cm] mit jeweiliger Standardabweichung der angelfischereilich entnommen Barben am Obermain von 1998 bis 2002.

Über die Jahre wurden die gefangenen Barben signifikant kleiner. Zwei Rückschlüsse auf die Bestandsentwicklung konnten daraus gezogen werden. Entweder war die Größenabnahme auf eine verstärkte Entnahme größerer Individuen zurückzuführen. Bei den ermittelten Fangraten für die Barbe war dies jedoch unwahrscheinlich. Alternativ könnte auch eine steigende Anzahl jüngerer und damit kleinerer Individuen im Flusssystem die rückläufige Gesamtlänge erklären. Höhere Bestände jüngerer Barben steigern deren Fangwahrscheinlichkeit. Berücksichtigt man die festgestellten geschlechtsspezifischen Längenverteilungen der Barbe, wurden insgesamt trotz rückläufiger Gesamtlängen, ausschließlich weibliche Barben geangelt.

4.7 Die Jungfischbestände in zwei Flutmulden der Rodachrenaturierung Redwitz

Im Spätsommer 2002 wurden zwei Flutmulden im Bereich der Rodachrenaturierung-Redwitz mit Uferzugnetzen erfasst. Sowohl in der Flutmulde 1 als auch in der Flutmulde 2 wurden im Spätsommer Jungfische nachgewiesen (Abb.4.64). Das Artenspektrum in Flutmulde 1 umfasste mit Flussbarsch, Hasel, Laube, Rotaug, Aitel und Gründling insgesamt 7 Arten. Bei den Abundanzen dominierte der Flussbarsch, vor Aitel und Laube. In der Flutmulde 2 waren Rotaug, Rotfeder und Flussbarsch die häufigsten Arten und ihre Abundanzen entsprachen in etwa dem Flussbarschbestand in Flutmulde 1.

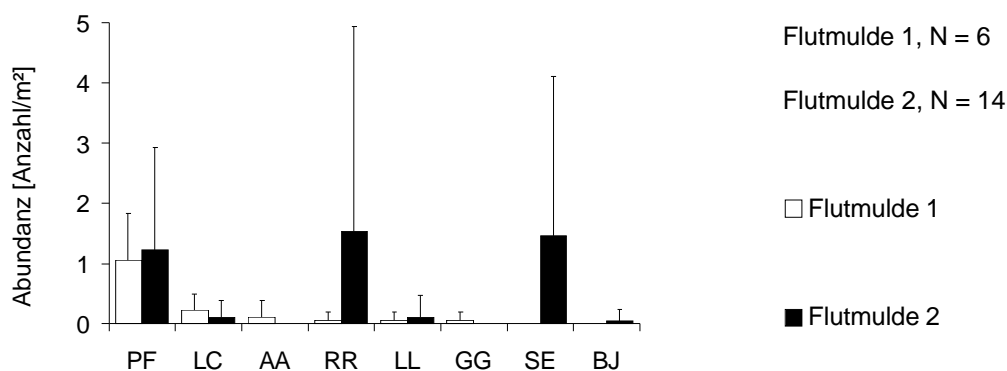


Abb. 4.64: Abundanzen der Fischarten, die mit dem Uferzugnetz im Spätsommern 2002 in den beiden Flutmulden der Rodachrenaturierung bei Redwitz erfasst wurden. Mit angegeben ist die Zahl der ausgeführten Netzzüge. Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Aitel (*L. cephalus*): LC; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotaug (*R. rutilus*): RR; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Gründling (*G. gobio*): GG; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Güster (*B. björnca*): BJ;

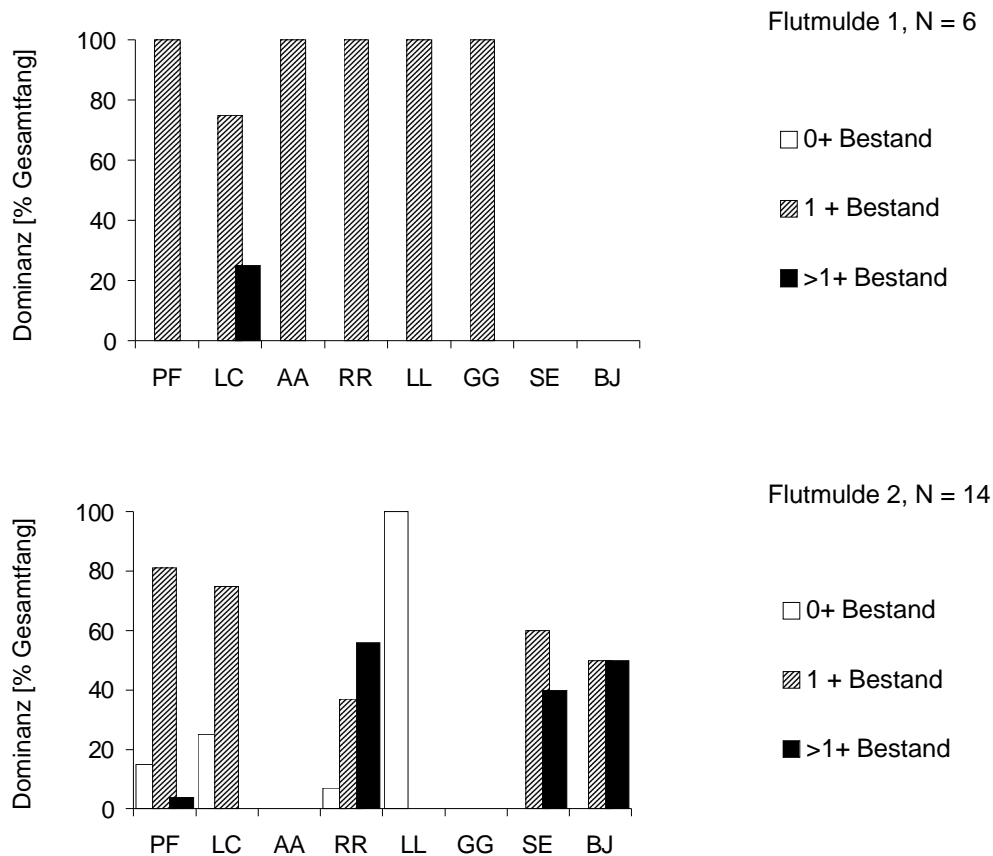


Abb. 4.65: Relativer Dominanzanteil der unterschiedlichen Altersklassen (0+, 1+ und >1+) bei den Fischarten, die mit dem Uferzugnetz im Spätsommern 2002 in den beiden Flutmulden der Rodachrenaturierung bei Redwitz erfasst wurden. Mit angegeben ist die Zahl der ausgeführten Netzzüge. Flussbarsch (*P. fluviatilis*): PF; Aitel (*L. cephalus*): LC; Laube (*A. alburnus*): AA; Rotaugen (*R. rutilus*): RR; Hasel (*L. leuciscus*): LL; Gründling (*G. gobio*): GG; Rotfeder (*S. erythrophthalmus*): SE; Güster (*B. björnca*): BJ;

Wie in Flutmulde 1 fielen auch die Dichten von Aitel und Hasel niedriger aus. Gründling und Laube wurden in der Flutmulde 2 nicht erfasst, dafür ergänzte der Güster das Artenspektrum. Ausgeprägte Unterschiede zwischen den erfassten Fischbeständen der beiden Flutmulden zeigten sich bei der Altersklassenstrukturierung (Abb. 4.65). Mit Ausnahme des Aitels, bei dem 25 % des Gesamtfangs älter als 1+ waren, wurden bei allen weiteren Arten in der Flutmulde 1 ausschließlich Individuen der Altersklasse 1+ erfasst. Jungfische der Laichsaison 2002 (Altersklasse 0+) wurden nicht nachgewiesen. Diese Altersklasse wurde nur in der Flutmulde 2 erfasst. Die 0+ Nachweise von Flussbarsch, Rotaugen, Aitel und Hasel ließen auf ein erfolgreiches Ablachen bzw. Einwandern von Jungfischen in diese Flutmulde schließen. Flussbarsch, Rotfeder, Güster und Rotaugen wiesen zudem Altersbestände > 1+ auf. Diese Altersgruppe dominierte beim Rotaugen den Gesamtbestand.

The rapidity of dispersal of fish depends on its facility to accommodate itself to a variety of physical conditions, and on the degree of vitality by which it is enabled to survive more or less sudden changes under unfavourable conditions...

GÜNTHER (1880)

5 Diskussion

5.1 Fischereiliche Erhebungsmethoden

Eine der schwierigsten Aufgaben in der Fischökologie ist die Ermittlung von Fischdichten, sei es volumen- oder flächenbezogen (COPP, 1992 A; FREYHOF & STEINMANN, 1998). Die Erfassungsmethode bestimmt die Qualität der Ergebnisse und deren Interpretationsmöglichkeiten (HAYES et al., 1996; HUBERT, 1996; KELSO & RUTHERFORD, 1996; MURPHY & WILLS, 1996). Am oberfränkischen Main erforderten die unterschiedlichen Fragestellungen zur fischökologischen Funktionalität von Fließgewässerrenaturierungen die Anwendung verschiedener aktiver und passiver fischereilicher Methoden (Tab. 5.1).

Tab. 5.1: Überblick über die eingesetzten aktiven und passiven fischereilichen Methoden während der Untersuchungsphase im oberen Mainsystem.

	Elektrofischerei	Zugnetz	Driftnetz	Forney-Traps	Lichtfallen	Trappnetzte
aktive Methode	X	X				
passive Methode			X	X	X	X

5.1.1 Aktive Methoden

5.1.1.1 Elektrofischerei

Elektrofischerei und Uferzugnetz wurden als aktive Methode eingesetzt. Die Elektrofischerei ist für den Fischfang in Fließgewässern prinzipiell die Methode der Wahl (BACKIEL & WELCOMME, 1980; REYNOLDS, 1983, 1996). Die Fischbestände in den unterschiedlichen Streckentypen der Monitoring-Bereiche und bei den toxikologischen Erhebungen wurden nach den Vorgaben von MANN & PENCZAK (1984) erfasst: die Gewässerabschnitte wurden entlang der Uferlinie vollständig abgefischt, da sich in großen Fließgewässern dort ca. 80% des Fischbestandes befindet.

Abiotische und biotische Faktoren bestimmen die Effizienz der Elektrofischerei (REYNOLDS, 1983, 1996). Bei den biotischen Faktoren spielt die Fischgröße eine entscheidende Rolle, da längere Fische im elektrischen Feld eine größere Spannung abgreifen. Die verwendeten Spannungen und Stromstärken wirkten gröbenselektiv auf die Fangergebnisse. Bei den Befischungen der Monitoring-Bereiche wurden die kleineren Fische mit geringerer Effektivität erfasst. Aussagen über Altersklassenstrukturen und Rekrutierungsvermögen waren trotzdem zulässig, solange nur methodeninterne Vergleiche ausgeführt wurden.

Um der gröbenselektiven Wirkung der Elektrofischerei bei den Jungfischerhebungen Rechnung zu tragen, wurden die Jungfische speziell nach der PAS-Methode (Point-Abundance-Sampling) erfasst (COPP, 1989 B; PERSAT & COPP, 1990). BAGENAL & NELLEN (1980) weisen auf Grund von Untersuchungen an adulten und juvenilen Individuen der gleichen Fischart auf die geringe Effektivität der Elektrobefischung für kleine Arten und Jungfische hin. Um mittels einer höheren Spannung ein dichteres elektrisches Feld aufbauen zu können, wurde die Fangrüstung entsprechend den Vorgaben von COPP (1989) angepasst (hohe Stromstärke, Anodenring: $D = 20$ cm). Die Methode führt zu einer vergleichbar geringen Störung der Lebensgemeinschaft (PERSAT & COPP, 1990) da durch die räumliche Begrenzung der hohen Spannung die negative Wirkung auf größere Fische stark gemindert wird.

Entscheidend für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse war, dass die unterschiedlichen Mesohabitate entsprechend ihrer Flächengröße erfasst und die großen Fangvarianzen bei den Jungfischen gemindert wurden. Dazu wurden mehrere Fangpunkten zu einer Probe zusammengelegt (FREYHOF 1998; GARNER, 1997). Nachdem die Fangergebnisse ausschließlich als Vergleichszahlen für die Bestandsaufkommen von Jungfischen in den unterschiedlichen Mesohabitattypen dienten, wurden vereinfacht als frequenzbereinigte, aufwandsbezogene Fangeinheiten (CPUE) dargestellt (STAAS, 1996). Im Gegensatz dazu wurden die Ergebnisse der Monitoring-Befischungen auf flächenbezogene Fangmengen [Ind./ha] und Erträge [kg./ha] hochgerechnet (COEK et al., 1993; MURPHY & WILLS, 1996; PENCZAK & KRUK, 1999). Mit diesen Produktivitätszahlen konnten die unterschiedlichen Flussbereiche bzw. das Flusssystem des oberen Mains mit anderen Flüssen verglichen werden.

Generell könnten jedoch die Elektrobefischungen die eigentlichen Fangmengen und Erträge aufgrund der Erhebungsart (direkte Befischung) gemäß JANAC & JURAIDA (2005) um bis zu 70% unterschätzt haben. Diese ermittelten den Wert durch einen Vergleich direkter Elektrobefischungen (Watfischerei) mit Befischungen, bei denen die Fanganoden im Gewässer ausgelegt und erst nach wenigen Minuten aktiviert wurden.

Neben der Größenselektivität wird beim elektrischen Fischfang auch eine Artselektivität beobachtet (FREYHOF, 1998; LIBOSVARSKY & LELEK, 1965; ZALEWSKI, 1983).

Eine hochrückige, gedrungene Körperform (ZALEWSKI, 1983), bodenorientiertes Verhalten (LIBOSVARSKY & LELEK, 1965) bzw. eine starke Bindung an pelagische Bereiche (FREYHOF, 1993) beeinträchtigen die Fangeffizienz. Allgemein fanden DAUBEL & GRAY (1980) bei Cypriniden eine höhere Fängigkeit mittels Strom als bei Salmoniden. Von den abiotischen Faktoren wirken sich die Wassertemperatur, die Leitfähigkeit und die Trübung in entscheidendem Maße auf die Fangeffizienz aus (REYNOLDS, 1983, 1996). Durch das Untersuchungsdesign wurde versucht, den Einfluss dieser Faktoren gering zu halten. Die Befischungen wurden in einem jahreszeitlich eng umgrenzten Zeitfenster bei hauptsächlich mittleren Abflussbedingungen durchgeführt und die Geräteeinstellungen auf die Leitfähigkeit des Gewässers abgestimmt.

5.1.1.2 Zugnetzfischerei

Zugnetze besitzen wie die Elektrofischerei eine gewisse Arten- und Größenselektivität. Besonders die bodenorientierten Fischarten wie Barbe, Gründling und Schmerle können im Fangspektrum unterrepräsentiert sein oder fehlen (FREYHOF, 1998; KUBECKA, 1996; STAAS, 1996). Entlang der flach auslaufenden und weiträumigen Uferlinien der untersuchten Flutmulden an der Rodach-Renaturierung Redwitz konnte das Zugnetz gut bedient und die Fangergebnisse als repräsentativ angesehen werden. Um eine größenabhängige Gewichtung der Fangergebnisse zu vermeiden, wurde ein Zugnetz verwendet, dessen Maschenweiten sowohl für die 0+ und 1+ Jungfische als auch für die weitere Größenklassen geeignet war. Die erhöhte Fluchtfähigkeit der Jungfische zur Zeit der Erhebung im Spätsommer wurde dadurch kompensiert.

Uneinigkeit herrscht, ob Fischbestände mit Zugnetzen quantitativ erfasst werden können. Neben Autoren, die davon ausgehen, dass mit Zugnetzen v.a. Jungfischbestände in Stillwasserstrukturen und Uferbereichen weitgehend quantitativ nachzuweisen sind (FREYHOF, 1998; KUBECKA, 1996; LESLIE & TIMMINS, 1991) finden sich auch Arbeiten, in denen ausschließlich auf relative Fischdichten (CPUE) verwiesen wird (HAYES et al., 1996; STAAS, 1996). Nachdem sich die Zugnetzbefischungen an beiden Flutmulden gut durchführen ließen, wurden aus den Fangmengen flächenbezogene Fischdichten errechnet, um mit anderen Flusssystemen zu vergleichen.

5.1.2 Passive Methoden

Der Erfolg passiver Fangmethoden wird stark von der Aktivität der Fische beeinflusst (HUBERT, 1996; PERROW, 1996). Obwohl der Einfluss vieler Umweltvariablen auf den Fangernfolg passiver Erhebungsmethoden in den letzten Jahren geklärt werden konnte, blieben viele der zugrunde liegenden verhaltensökologischen Mechanismen der Fische, wie etwa phototaktischen Reaktionen auf Lichtfallen, weitgehend unklar (HUBERT, 1996).

5.1.2.1 Driftnetzeinsatz

Fischdrift in Flusssystemen wird vorrangig passiv erfasst (BROWN & ARMSTRONG, 1985; CARTER & READER, 2000; COPP et al., 2002; HARVEY et al., 2002; HUMPHRIES & LAKE, 2000; HUMPHRIES et al., 2002; JURAJDA, 1998; MUTH & SCHMULBACH, 1984; OESMANN, 2003; PAVLOV, 1994; PAVLOV et al., 2001; PENÁZ et al., 1992; REICHARD et al., 2002 A; REICHARD et al., 2002 B; SCHMUTZ et al., 1997; WINNELL & JUDE, 1991; ZITEK et al., 2004 A; ZITEK et al., 2004 B) und nur in seltenen Fällen aus einem abgepumpten Wasservolumen herausgefiltert (GALE & MOHR, 1978, KLEIN et al., 1998). Zum Einsatz kommen einfache Driftnetze (BROWN & ARMSTRONG, 1985; CARTER & READER, 2000; HARVEY et al., 2002; HUMPHRIES & LAKE, 2000; HUMPHRIES et al., 2002; JURAJDA, 1998; OESMANN, 2003; PAVLOV, 1994; PAVLOV et al., 2001; PENÁZ et al., 1992; REICHARD et al., 2002 A; REICHARD et al., 2002 B; WINNELL & JUDE, 1991; ZITEK et al., 2004 A; ZITEK et al., 2004 B), speziell automatisierte Driftsammler (SCHMUTZ et al., 1997) oder Planktonnetze (COPP et al., 2002; MUTH & SCHMULBACH, 1984). Die Maschenweite liegt generell unter 1 mm (GALE & MOHR, 1978; BROWN & ARMSTRONG, 1985; HARVEY et al., 2002; HUMPHRIES et al., 2002; PAVLOV, 1994; PAVLOV et al., 2001; PENÁZ et al., 1992; REICHARD et al., 2002 A; REICHARD et al., 2002 B; SCHMUTZ et al., 1997; WINNELL & JUDE, 1991; ZITEK et al., 2004 A; ZITEK et al., 2004 B). Driftnetze sind in ihrer Konstruktion Planktonnetzen bzw. Netzen zur Bestimmung der Invertebratendrift äußerst ähnlich.

Im Vergleich zur Invertebratendrift sind bei der Erfassung der Fischdrift längere Sammelperioden nötig, da die Dichten deutlich niedriger liegen (SCHMUTZ et al., 1997). Die längeren Sammelintervalle erhöhen den Eintrag an Schwebstoffen und Detritus. Dadurch sinken die Netzöffnungen ab und Fischlarven können beschädigt werden, was den qualitativen und quantitativen Nachweis erschwert (KELSO & RUTHERFORD, 1996; SCHMUTZ et al., 1997).

Um diese negativen Effekte gering zu halten, wurden die Abmessungen der eingesetzten Driftnetze gemäß Literaturempfehlungen entworfen (BROWN & ARMSTRONG, 1985; GALE & MOHR, 1978; JURAJDA, 1998; MUTH & SCHMULBACH, 1984; PENÁZ et al., 1992; SCHMUTZ et al., 1997) und die Öffnungsbereiche auf einer Länge von 0,5 m mit einer zweiten Netzlage stabilisiert. Bei geringer Strömung bzw. großer Detritusfracht wurde dadurch ein zu starkes absinken der Netze im Öffnungsbereich verhindert und die Fangeffizienz konstant gehalten.

Während der Saison erhöhte sich die Detritusfracht besonders im Bereich der Rodachmündung. Da aber dort die höchsten Driftraten an den letzten beiden Fangtagen erfasst wurden, schien sich die Detritusfracht nicht ausgewirkt zu haben.

5.1.2.2 Forney-Methode

Die Forney-Methode ist eine spezielle Variante für Nachweise relativ immobiler Lebensstadien (frühe Larvalstadien bzw. für Gelegenachweise) und wird hauptsächlich in seichten, dicht bewachsenen Gewässerbereichen eingesetzt (BARNETT, 1973; FORNEY, 1968, 1977; MORROW et al., 1997). In Flusssystemen eignet sich diese Methode besonders für den Gelegenachweis phythophiler und phyto-lithophiler Arten (FORNEY, 1968; MORROW et al., 1997) bzw. für die frühen sessilen Larvalstadien des Hechts (BARNETT, 1973; FORNEY, 1968; MORROW et al., 1997). Im Main ließen an unterschiedlichen potenziellen Laichstandorten die nachgewiesenen Larven- und Eidichten des Hechts Rückschlüsse auf ein erfolgreiches Laichgeschehen zu. An den regulierten Flussufern erschwerten die steilen Böschungsneigungen den Einsatz der Fallen, so dass dort Larven- und Gelegedichten möglicherweise unterschätzt wurden.

5.1.2.3 Lichtfallen

Lichtfallen wurden im Bereich der Fischökologie bis dato vorrangig in nordamerikanischen und neotropischen Studien eingesetzt (BRAZNER & TANNER, 2002; BROGAN, 1994; DEWEY & JENNINGS, 1992; FLOYD et al., 1984; GEHRKE, 1992; GREGORY & POWLES, 1985; HERNANDEZ & LINDQUIST, 1999; KILLGORE, 1994; KILLGORE & BAKER, 1996; KISSICK, 1993; MARCHETTI et al., 2004; MARCHETTI & MOYLE, 2000; MORROW & MILLER, 1998; PONTON, 1994, 1998). Arbeiten europäischer Autoren finden sich hingegen selten (KLEIN et al., 1998; NAGIEC, 1975; SPEIERL, 2004 A, 2004 B, 2005 B).

Lichtfallen kommen überwiegend in lenticischen Gewässerbereichen zum Einsatz (BRAZNER & TANNER, 2002; DEWEY & JENNINGS, 1992; FLOYD et al., 1984; GEHRKE, 1992; HUMPHRIES & LAKE, 2000; HUMPHRIES et al., 2002; MARCHETTI et al., 2004; MARCHETTI & MOYLE, 2000; PONTON, 1994). In Fließgewässersystemen werden sie bevorzugt in Seitengewässern und Altarmen verwendet, da sie in ruhigem oder leicht fließendem Wasser aus technischen Gründen am besten eingesetzt werden können (DEWEY & JENNINGS, 1992; GEHRKE, 1992; HUMPHRIES et al., 2002; KILLGORE & BAKER, 1996; MORROW & MILLER, 1998; PONTON, 1994, 1998). Im Gegensatz zur Elektrofischerei können Lichtfallen ganz frühe Entwicklungsstadien von Jungfischen erfassen (FLOYD et al., 1984; GREGORY & POWLES, 1985; HERNANDEZ & LINDQUIST, 1999; HUMPHRIES et al., 2002; KILLGORE & BAKER, 1996; KISSICK, 1993; MARCHETTI et al., 2004; PONTON, 1994; SPEIERL, 2004 A, 2004 B). Der Einsatz von Lichtfallen wird kontrovers diskutiert. Nach HERNANDEZ & LINDQUIST (1999) sind sie nicht für quantitative Erfassungen geeignet, da die genaue Beprobungsfläche nicht ermittelt werden kann.

Andere Studien stellen die Fangerfolge in Zusammenhang mit der Aktivität, der Größe und dem Alter der Fische (GREGORY & POWLES, 1985; HERNANDEZ & LINDQUIST, 1999) oder einzelner taxonomischer Gruppen (BROGAN, 1994; HERNANDEZ & LINDQUIST, 1999; MARCHETTI & MOYLE, 2000). Es bleibt unklar, ob Unterschiede im Fangerfolg einzelner Taxa physiologisch oder stochastisch bedingt sind. Die quantitativen Fangeigenschaften und der Bias von Lichtfallen wurden im Freiland selten untersucht (GEHRKE, 1992; KISSICK, 1993). In Labortests war der Einsatz von chemischen Gelblicht am effektivsten (GEHRKE, 1994), während bei einer Freilanduntersuchung am kalifornischen Sacramento River chemisches Grünlicht die höchsten Fangraten bei Centrachiden und Catastomiden ergab (MARCHETTI et al., 2004). Aufgrund der Arbeit von GEHRKE (1994) und den Empfehlungen von KILLGORE (KILLGORE, pers. Mitt.) wurde am Main chemisches Gelblicht für den schwerpunktmäßigen Nachweis von Cypriniden verwendet.

Bei der Bewertung der Fangergebnisse musste berücksichtigt werden, dass die Methode die positive Phototaxis der Jungfische dokumentiert. Frühe Entwicklungsstadien der mitteleuropäischen Barscharten Flussbarsch, Kaulbarsch und Zander sowie des Hechts und junger Cypriniden konnten in früheren Studien gut erfasst werden (MORROW & MILLER, 1998; MORROW et al., 1997; NAGIEC, 1975; SPEIERL, 2004 B). Indirekt lässt sich der Aktivitätsnachweis mittels Lichtfallen als relatives Dichtemaß für das Vorkommen der beschriebenen Fischarten nutzen (KREBS, 1989). Dies gilt besonders, wenn nur die Datensätze einer Fangnacht bewertet werden, denn die positive Phototaxis kann sich im Laufe der Entwicklung der Jungfische artspezifisch verändern (GREGORY & POWLES, 1985; KILLGORE, 1994). MARCHETTI et al. (2004) zeigten, dass die Leitfähigkeit, die Wassertrübung und die Mondphase die Fangerfolge bei Kurzzeitfängen (1 - 24 h) signifikant beeinflussten. Diese Störfaktoren wurden minimiert, indem die Lichtfallenfänge jeweils innerhalb einer Nacht, bzw. maximal in zwei aufeinanderfolgenden Nächten ausgeführt wurden.

5.1.2.4 Trappnetze

Trappnetze eignen sich als Erfassungsmethode für seichte Gewässerbereich in Seen und Flüssen (BEAMISH, 1972; CRAIG, 1980; CROWE, 1950; SWALES, 1981; VDFF, 2000). In Flusssystemen werden sie vorrangig in den schwach durchströmten, lateralen Gewässerbereichen (Altwässer, Seitenarme) eingesetzt (CRAIG, 1980; HLADIK & KUBECKA, 2003; SWALES, 1981). Seit mehr als drei Jahrzehnten sind Trappnetze eine gebräuchliche Erfassungsmethode im Bereich der Fischökologie (BEAMISH, 1972; CRAIG, 1980; CROWE, 1950; GUY & WILLIS, 1991; HAMLEY & HOWLEY, 1985; HLADIK & KUBECKA, 2003; HUBERT, 1996; KRAFT & JOHNSON, 1992; LAARMAN & RYCKMAN, 1982; MEYER & MERRINER, 1976; PATRIARCHE, 1968; RUTECKI et al., 1983; SCHNEEBERGER et al., 1982; SWALES, 1981).

Ihr Fangerfolg wird vom Standort und der Art und Weise des Ausbringens beeinflusst (CRAIG, 1980; HAMLEY & HOWLEY, 1985; HLADIK & KUBECKA, 2003). Eine saisonale Varianz der Fangmengen ist charakteristisch (CRAIG, 1980; GUY & WILLIS, 1991; HAMLEY & HOWLEY, 1985; HLADIK & KUBECKA, 2003). Trappnetze sind sehr effektiv, um wandernde Fischarten nachzuweisen, die der Uferlinie folgen oder in Nebengewässer ziehen (HLADIK & KUBECKA, 2003; HUBERT, 1996). Die Fangfolge sind abhängig von der Fischart (GUY & WILLIS, 1991; LAARMAN & RYCKMAN, 1982; RUTECKI et al., 1983) und der Körpergröße und -form (KRAFT & JOHNSON, 1992; MEYER & MERRINER, 1976). Ein gezieltes Ausweichen bzw. ein Entkommen aus den Trappnetzen wurde für einige nordamerikanische Fischarten belegt (PATRIARCHE, 1968; RUTECKI et al., 1983). Bei den europäischen Fischarten ist von Aitel, Brachse, Laube und Rotaugen bekannt, dass sie Fangreusen meiden (HOHAUSOVÁ et al., 2003; KUBECKA, 1992), während Flussbarsch, Hecht und Aal überdurchschnittlich häufig darin gefangen werden (KUBECKA, 1992).

Nachdem diese Verhaltensweisen kaum untersucht sind, war es schwer zu beurteilen, in welchem Maße sie die Fangergebnisse beeinflusst haben. Bei einem charakteristischen artspezifischen Verhalten wären die Wandernachweise an der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb von Aitel, Brachse, Laube und Rotaugen unterschätzt, bzw. die von Flussbarsch, Hecht und Aal überschätzt. Laube und Rotaugen wären noch dominanter als festgestellt, während beim Hecht ein noch niedrigerer Bestand angenommen werden müsste. Generell sind die Wanderbewegung des Hechts zwischen Fluss und Seitengewässer jedoch gering (HOHAUSOVÁ, 2000). Konkrete Beobachtungen ergaben sich während der Untersuchung im Frühjahr und Sommer. Einwandernde Brachsen verließen mehrmals gezielt die Anbindung Richtung Fluss, nachdem sie auf die Leitnetze gestoßen waren. Aus den Reusenkästen flüchtende Fische konnten nicht beobachtet werden.

Die gröbenselektive Wirkung von Trappnetzen hängt von der Maschenweite ab. Generell kann die 0+ Jungfischklasse nie komplett erfasst werden (CRAIG, 1980). Bei der Altersklasse 1+ und größer entscheidet die Körperform, ob die Leitnetze passierbar sind oder als Barriere wirken. Wenn sich Fische in den Maschen verhängen, sind erhebliche Mortalitätsraten möglich (SCHNEEBERGER et al., 1982). Die Maschenweite des eingesetzten Trappnetzes wurde so gewählt, dass es generell als Barriere für die Altersklasse 1+ wirkte. Auf engere Maschen, die den Nachweis von 0+ Jungfischen ermöglicht hätten, wurde verzichtet, um das Trappnetz keinem zu starken Strömungswiderstand auszusetzen. Die Größenselektivität für die Altersklasse 1+ bewährte sich mit Ausnahme der Laube.

Aufgrund ihrer schlanken Körperform verfangen sie sich besonders nachts in den Maschen. Konnten sie lebendig befreit werden, wurden sie entsprechend ihrer Wanderrichtung jenseits der Leitnetze ins Wasser gesetzt. Insgesamt betrug die

Mortalitätsrate bei der Laube 12% (Gesamtfang: 134 Individuen). Die artspezifischen Verhaltensweisen der ziehenden Fische und die Größenselektivität des eingesetzten Trappnetzes beeinflussten zusätzlich die Erfolgsquoten der Fang-Wiederauffang Experimente.

5.1.3 Vergleich einer passiven und aktiven Fangmethode zur Jungfischerhebung

Im Sommer 2003 wurden in der Altarm-Kiesseeanbindung bei Trieb, im angrenzenden Main und in einem flussabwärts gelegenen Altarm zur Erfassung der Jungfischbestände zwei fischereiliche Methoden kombiniert: unmittelbar zu den PAS-Elektrofischungen wurden Lichtfallen eingesetzt. Von April bis August 2003 wurde in den drei unterschiedlichen Gewässerstrukturen insgesamt sieben Mal mit Lichtfallen beprobt, ab Juni 2003 wurde an vier Fangtagen zusätzlich elektrisch befishet. Der Einsatz beider Methoden kristallisierte deren Stärken und Schwächen heraus (Abb. 5.1). Die Lichtfallen eigneten sich sowohl bei Cypriniden als auch Perciden vorrangig für den Nachweis der Larvalstadien, wie bereits anderswo beschrieben (NAGIEC, 1975; SPEIERL, 2004 B, 2005 A, 2005 B). Die Juvenilstadien wurden ausschließlich im Frühjahr und Spätsommer 2003 erfasst. Die Fangeffektivität von Lichtfallen nahm mit dem Heranwachsen der Jungfische ab. Deren positive Ausrichtung auf Licht verringerte sich, wie es bereits GREGORY & POWLES (1985) bzw. KILLGORE (1994) zeigten.

Ab Juni 2003 wurden mit Lichtfallen verstärkt frühe Juvenilstadien erfasst, vorrangig bei den dominanten Arten Flussbarsch und Rotaugen. Es kristallisierten sich Arten mit hoher und geringer Affinität zu Lichtfallen heraus. Zur ersteren Gruppe gehörten die Cyprinidenarten Brachse, Laube und Rotaugen, sowie der Flussbarsch und der Hecht. Relative Dichten von Rotaugen, Flussbarsch und Hecht wurden bereits in Untersuchungen an Stillgewässern mit dieser Erhebungsmethode effizient erfasst (SPEIERL, 2004 B, 2005 B). Geringe Nachweisraten hatten die bodenorientierten Arten Kaulbarsch und Gründling, sowie die rheophilen Arten Aitel und Hasel.

Mit dem parallelen Einsatz der Elektrofischerei zu den Lichtfallenerhebungen wurde ab Juni 2003 begonnen. Diese aktive Methode wies überwiegend Juvenilstadien nach. Die Anzahl der erfassten Arten stieg um 40 %. Neben Rotaugen und Flussbarsch dominierten Hasel und Aitel die Fangergebnisse. Im Juni 2003 wurden mit Lichtfallen bei Aitel und Rotaugen ausschließlich frühe Larvalstadien nachgewiesen (Stadium 2; 100 %), bei den Elektrofischungen hingegen nur ältere Larven (Stadium 4, jeweils 100%).

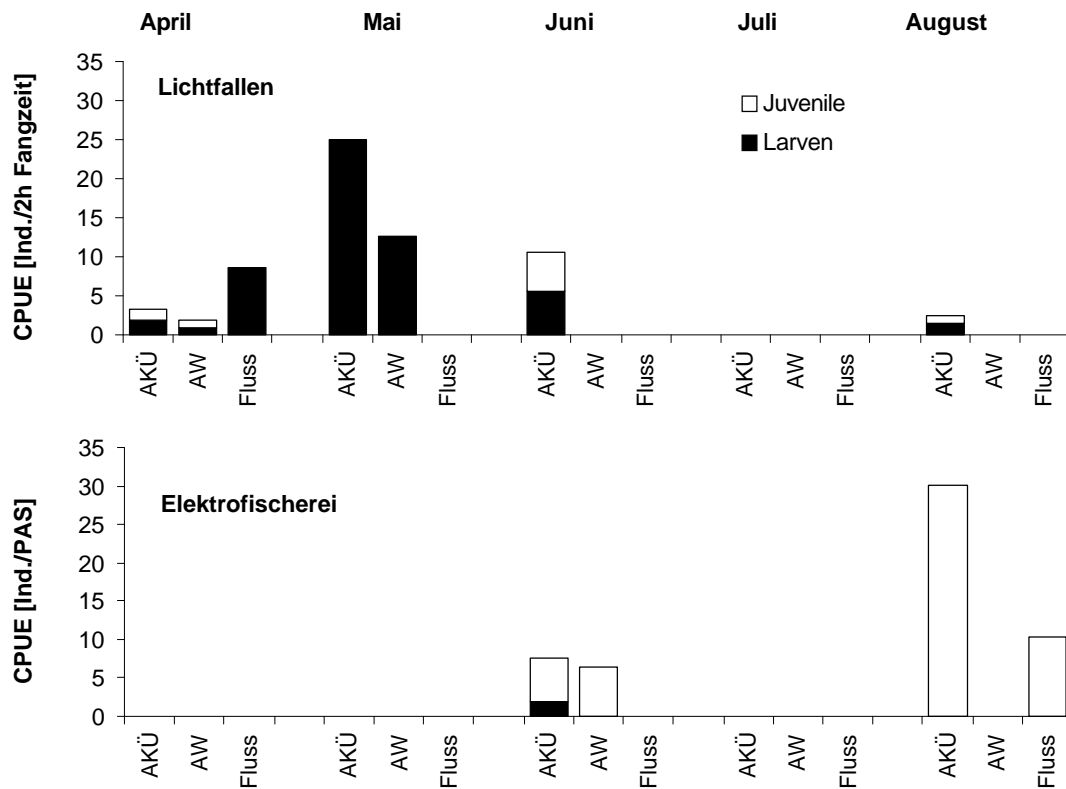


Abb. 5.1: Relative Fangeinheiten larvaler und juveniler Entwicklungsstadien der Jungfische im Altwasser-Kiessee-Übergang (AKÜ), einem Altwasser (AW) und dem regulierten Main (Fluss) bei Trieb, wie sie durch den Einsatz von Lichtfallen (ab April 2003) und PAS-Elektrofischerei (ab Juni 2003) ermittelt wurden. Im Juli 2003 wurden aufgrund der Niedrigwassersituation keine Erhebungen durchgeführt.

Beim Flussbarsch bestand der Lichtfallenfang zu 90% aus mittleren Larvalstadien (Stadium 3), die PAS-Proben umfassten nur ältere Larven (Stadium 4). Vollständig fehlte die Laube bei den Elektrofischereien im Juni, die bei den Lichtfallenfängen die zweithäufigste Art war (ausschließlich frühen Larvalstadien: Stadium 2; 100%). Dies war Ursache für die geringe Übereinstimmung der methodisch unterschiedlich erfassten Jungfischgemeinschaften (Bray-Curtis Wert $\sim 0,4$). Unterschiede in der Ähnlichkeit der Jungfischgemeinschaften, wie sie durch die beiden Methoden sichtbar gemacht wurden, waren generell auf die unterschiedlichen Nachweisraten gemeinsamer Arten zurückzuführen. Die positive Reaktion auf Lichtfallen verringerte sich bei Aitel, Flussbarsch, Laube und Rotaugen ab dem mittleren Larvalstadium (Stadium 3).

Es bestätigte sich, dass mit Lichtfallen im Gegensatz zur Elektrofischerei ganz frühe Entwicklungsstadien von Jungfischen erfasst werden können (FLOYD et al., 1984; GREGORY & POWLES, 1985; HERNANDEZ & LINDQUIST, 1999; HUMPHRIES et al., 2002;

KILLGORE & BAKER, 1996; KISSICK, 1993; MARCHETTI et al., 2004; PONTON, 1994; SPEIERL, 2004 B, 2005 A, 2005 B). Die Methode ist dadurch für einen zeitnahen, direkten Laichnachweis gut geeignet. Dabei sollten ausschließlich relative Abundanzen bewertet werden, da die Methode die Schwimmaktivität bzw. die positive Phototaxis der einzelnen Arten wiedergibt. Nachdem die nachgewiesenen Abundanzwerte und Häufigkeiten bei den Lichtfallenfängen über den Sommer insgesamt signifikant abnahmen ($r_s = -0,71$; $N = 13$, $p = 0,01$ bzw. $r_s = -0,72$; $N = 13$, $p < 0,01$), erscheint die Methode für eine vergleichende Untersuchung über einen längeren Zeitraum ungeeignet. Artspezifisch wurde dies durch die abnehmende Phototaxis der mittleren Larvalstadien von Aitel, Flussbarsch, Laube und Rotaugen bestätigt. Lichtfallen sollten bei Langzeituntersuchungen durch eine aktive Fangmethode (Elektrobletzen, Zugnetze) ergänzt werden. Rückläufige Fangergebnisse über den Sommer beschreibt auch KUBECKA (1996) bei Breder-Fallen, die ebenfalls die Schwimmaktivität der Jungfische erfassen. Für einen umfassenden Überblick über die larvalen und juvenilen Jungfischstadien in einem Gewässer sollten Lichtfallen am besten ab Fröhsommer (Mai/Juni) mit einer aktiven Fangmethode kombiniert werden.

5.2 Artenspektrum, Gefährdungsgrad und Entwicklungstendenzen naturschutzfachlich bedeutender Fischarten

An Main und Rodach wurden während der Untersuchungszeit insgesamt 32 Fischarten erfasst. Damit konnten 70% der 45 Fischarten Oberfrankens (SCHADT, 1995) nachgewiesen werden. Das größte Artenspektrum (29 Arten) wurde aufgrund des vielfältigen Habitatangebotes in den Monitoring-Bereichen ermittelt. Die Artenvielfalt nahm flussabwärts von der Rodachmündung leicht ab. Innerhalb der Laichgilden waren die Artenzahlen zwischen den phyto-lithophilen (10), den lithophilen (9) und den obligat phytophilien (8) Arten fast ausgeglichen. Dies lässt generell den Rückschluss auf eine hohe Vielfalt an Reproduktionsbiotopen im untersuchten Mainsystem zu. Die leichte Dominanz der rheophilen Arten (13) vor den strömungsindifferenten Arten (12) deutete das Potenzial des oberen Mainsystems für diese spezialisierte Fischgilde an.

Aus naturschutzfachlicher Sicht hoch zu bewerten war der Nachweis von insgesamt 8 Fischarten (Äsche, Bachforelle, Barbe, Hasel, Lachs, Nase, Nerfling und Rapfen), die auf Hartsubstraten laichen und bundesweit als gefährdet eingestuft werden (BLESS et al., 1994; BLESS et al., 1998; FREYHOF, 2002). Damit gehörten 25 % der nachgewiesenen Arten im oberen Mainsystem der gefährdetsten Laichgruppe bei den Flussfischen an (BLESS et al., 1994; BLESS et al., 1998). Innerhalb dieser Laichgilde wurden nicht von allen Arten die kompletten Lebenszyklusstadien nachgewiesen. Während beim Lachs ausschließlich Jungfische bis zu den abwanderbereiten Smolts erfasst wurden, gelang beim Nerfling nur der Einzelnachweis eines adulten Individuums.

Für den Lachs stellte der Main historisch das einzige Verbreitungs- und Reproduktionsgebiet in Bayern dar. Die letzten Lachsnachweise datieren für den unterfränkischen Main aus dem frühen 20. Jahrhundert (WONDRAK & TOMBEK, 2000). In Oberfranken gilt der Lachs seit dem 18. Jahrhundert als ausgestorben bzw. verschollen (SCHADT, 1995). Zur Wiederansiedelung wurden während der letzten zehn Jahre regelmäßig Lachsbrütlinge ausgesetzt, vorrangig in den renaturierten Strecken des Mains und seiner Zuflüsse, u.a. im Unterlauf der Rodach (SCHÜTZE, 2003; TKOCZ, 2001). Abwanderungsbereite Juvenilstadien des Lachs, sog. Smolts, konnten ausschließlich im Mündungsbereich der Rodach in den Jahren 1999, 2002 und 2003 zum Frühjahr bzw. Sommer erfasst werden. Sie dokumentierten, dass die Junglachse mit ihren engen Ansprüchen an Wassertiefe, Sohlsubstrat und Fließgeschwindigkeit (INGENDAHL, 1999; MARMULLA, 1992, 1993; NEUMANN et al., 1998; SCHNEIDER, 1999; WONDRAK & TOMBEK, 2000) im Mündungsbereich und im Unterlauf der Rodach geeignete Habitate fanden. Besonders die enge Verzahnung und Häufung von Rauschen und Kolken, wie sie im Hauptgerinne der renaturierten Rodachmündung zu finden war, förderte ein gutes Abwachsen der Junglachse (BREMSET & BERG, 1997).

Vom Nerfling wurde ein einziges ausgewachsenes Exemplar während der Untersuchungsperiode an der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb mit dem Trappnetz gefangen. Der Nachweisort lag im Mainabschnitt zwischen Burgkundstadt und Lichtenfels. Für diesen Abschnitt wurden bei der letzten Fischartenkartierung Oberfrankens noch inselartig verstreute Bestände des Nerflings angenommen (SCHADT, 1995). Seit Anfang des 20. Jahrhunderts sind die Bestände im Maingebiet rückläufig. Der Nerfling wird in Oberfranken als vom Aussterben bedroht geführt (SCHADT, 1995) und gilt in Bayern als gefährdet (BOHL et al., 2003; LEUNER et al., 2000). Fehlende Strukturvielfalt und laterale Vernetzung sowie die Unterbindung der Längsdurchgängigkeit in den Gewässersystemen werden als Hauptursachen für den Rückgang der Art angeführt (LEUNER et al., 2000; SCHADT, 1995). Die Reproduktionsfähigkeit des Nerflings konnte wegen des Einzelnachweises nicht beurteilt werden.

Im Gegensatz zum Nerfling wurde die ebenfalls auf Kies laichende Nase regelmäßig nachgewiesen, wenn auch mit geringen Beständen. In allen Monitoring-Strecken und im gesamten Flusslauf zwischen der Rodachmündung und Bamberg wurden laichbereite Individuen und Jungfische gefangen, vorrangig in den renaturierten Flussstrecken. Die Nase gilt in den oberfränkischen Fließgewässern als vom Aussterben bedroht (SCHADT, 1995) und in Bayern als gefährdet (BOHL et al., 2003; LEUNER et al., 2000), hauptsächlich wegen der starken wasserbaulichen Eingriffe in die Fluss- und Uferstruktur und der Unterbindung der Längsdurchgängigkeit der Gewässersysteme (SCHADT, 1995; STROHMEIER, 1998). Wie der positive Bestandstrend der Nase andeutete, profitiert die Art sowohl von dem verbesserten Laichplatzangebot als auch von den zusätzlichen Jungfischhabitaten, die durch die Renaturierung entstanden (SCHADT, 2000).

Bevorzugte Laichplätze sind relativ gleichmäßig gestaltete Rauschen und Kiesbänke mit einer Tiefe zwischen 0,2 und 0,4 m bei einer Strömung von 0,4 bis 1,5 m/sec (HUBER & KIRCHHOFER, 1997; KECKEIS, 1996; KECKEIS et al., 1996). Die Jungfische brauchen eine enge Verzahnung von flachen Buchten, Kiesbänken und tieferen Rauschen (BARAS & NINDABA, 1999 A; KECKEIS et al., 1996; STAAS & NEUMANN, 1994).

Mit der Rutte wurde eine weitere stark gefährdete Fischart Oberfrankens und Bayerns vereinzelt erfasst. Dabei beschränkten sich die Nachweise auf den Mündungsbereich der Rodach bzw. auf die Gewässerstrecken bei Schönbrunn. Die Rutte bevorzugt sauerstoffreiche, schnellfließende Bäche und Flüsse mit steinig bis sandigem Untergrund und ausreichend Deckungsmöglichkeiten. Die Vorkommen in Oberfranken finden sich hauptsächlich in naturnahen Flussstrecken (SCHADT, 1995). Die Rutte bevorzugt sommerkühle Gewässer. Die Präferenz liegt bei 10–12°C mit einem Maximum von 20–23°C (HOCHLEITHNER, 2002). Die Temperaturpräferenz konnte die Ursache für die fehlenden Nachweise flussabwärts von Schönbrunn gewesen sein.

Die Nachweise der Äsche beschränkten sich vorrangig auf die Rodach. Während in Südbayern die Bestände stark rückläufig sind, wird die Äsche in Oberfranken noch nicht als gefährdet angesehen (SCHADT, 1995), wobei die Entwicklungen der letzten Jahre einen Abwärtstrend offensichtlich machten (SCHADT, 2000). Verantwortlich dafür waren neben der Gewässereutrophierung, der Zunahme der Feinsedimentfracht und dem Einfluss fischfressender Vögel im Winter (LEUNER et al., 2000) auch eine verstärkte Freizeitnutzung der Fließgewässer (SPEIERL 2004 D).

Die vereinzelt Fänge adulter Moderlieschen (bayern- und bundesweit gefährdet) und juveniler Welse (bundesweit stark gefährdet) deuteten an, dass es bei diesen Arten zum Austausch zwischen dem Hauptstrom und den Seitengewässern kam. Bedeutend sind für das Moderlieschen die Zubringer des oberen Mains, wie etwa die Rodach (SPEIERL et al., 2002). Hingegen profitiert der Wels in seiner Reproduktion v.a. von den Kiesseeanbindungen. Durch extreme Hochwasserabflüsse und gezieltes Abwandern können Jungfische in den Main gelangen (SCHADT, 2002). Für Wels und Moderlieschen stellt der Hauptstrom nicht den Hauptlebensraum dar, jedoch können beide Arten in ihrer Ausbreitung von der zunehmenden Gewässervernetzung im oberen Maintal profitieren. Der Sonnenbarsch als allochthone Art wurde zu ersten Mal im oberfränkischen Mainsystem erfasst. Mehrere juvenile Individuen wurden in einem Altarmbereich der Mainrenaturierung Kemmern Süd (Fkm. 389,2) nachgewiesen.

Durch fehlende Nachweise adulter Individuen blieb offen, ob es sich um eine natürliche Reproduktion oder um zufälligen Eintrag aus Besatz handelte. Die ursprünglich aus Nordamerika stammende Art bevorzugt langsam fließende Gewässer. Sie ist benthosorientiert und ernährt sich überwiegend von kleinen Mollusken (FRENCH, 1993; MAHON, 1984).

Sonnebarsche zeigen ein aggressives Territorialverhalten (DÖNNI & FREYHOF, 2002) und können potenzielle Prädatoren, wie etwa dem Hecht, gefährlich werden, wenn sie von diesen geschluckt werden. Durch das Aufstellen der mit extrem harten Stachelstrahlen versehenen Rückenflosse werden die Kiemen des Räubers aufgeschlitzt (KALTENEGGER, 2004). Die Art wurde noch nicht in den Fischkartierungen Oberfrankens nachgewiesen (SCHADT, 1995). Für Bayern gibt es Einzelnachweis aus dem Regnitzbereich in Mittelfranken und aus Oberbayern (LEUNER et al., 2000). Nachdem der Sonnenbarsch eine allochthone Art ist, die besonders von Renaturierungsmaßnahmen der Stillwasserbereiche profitieren könnte, sind die Bestandsentwicklungen im oberen Main zu beobachten.

5.3 Einfluss der Renaturierungen auf die Fischfauna im oberen Mainsystem

Die durchgeführten Ähnlichkeitsanalysen der Befischungsergebnisse aus den Monitoring-Bereichen zeigten, dass weder anhand des jeweiligen Ausbauzustandes der Flussstrecken (reguliert vs. renaturiert) noch anhand des Streckentyps (Haupt- oder Nebengerinne, bzw. regulierter Flussbereich) auf einen einheitlichen Charakter der Fischgemeinschaft geschlossen werden konnte. Die Renaturierungen bzw. die unterschiedlichen Renaturierungsmaßnahmen waren keine Determinanten für charakteristische Fischgemeinschaften, die sich signifikant von regulierten Flussbereichen unterschieden. Vorrangig waren die Standorte der Monitoring-Bereiche im Flusssystem ausschlaggebend für signifikante Unterschiede bei den Fischgemeinschaften. Gegenüber diesen geographischen Effekten traten strukturelle Faktoren in den Hintergrund.

Unter fischereilichen Gesichtspunkten war bedeutend, dass einerseits Abundanz und Ertrag des adulten Fischbestands signifikant zunahm, je weiter flussabwärts die Monitoring-Bereiche lagen. Dieser Effekt war hauptsächlich auf die renaturierten Flussbereiche zurückzuführen: in den Seitengewässern stiegen die Bestände und Erträge signifikant an, in den Hauptgerinnestrecken die Erträge.

Bei den Jungfischen ergaben sich flussabwärts in den regulierten Flussbereichen signifikante Zunahmen der Fischdichten und Erträge. Gleichzeitig stiegen die Bestände in den Seitengewässern signifikant an. Insgesamt waren die renaturierten Flussbereiche die produktiveren Fischbezirke. Den Seitengewässern kam die größte Bedeutung zu, wie bereits BAYLEY et al. (2000) zeigten.

Fließgewässer werden modellhaft als Ökosysteme beschrieben, die sich stromabwärts in der Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaften und in ihrem Stoffhaushalt kontinuierlich verändern („River Continuum Concept“; VANNOTE et al., 1980).

Für die europäische Fischfauna der Fließgewässer entwickelten HUET (1949) und ILLIES (1963) entsprechende Fischregionen, die auf geologischen, geographischen, hydrologischen und hydrobiologischen Gesichtspunkten aufbauen, mit fließenden Übergängen zwischen den einzelnen Regionen.

Innerhalb der einzelnen Regionen können Veränderungen der Biozönosen auftreten, die ihre Ursache in der natürlichen Raum-Zeit Dynamik des Fließgewässers haben (TOWNSEND 1989) und/oder anthropogen bedingt sind (ZALEWSKI et al., 1990). Die bedeutendsten natürlichen Störreize sind Extremabflüsse, die gravierendsten anthropogenen Störungen umfassen Gewässerverschmutzung, Überfischung und alle Maßnahmen der Flussregulierung. Am stärksten beeinträchtigen Querverbauungen den fortschreitenden Stofffluss und biozönotischen Austausch („Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems“; WARD & STANFORD, 1983), führen zur Vereinheitlichung der Fischfauna im Gewässerlauf (JUNGWIRTH et al., 2000) und bedrohen insgesamt die ökologische Funktion der Fließgewässersysteme (TOCKNER & STANFORD, 2002). In intakten Fließgewässersystemen verändert eine spezifische, durch das Einzugsgebiet bestimmte, ökohydrologische Dynamik (Hochwasserwellen und Niedrigwasserabflüsse, wie im Sommer 2003 am oberen Main) das Mosaik der Teillebensräume („Patch dynamic concept“; PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND 1989). Die Störungen führen zu einem Mosaik unterschiedlich strukturierter Gewässerbereiche mit entsprechenden Lebensgemeinschaften. Diese sind räumlich-zeitlichen Veränderungen unterworfen, wodurch eine Vielfalt verschiedener Habitattypen immer wieder neu entsteht. Dementsprechend unterschiedlich weit fortgeschritten ist die Sukzession in den einzelnen Biozönosen. Die Zusammensetzung der Biozönosen bleibt in größeren Gewässerabschnitten über den Zeitraum mehrerer Jahre weitgehend gleich, wenn die Störungen langfristig regelhaft auftreten. Saisonal ergeben sich hingegen erhebliche Veränderungen, die besonders die Dominanzverhältnisse der Arten verändern können.

Der Überblick über die verschiedenen Modelle zur ökologischen Funktion von Fließgewässersystemen verdeutlicht, warum eine Typisierung der Flussstrecken anhand einer spezifischen Fischgemeinschaft nicht möglich war. Der Verlauf des oberen Mains und der Rodach ist bis Lichtenfels (Fkm. 430) als Übergangszone zwischen Äschen- und Barbenregion anzusehen. Flussabwärts kann der Obermain der Barbenregion zugeordnet werden (SCHADT 1995). Dementsprechend unterschiedlich konnten die Zusammensetzungen bei den Haupt- und Begleitfischarten ausfallen (HUET, 1949; ILLIES & BOTOSANEANU, 1963). Nach dem „Patch dynamic concept“ mussten die ausgeführten Renaturierungsmaßnahmen in jedem Monitoring-Bereich als Störung angesehen werden (PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND 1989). Durch das unterschiedliche Alter der Maßnahmen (Rodachmündung: 1997, Schönbrunn: 2000, Zapfendorf: 1992) konnten sich die Fischgemeinschaften in jeweils unterschiedlichen Sukzessionsstadien befinden.

Weitere Faktoren, die methodisch nicht erfasst wurden (PRETTY et al., 2003), konnten zusätzlich einen Einfluss auf die Fischgemeinschaft haben (Rodachmündung: isolierte Lage innerhalb eines längeren regulierten Gewässerbereiches, Schönbrunn: Fischbestand von Zuflüssen und angebundenen Kiesecken, Zapfendorf: Fischbestand aus Zuflüssen und angebundenen Kiesecken, Wasserqualität). Konform mit dem „Patch dynamic concept“ war der Befund für die Jungfische innerhalb der Monitoring-Bereiche. Die einzelnen Streckentypen waren ein signifikantes Trennkriterium für die juvenilen Fischgemeinschaften. Nachdem die Streckentypen ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Fließgewässerhabitats darstellten, besaßen sie jeweils spezifische Jungfischzönosen.

Die Fähigkeit von Fischgemeinschaften sich an Gewässerrenaturierungen anzupassen und davon zu profitieren, hängt davon ab, ob die vorhandenen Bestände die verbesserten Strukturen nutzen können, bzw. inwieweit es neuen Arten möglich ist, sich langfristig dort zu etablieren und zu reproduzieren (PRETTY et al., 2003). PRETTY et al. (2003) wiesen nach, dass kleinräumige und isolierte Renaturierungsmaßnahmen im Hauptstrom, die ausschließlich Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsmosaik veränderten, kaum einen Effekt auf die Vielfalt und die Bestandsentwicklungen hatten. In ihrem Studienüberblick zeigten BAYLEY et al. (2000), dass im Verhältnis zu Renaturierungsmaßnahmen, die den Hauptstrom betreffen (z.B. neue Rauschenabschnitte, Erhöhung des Strömungsmosaiks) Fischbestände von neu-geschaffenen Seitengewässern und einer Verbesserung der Fluss-Aue Verknüpfung stärker profitierten. Diese Bereiche spielen eine Schlüsselrolle für die ökologische Funktion des Flusssystemes (GORE & SHIELDS, 1995) und sind besonders für Jungfische wichtige Lebensräume (COPP, 1997; COPP & JURAJDA, 1999; SCHIEMER et al., 1991; WESCHE, 1985; WINTERSBERGER, 1996). Die Gestaltung flacher, reichstrukturierter Uferlinien und Seitengewässer außerhalb der Stromlinie begünstigten die Fischbestände, wie dies die wenigen Untersuchungen in diesem Bereich bisher belegten (LANGLER & SMITH, 2001; LUSK et al., 2001).

Am oberen Main zeigten die Befischungsergebnisse der Monitoring-Bereiche, dass von den adulten Fischen die ubiquitären Arten Aitel, Laube und Rotaugen sich am besten den Gewässerrenaturierungen anpassen konnten (Abb. 5.2). Die Dominanz dieser drei Cyprinidenarten hatten bereits CARRELL & RIVIER (1996) für die stark regulierte Rhône beschrieben. Ursache waren die veränderte Hydrologie des Flusssystemes: fehlender Sedimentumbau und mangelnde Sedimentdifferenzierung förderten Fischarten mit indifferenten Laich- bzw. Habitatanspruch. Für das Einzugsgebiet der Seine/Frankreich bezeichneten OBERDORFF & HUGHES (1992) das Rotaugen als Indikatorart für die Degradation des Flusssystemes.

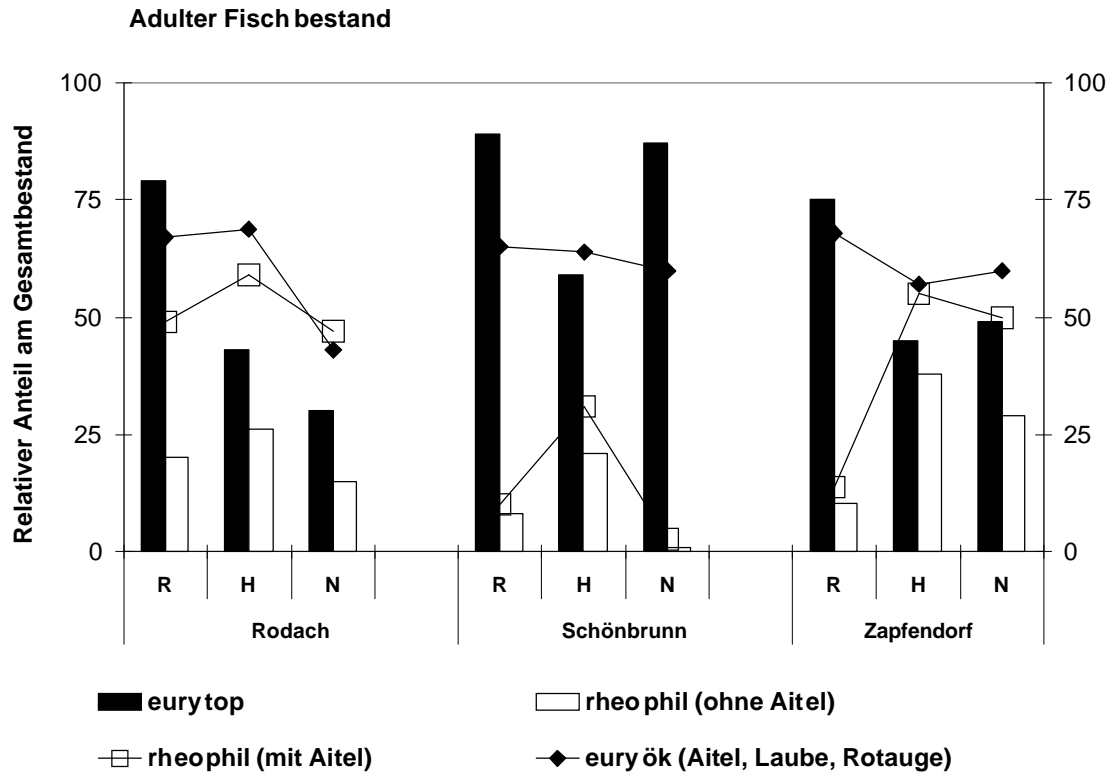


Abb. 5.2: Durchschnittlicher relativer Anteil adulter Fische in den zwei häufigsten Strömungsgilden (eurytop und rheophil) für die Monitoring-Bereiche Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (R= regulierter Flussbereich; H= Hauptgerinne; N= Nebengerinne). Die rheophile Gilde ist mit und ohne den Anteil des Aitels am Gesamtbestand dargestellt. Zusätzlich angegeben ist der relative Bestandsanteil der dominierenden euryöken Arten Aitel, Laube und Rotaue. Die Ergebnisse umfassen die Frühjahrs- und Winterfänge 1999, 2002–2004, in Schönbrunn nur 2002–2004.

Mit dem Aitel umfasste der euryöke Artenkomplex eine rheophile, zum Abbläichen an Hartsubstrate gebundene Flussfischart (BALON, 1975, 1981), die im Gegensatz zu Laube und Rotaue in dieser Hinsicht einen hohen Spezialisierungsgrad aufweist. Innerhalb der Kieslaicher ist der Aitel jedoch die anpassungsfähigste Art. Auch seine weiteren Ansprüche an den Lebensraum (Nahrungsplätze und Deckung) sind gering, so dass nach GRANMOTTETS (1983) Analyse des Spezialisierungsgrades mitteleuropäischer Fischarten der Aitel als anspruchsloseste Art geführt wird, noch vor Laube und Rotaue. Trotz dieser hohen ökologischen Plastizität zeigten Untersuchungen, dass bei extremen Stauregelungen an Flüssen diese Art gefährdet ist (KRUK & PENCZAK, 2003; PENCZAK & KRUK, 2000, 2004), während Rotaue und Flussbarsch dominante Bestandsgrößen erreichen (KRUK & PENCZAK, 2003; PENCZAK & KRUK, 2004). Den Flussbarsch bezeichneten WOLTER & VILCINSKAS (1997) als Indikatorart für Strukturdefizite in regulierten, norddeutschen Flachlandflüssen.

Nachdem am oberen Main, besonders im Monitoring-Bereich Schönbrunn die Flussbarschbestände die Fischgemeinschaften teilweise mit dominierten, wäre es prinzipiell denkbar gewesen, diese Art zugunsten des Aitels in den euryöken Artenkomplex aufzunehmen. In diesem Punkt sprach die historische Entwicklung des Flusssystem für den Aitel. Das obere Mainssystem wurde zwar extrem reguliert, doch beschränkten sich Querverbauungen auf den Bereich oberhalb des Wehrs Hausen (Fkm. 422,4). Flussabwärts blieb der Main auf etwa 40 km frei fließend erhalten und trotz ausgeprägter Seitenverbauungen (SCHADT, 1993; SPEIERL, 2003) konnten sich ausreichende Laichbereiche für den Aitel bilden. Dies belegten die aktuellen Befischungsergebnisse in den regulierten Flussbereichen und weitere Erfassungen, z.T. zurück bis in die 1980er Jahre (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI, 2002; SCHADT, 1993, 1995; SPEIERL, 2000, 2003; SPEIERL et al., 2003). Die Dominanz des Aitels in den regulierten Flussstrecken konnte demnach als typische Folge der Gewässerverbauungen im oberen Main angesehen werden.

In allen untersuchten Streckentypen dominierte in den adulten Fischgemeinschaften immer mindestens eine der drei euryöken Arten (Anteil am Gesamtbestand > 5 %). Ihre durchschnittlichen Bestände umfassten zusammen stets mehr als 50 % des Gesamtfangs, mit Ausnahme des Nebengerinnes an der Rodachmündung. Es ergab sich eine Strecken übergreifende Dominanz des euryöken Artenkomplexes aus Aitel, Laube und Rotauge.

Die teilweise sehr isolierte Lage der renaturierten Flussbereiche im oberen Mainsystem (Rodachmündung) und die ausgeprägte Mobilität adulter Fische (ALLOUCHE et al., 1999) im Verhältnis zur Ausdehnung der untersuchten Renaturierungsbereiche (max. 400 m Flusslänge) konnten die Gründe für das Fehlen deutlicherer Unterschiede zwischen den adulten Fischgemeinschaften regulierter und renaturierter Flussbereiche sein. In allen Monitoring-Bereichen fielen jedoch die relativen Dichten der drei euryöken Cyprinidenarten in den renaturierten Flussbereichen ab. Der Rückgang war in den stärker lotisch geprägten Renaturierungsbereichen an der Rodachmündung und in Zapfendorf stärker als in Schönbrunn. Ein Zusammenhang mit dem Alter der Renaturierungsflächen bestand nicht. Über alle Monitoring-Bereiche hinweg und somit für den oberen Main insgesamt betrachtet, war der Bestandsrückgang bei den euryöken Cyprinidenarten von den regulierten Flussstrecken hin zu den Nebengerinne- und Seitenarmbereichen signifikant ($r_s = -0,68$; $N = 9$; $p = 0,04$). Zwischen der zeitlichen Entwicklung der Streckentypen (gepoolte Daten) und einer Veränderung der Fischdiversität (Diversitäts-Index H') gab es keinen Zusammenhang. Bei den adulten Fischen war jedoch auffällig, dass die Renaturierungsmaßnahmen im Laufe der Zeit zu ausgeglicheneren Beständen führten (Anstieg der Evenness: $r_s = 0,66$; $N = 16$, $p = 0,01$).

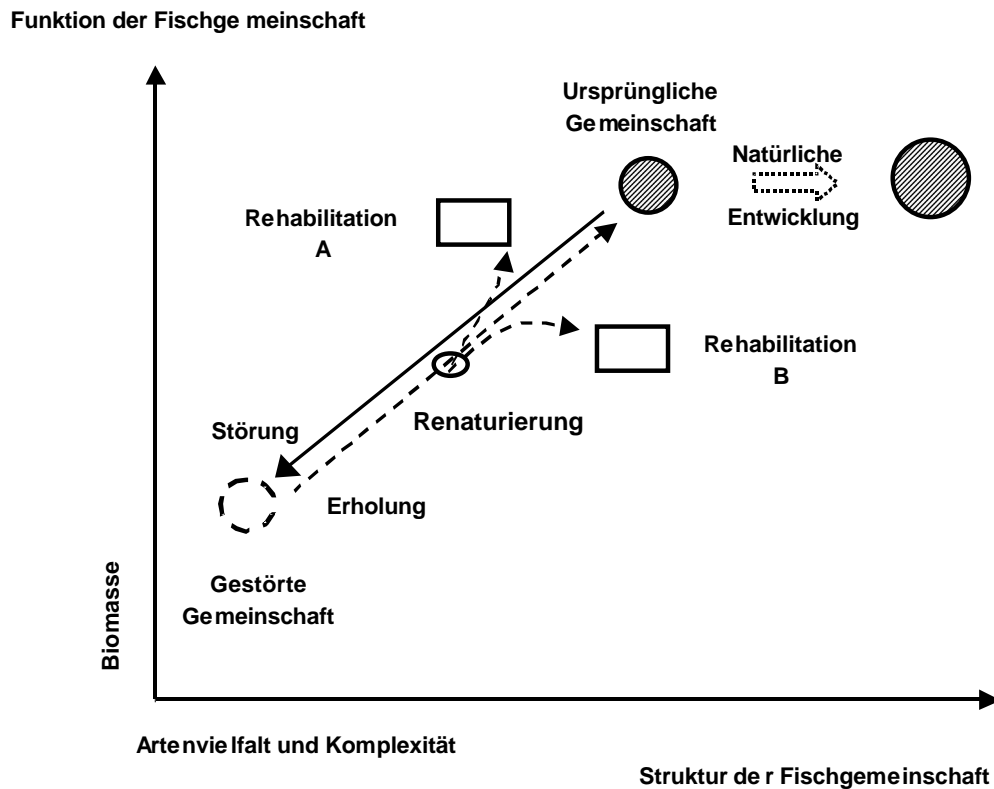


Abb. 5.3: Auswirkungen von Renaturierungen auf die Fischgemeinschaften nach BRADSHAW (1996) und COWX (2002). Die Wiederherstellung einer ursprünglichen Fischgemeinschaft ist kaum zu erreichen. Entweder verbessert sich vorrangig die Funktion der Gemeinschaft (Rehabilitation A) oder deren Komplexität (Rehabilitation B).

Während die Komplexität der adulten Fischgemeinschaft in den renaturierten Flussbereichen – Haupt- und Nebengerinnestrecken zusammengefasst - zunahm, konzentrierten sich die Individuenzahlen in den regulierten Flussstrecken zunehmend signifikant auf einige wenige indifferente Arten ($r_s = -0,54$; $N = 16$, $p = 0,03$). Dies waren vorrangig die drei euryöken Cyprinidenarten Aitel, Laube und Rotauge. Nach KRUK & PENCZAK (2003) können deren Bestände in regulierten und gestauten Flussbereichen aufgrund des flexiblen Laichverhaltens explosionsartig zunehmen. Unter diesen Gesichtspunkten differenzierte sich die adulte Fischgemeinschaft spezifisch nach dem Ausbauzustand des oberen Mainsystems, mit einem komplexeren, spezialisierteren und im Bestand ausgeglicheneren Artenspektrum in den renaturierten Flussbereichen.

Die Entwicklung komplexerer und artenreicherer Zönosen ist eine mögliche Richtung, in die sich Fischgemeinschaften bei Renaturierungen bewegen können (Abb. 5.3). BRADSHAW (1996) und COWX (2002) stellten deutlich dar, dass die Wiederherstellung ursprünglicher Fischgemeinschaften unmöglich ist, da sowohl die Eingriffe in die Fließgewässer als auch deren ökologische Dynamik zu komplex sind.

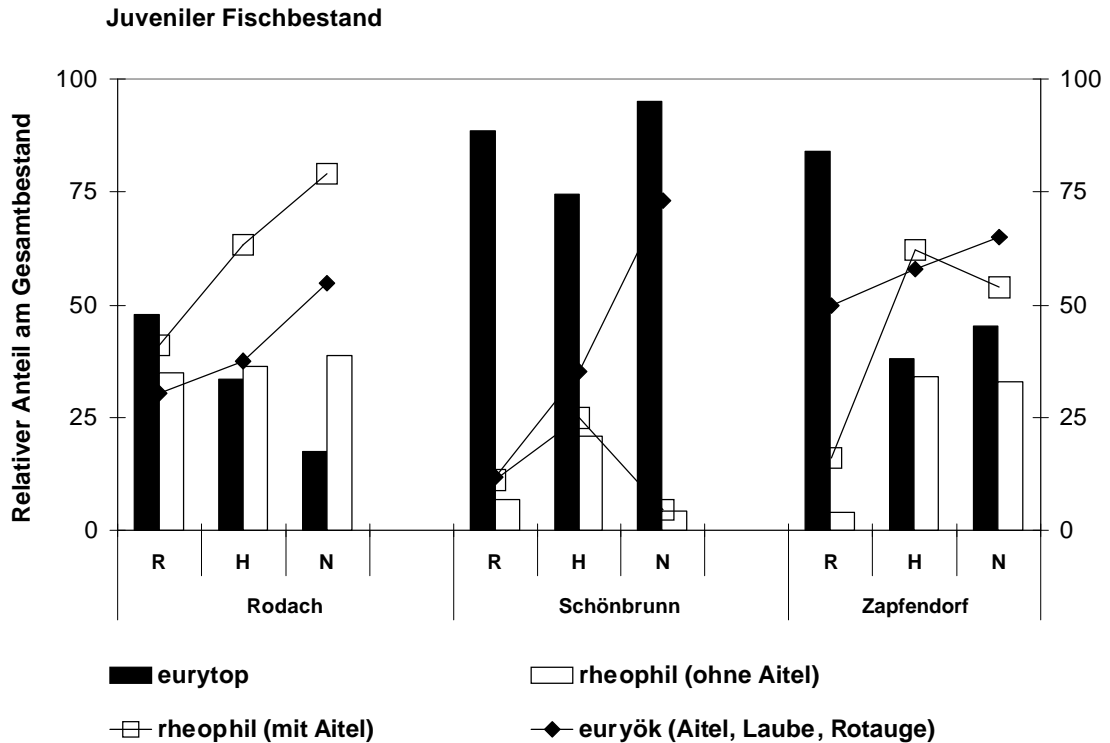


Abb. 5.4: Durchschnittlicher relativer Anteil juveniler Fische in den zwei häufigsten Strömungsgilden (eurytop und rheophil) für die Monitoring-Bereiche Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (R= regulierter Flussbereich; H= Hauptgerinne; N= Nebengerinne). Die rheophile Gilde ist mit und ohne den Anteil des Aitels am Gesamtbestand dargestellt. Zusätzlich angegeben ist der relative Bestandsanteil der dominierenden euryöken Arten Aitel, Laube und Rotaue. Die Ergebnisse umfassen die Frühjahrs- und Winterfänge 1999, 2002–2004, in Schönbrunn nur 2002–2004.

Grundsätzlich können Fließgewässerrenaturierungen, wenn sie bestimmte Kriterien erfüllen (z.B. Mindestgröße), Fischbestände quantitativ oder qualitativ beeinflussen. Der quantitative Aspekt verbessert durch höhere Bestände und Erträge vorrangig die Funktion einer in ihrer Artenvielfalt und –zusammensetzung weitgehend unveränderten Fischgemeinschaft (Rehabilitation A). Der qualitative Aspekt fördert im Gegensatz dazu strukturelle Parameter der Fischgemeinschaft wie die Artenvielfalt oder das Vorkommen hochspezialisierter Arten (Rehabilitation B).

Innerhalb der Jungfischzönosen zeigten die drei euryöken Cyprinidenarten Aitel, Laube und Rotaue eine, im Vergleich zu den adulten Fischbeständen, gegenläufige Entwicklung: die relativen Bestände stiegen von den regulierten zu den renaturierten Flussbereichen an (Abb. 5.4). Die gegensätzlichen Dominanzverläufe ließen sich mit Blick auf Gewässerstruktur und Anspruch der verschiedenen Altersklassen biologisch erklären. Wie bereits dargestellt, profitierten Aitel, Laube und Rotaue am stärksten von Gewässerregulierungen (CARREL & RIVIER, 1996).

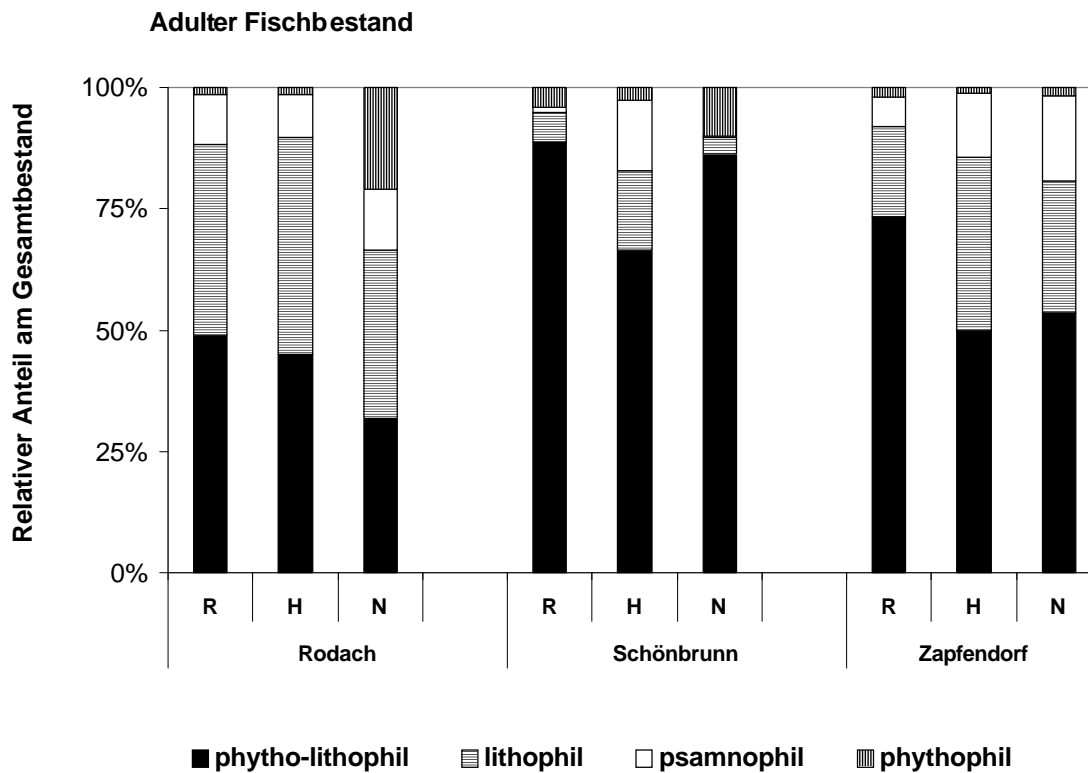


Abb. 5.5: Durchschnittlicher relativer Anteil adulter Fische für die vier häufigsten Laichgilden (phytho-lithophil, lithophil, psamnophil und phythophil) für die Monitoring-Bereiche Rodachmündung, Schönbrunn und Zapfendorf (R= regulierter Flussbereich; H= Hauptgerinne; N= Nebengerinne). Die Ergebnisse umfassen die Frühjahrs- und Winterfänge 1999, 2002 – 2004, in Schönbrunn nur 2002 – 2004.

In renaturierten Flussbereichen stehen sie in intensiverer Konkurrenz mit spezialisierteren Fischarten und erreichen geringere Bestände. Ihre große Plastizität bei der Reproduktion ermöglicht ihnen aber im Gegensatz zu stenöken Arten auch ein Laichen in den strukturalten, regulierten Flussbereichen.

Am oberen Main waren 2002 trotz Renaturierungsmaßnahmen noch 85 % des Flussgebietes z.T. erheblich verändert (METZNER, 2002, 2004). Dadurch stand den drei euryöken Cyprinidenarten die größte Anzahl potenzieller Laichhabitats zur Verfügung und führte zu deren Dominanz in diesen Flussbereichen (SPEIERL, 2000). Von generell positiven Effekten der Renaturierungen für Jungfische profitierten auch juvenile Aitel, Lauben und Rotaugen. Die Sicherheit vor piscivoren Fischen (COPP & JURAJDA, 1999; WERNER & GILLIAM, 1984) und bessere Temperatur und Nahrungsbedingungen (MARK et al., 1987; TATRAI & HERZIG, 1994) – juvenile Rotaugen wachsen bei höheren Durchschnittstemperaturen schneller (KRAUSE et al., 1998) – waren Gründe für höhere Jungfischbestände in den renaturierten Flussbereichen.

Wahrscheinlich verstärkte die kleinräumigere und intensivere Habitatbindung der Jungfische die intra- und interspezifische Konkurrenz, so dass die Juvenilestadien der euryöken Cypriniden am oberen Main nicht die Dominanzwerte der Adulten erreichten. Am deutlichsten wurde dies im regulierten Main bei Schönbrunn. Den dortigen Jungfischbestand dominierte der Flussbarsch im Mittel mit mehr als 50 %. Entsprechend hoch war der Prädationsdruck auf alle anderen Jungfische (DÖRNER et al., 1999 A; DÖRNER & WAGNER, 2003; DÖRNER et al., 1999 B; PERSSON & EKLÖV, 1995). Für rheophile Jungfische lagen die wertvollsten Gewässerbereiche an der Rodachmündung. Die Jungfischbestände spiegelten die hohen lithophilen Laichfisch-aufkommen wieder (Abb. 5.5).

Im Sinne des „Patch dynamic concepts“ (PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND 1989) waren die Renaturierungsmaßnahmen im oberen Mainsystem Störungen, die initial für die Etablierung und Sukzession von Lebensgemeinschaften verantwortlich sind. In Zapfendorf, der ältesten Renaturierungsmaßnahme (1992) schien das Verhältnis zwischen den euryöken Jungcypriniden und dem restlichen Jungfischbestand relativ stabil, bei einer maximalen Differenz von 12% zwischen den Flussstrecken. In den beiden jüngeren Monitoring-Bereichen (Rodachmündung 1997; Schönbrunn 2000) ergab sich ein signifikanter Anstieg der euryöken Jungcypriniden in Abhängigkeit vom Alter ($r_s = 0,95$; $N = 6$, $p = 0,01$). Parallel reduzierte sich in den renaturierten Flussbereichen der Bestand indifferenter Arten einschließlich des Aitels ($r_s = -0,87$; $N = 6$, $p = 0,02$) zugunsten rheophiler Jungfische ($r_s = 0,85$; $N = 6$, $p = 0,02$). An der Rodachmündung stiegen z.B. die Bestände bei Hasel, Gründling und Schmerle signifikant an. Über die Jahre nahm im Streckentyp Hauptgerinne die Diversifizierung der Jungfische signifikant ab. Die Bestände verteilten sich zunehmend ungleich auf die nachgewiesenen Arten ($r_s = -0,69$; $N = 16$, $p = 0,01$), wobei vorrangig die Bestandszahlen der indifferenten Fischarten rückläufig waren ($r_s = -0,47$; $N = 16$, $p = 0,06$). Insgesamt differenzierte sich die Jungfischgemeinschaft wie die adulte Fischgemeinschaft entsprechend dem Ausbauzustand des Flusses. Trotz einer generellen Zunahme der Jungfischdichten in allen Streckentypen setzten sich in den renaturierten Flussbereichen spezialisiertere Artengemeinschaften durch.

5.4 Die Fischgemeinschaften der einzelnen Monitoring-Bereiche

Die Fischgemeinschaften wurden bei der Diskussion über die generellen Effekte der Renaturierungsmaßnahmen wenig detailliert besprochen, obwohl die Analyse der Ähnlichkeiten (ANOSIM) stets alle nachgewiesenen Arten mit ihren Bestandsgrößen und Erträgen berücksichtigte. Die Bedeutung von Dominanzverhältnissen innerhalb einer Fischgemeinschaft können sich verändern, je nachdem welche biotischen, abiotischen oder strukturellen Faktoren betrachtet werden (JACKSON et al., 2001). Die Dominanzverhältnisse der Fischgemeinschaften in den jeweiligen Monitoring-Bereichen wurden zusätzlich nach Struktur- und Lebensraumsanspruch bewertet.

5.4.1 Rodachmündung

Der wertvollste Laichbezirk war die Rodachmündung. In den Strecktypen konnten mehr als 50 % des adulten Fischbestandes spezialisierten Laichgilden zugeordnet werden (siehe Abb. 5.5). Die Renaturierungen kamen besonders den obligaten Pflanzen- und Kieslaichern zugute. Für kieslaichende Fischarten war bereits seit den 1990er Jahren ein großes Laichgebiet am Ende des regulierten Rodachunterlaufs unterhalb der Heinzenmühle (Fkm. 1,6) bekannt und führte zur Ausweisung des Unterlaufs als Laichschonbezirk (SCHADT, 1993; SPEIERL, 2000). Mündungsbereiche sind generell für viele lithophile Cyprinidenarten wichtige Laichbezirke, weil überwiegend dort die spezifischen hydrochemischen und morphologischen Reproduktionsbedingungen angefounden werden (HLADIK & KUBECKA, 2003; KECKEIS, 1996; KECKEIS et al., 1996). An der Rodachmündung waren innerhalb des adulten Fischbestandes rheophile Arten am häufigsten. Der Aitel dominierte die Bestände in allen Streckentypen in etwa gleichem Ausmaß (ca. 30 % des Gesamtfangs). Alle weiteren rheophilen Arten zusammen hatten den höchsten Anteil am Gesamtbestand im Hauptgerinne (26 %) und lagen über den Wert der regulierten Rodach (20 %) und des Nebengerinnes (15 %). Das Nebengerinne wies über die gesamte Untersuchungsphase trotz der teilweisen Kiesverfüllung durch die Hochwässer 2001/2002 und 2002/2003 die größte Vielfalt beim Strömungsmosaik und den Sedimentfraktionen auf. Dies förderte die Etablierung von limnophilen Fischarten (Stichling und Karpfen) und von Arten mit stenökem Laichanspruch (Gründling und Schmerle: psamnophil; Hecht und Karpfen: phytophil; Stichling: ariadnophil). Zwischen der regulierten Rodach und dem Hauptgerinne war die Barbe Trennart. Die Bestände im renaturierten Mündungsbereich waren im Durchschnitt doppelt so hoch. Die Rauschen- und Kolkenabfolgen und die tiefen, deckungsreichen Unterstände im Hauptgerinne kamen den Ansprüchen der Barbe an Ruhe- und Fraßhabitate entgegen (BARAS, 1993, 1997; EBEL, 2002; PHILLIPART & BARAS, 1995).

An der renaturierten Rodachmündung wurde die Barbe saisonal begrenzt nachgewiesen. Im Winter wurde sie ausschließlich im regulierten Rodachunterlauf gefangen, konzentriert in großen Schwärmen an sehr tiefen Stellen im bereits strömungsberuhigten Abflussbereich eines Prallhanges. Solche tiefen Flussbereiche werden von Barben auch in regulierten Flussstrecken bevorzugt als Überwinterungsort genutzt (FREYHOF, 1998; FREYHOF & STEINMANN, 1998; PILCHER & COPP, 1997). Die Ergebnisse an der Rodachmündung widerlegten die Annahme (STEINMANN et al., 1937) einer generellen flussabwärts gerichteten Abwanderung der Barbe zum Überwintern. PHILLIPART & BARRAS (1996) beobachteten bei der Barbe im Winter eine standorttreue Habitatnutzung in strukturreichen Gewässern. In Schönbrunn konzentrierte sich diese Art zum Winter hin in tiefen Kolken des Hauptgerinnes. Durch die enge Verknüpfung von geeigneten Habitattypen in den renaturierten und regulierten Flussbereichen schonten die Barben Energiereserven. Damit verbesserte sich die Überlebenswahrscheinlichkeit während der Wintermonate (CUNJAK, 1996; KIRJASNIEMI & VALTONEN, 1997) und der zukünftige Laicherfolg. Dies wirkte sich indirekt positiv auf den Rekrutierungserfolg aus, wie die gesamte Bestandsentwicklung im oberen Main zwischen 1999 und 2004 belegte.

Die juvenile Fischgemeinschaft ließ sich zwischen den Streckentypen deutlicher unterscheiden: die dominanten Jungfischgemeinschaften waren in den renaturierten Strecken artenreicher. Im renaturierten Bereich kam es zu einer deutlichen streckenspezifischen Trennung zwischen den beiden Altersgruppen. Die Anzahl adulter Fische im Hauptgerinne korrelierte sehr stark mit der Anzahl der Jungfische im Nebengerinne ($r_s = 0,83$; $N = 6$; $p = 0,04$). In den renaturierten Strecken waren juvenile Aitel und Gründlinge am häufigsten, während in der regulierten Rodach Flussbarsch und Äsche dominierten. Die hohe Nachweisfrequenz und Dominanz juveniler Äschen, die sich auch in den Ertragswerten widerspiegelte, war auffällig.

Die Äsche weist einen komplexen Lebenszyklus mit starker Strukturbindung an unterschiedliche Flusshabitate auf (Abb. 5.6). Als Kieslaicher legt sie ihre Eier ab Ende Februar bis April in flache Gewässerstrecken mit einer Fließgeschwindigkeit zwischen 0,2 bis 0,89 m/s (SEMPESKI & GAUDIN, 1995 A, 1995 B). Die Laichbänke bestehen überwiegend aus Feinkeis und Steinen, weisen eine Mächtigkeit von mindestens 5 cm auf und die Wassertiefe über den Laichplätzen beträgt mindestens 20 cm, kann aber auch bis zu 60 cm erreichen (DJUMIC, 1997). Nach diesen Angaben war im Unterlauf der Rodach nur der Laichbezirk an der Heizenmühle zur Reproduktion geeignet. Weitere wichtige Flussstrukturen neben den Laichgebieten sind im Flusslauf vorkommende Kies- und Schotterbänke sowie Kolke und Gumpen. Für Jungfische sind die Kies- und Schotterbänke Schlüsselhabitate, während adulte Äschen Tiefstellen und Gumpen in der Flussmitte als Standplätze bevorzugen (JUNGWIRTH et al., 2003).

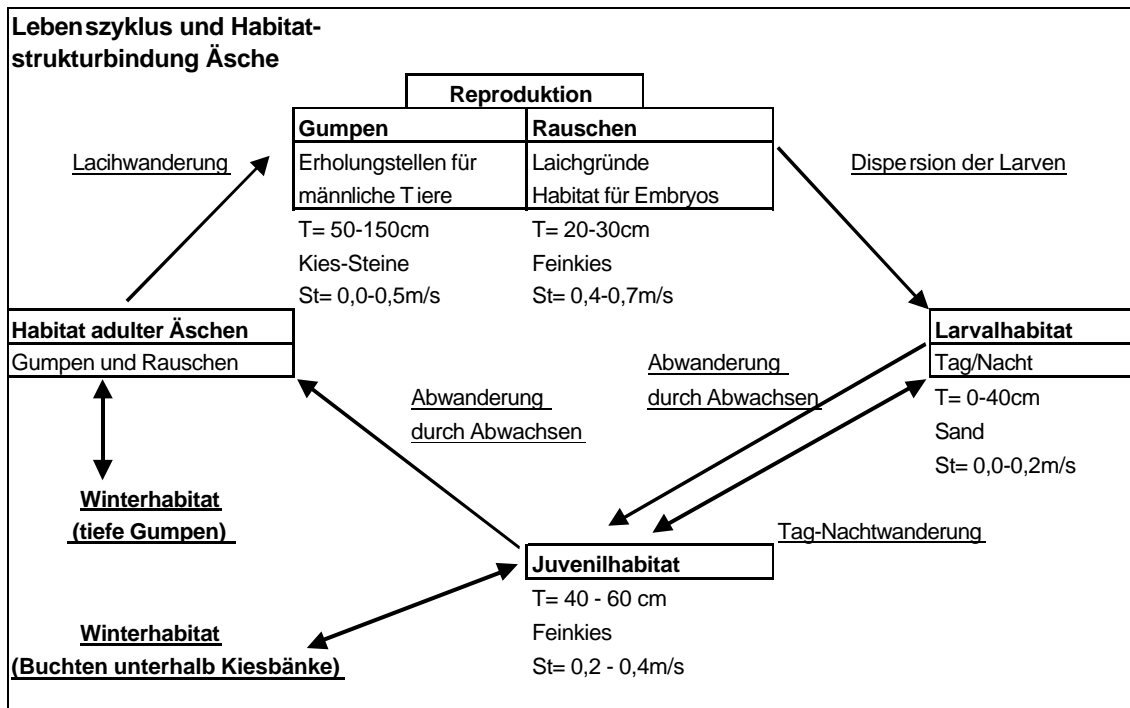


Abb. 5.6: Lebenszyklus und Ansprüche an Habitatstrukturen adulter und juveniler Äschen (SEMPESKI & GAUDIN, 1995 A, 1995 B; DJUMIC, 1997) (T= Tiefe, St= präferierter Strömungsbereich).

Diese Strukturen befinden sich im Anschluss an starke Gefälle- bzw. Rauschenstrecken. Mit Blick auf die speziellen Ansprüche an das Juvenilhabitat ließen sich die Bestandsunterschiede zwischen der regulierten Rodach und dem renaturierten Mündungsbereich erklären. Aufgrund der ausgeprägten Abflussdynamik der Rodach (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2004) bilden sich auch im regulierten Unterlauf stets neue Kiesriegel entlang der Uferlinien und Rauschen. Dort kommen die größeren Wassertiefen bei entsprechenden Strömungsbedingungen (SPEIERL, 2000) den Jungäschen mehr entgegen als im renaturierten Mündungsbereich. Wie die Ergebnisse der Winterbefischung zeigten, bot demnach der regulierte Rodachunterlauf auch die geeigneteren Wintereinstände. Der größte Teil des renaturierten Hauptgerinnes war zu seicht, um die artspezifischen Strömungs- und Tiefenansprüche gleichzeitig abdecken zu können (SPEIERL, 2000).

Im Gegensatz zur Äsche profitierten junge Bachforellen von den Renaturierungsmaßnahmen im Mündungsbereich. Im Hauptgerinne gehörten sie zur dominierenden Jungfischgemeinschaft. Im Gegensatz zur regulierten Rodach kamen sie dort regelmäßig vor. Nach SHULER et al. (1994) variieren die Futterplätze der Bachforelle signifikant zwischen den unterschiedlichen Größenklassen und werden v.a. durch die Fließgeschwindigkeit, die Wassertiefe und das Deckungsangebot bestimmt.

Die Wassertiefe grenzt die günstigsten Positionen zwischen Jungfischen und adulten Bachforellen ab (SHULER et al., 1994). Im Vergleich zur regulierten Rodach bot das Hauptgerinne mit seinen Rauschenzonen, überströmten Kiesbänken, den Totholzreichtum und der größten Tiefenvarianz günstigere Futterplätze mit einem entsprechend guten Nahrungsangebot (BABL, 2000; BENKE et al., 1985; HARRISON et al., 2004; RUNDLE & HILDREW, 1992). Neben einer breiten Auswahl günstiger Futterplätze fördert auch die Anreicherung von Deckungsstrukturen die Bestandsentwicklung der Bachforelle. Dadurch werden energetisch günstige Stand- und Nahrungsplätze geschaffen (BREMSET & BERG, 1997). SUNDBAUM & NÄSLUND (1998) zeigten, dass v.a. Totholz die Komplexität der Habitatstruktur für die Bachforelle erhöht. Die energetisch vorteilhaften Standplätze und Rückzugsorte nehmen zu. Zusätzlich minimiert sich die innerartliche Aggressivität durch die optische Isolierung in den Unterständen. Dies hat positive Auswirkungen auf das Wachstum, die individuelle Energiebilanz und die Bestandsgröße (SUNDBAUM, 2001). Ein Hauptfaktor hoher Wintermortalität bei der Bachforelle ist die Erschöpfung der Energiereserven (CUNJAK & POWER, 1986). In der Diskussion um die Habitatansprüche wird die Bedeutung geeigneter Winterhabitate oft übersehen (SUNDBAUM, 2001). Eine intensive Nutzung des Hauptgerinnes als Winterstandort für juvenile Bachforellen wurde im Winter 2003 nachgewiesen (38 Ind./ha). Insgesamt fand die Bachforelle im Hauptgerinne mit den Rauschen-Kolkenabfolgen, den deckungsreichen Totholzbühnen und den flachen Kiesufern eine hervorragende Habitatausstattung vor, insbesondere die Jungfische.

Die Situation der Äsche und der Bachforelle belegten, dass unter fischökologischen Gesichtspunkten der Effekt von Renaturierungsmaßnahmen nicht schematisch bewertet werden kann, sondern jeweils artspezifischen betrachtet werden muss, wie es COWX (2002) fordert. Dies ist besonders im Hinblick auf das Management gefährdeter Arten wichtig (COWX, 1994; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002; CRIVELLI, 2002).

5.4.2 Schönbrunn

In Schönbrunn stiegen im Vergleich zur Rodachmündung die Bestände und Erträge der adulten und juvenilen Fische in allen Flussbereichen stark an. Die Fischgemeinschaften prägten jedoch weniger Arten und insgesamt dominierten im gesamten Monitoring-Bereich eurytope Fischarten.

Die Hochwasserwellen des Winters 2002/2003, die beinahe die Spitzenabflüsse eines 20 jährigen Hochwassers erreichten, führten im regulierten Main bei den Cypriniden zum totalen Ausfall des Jungfischjahrganges 2002 und verdeutlichten den verheerenden Einfluss von Spitzenabflüssen auf Jungfische in regulierten Fließgewässern. Bei der Frühjahrsbefischung 2003 wurde als einzige Jungfischart der Flussbarsch nachgewiesen.

Der winterliche Rückzug in die Hohlräume der steinigen Uferverbauungen (KRACHT, 1995) bewahrte diese Art vor der Verdriftung. Der extrem abflussarme Sommer 2003 (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004) schränkte zudem das Habitatangebot für Jungfische ein und setzte sie starken physiologischen Stress, hoher inter- und intraspezifischer Konkurrenz und einem hohen Prädationsdruck aus (GROSSMANN et al., 1998; MAGOULICK & KOBZA, 2003; MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS, 2003), so dass keine sichtbare Erholung bis zum Winter 2003 stattgefunden hatte: den Winterfang 2003 dominierten wieder juvenile Flussbarsche. Eine Erholung der Bestände deutete sich erst 2004 an. Generell kamen die Habitatstrukturen und Abflussbedingungen im regulierten Mainbereich direkt unter dem Wehr Hausen (Fkm. 422,4) juvenilen Flussbarschen besser entgegen als den Jungcypriniden. Im regulierten Mainbereich begrenzten die umfangreichen Steinschüttungen entlang der Uferlinie das Vorkommen geeigneter Jungfischhabitats für die Cyprinidenarten. In stauregulierten, verbauten Flüssen dokumentierten KRUK & PENCZAK (2003) eine Dominanz von Rotaugen und Flussbarsch. Bei Abflussschwankungen – wie sich ausgeprägt auch unterhalb des Wehrs Hausen vorkamen - variieren die verfügbaren Uferhabitats für die Cyprinidenarten stark und begrenzen letztendlich deren Rekrutierung. Hingegen werden juvenile Flussbarschbestände aufgrund ihrer Entwicklung im Epilimnion des Freiwassers davon kaum betroffen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997).

Auch die adulten Flussbarsche nutzten die Steinschüttungen im regulierten Main intensiv als Winterstandort (KRACHT, 1995). Dies führte zu einer Dominanz der euryöken Arten Flussbarsch, Laube und Rotaugen von über 80 %. Der Anteil adulter rheophiler Fische am Gesamtbestand betrug nur 8 % und obwohl er im Hauptgerinne auf 31 % anstieg, dominierten dort mit Rotaugen und Laube ebenfalls zwei euryöke Cypriniden (56 % am Gesamtbestand). Vom deutlich stärker lotisch geprägten Charakter im Hauptgerinne profitierten neben Aitel besonders Hasel und Gründling. Die kleinräumigen Wechsel von Rauschen und Flachuferbereichen kamen diesen Arten entgegen (COPP, 1992 A; COPP, 1992 B; FREYHOF, 1993, 1998; SPEIERL, 2000, 2002, 2003; SPEIERL et al., 2002). Adulte Gründlinge machten die Hälfte des Bestandes der rheophilen Fischarten aus. Möglicherweise kam dem obligaten Sandlaicher der vorrangig kleinkörnige Sedimenteintrag zur Bildung neuer Laichbänke aus den flussaufwärts gelegenen Flussbereichen zugute, nachdem die Stauwurzel des Hausener Wehrs v.a. für die Mittel- und Grobsubstrate als Sedimentfalle wirkte. Die Dominanz von Laube und Rotaugen setzte sich im Seitenarm in beiden Altersgruppierungen fort (Adulte: 62 %; Juvenile: 72 %).

Bei adulten Rotaugen kam es zu einer signifikanten größenabhängigen Trennung zwischen Hauptgerinne und Seitenarm. Die kleineren Individuen waren im strömungsberuhigten Seitenarm nachzuweisen, die größeren Rotaugen vorrangig im Hauptgerinne.

Dies entsprach dem biomechanischen Ansatz, der die Schwimmfähigkeit von Fischen als eine Funktion der Körperlänge beschreibt (BEAMISH, 1978; GARNER, 1999; LIGHTFOOT & JONES, 1979; STAHLBERG & PECKMANN, 1987). Als omnivore Art (BANARESCU, 1964) konnten die unterschiedlichen Größenklassen je nach Standort verschiedene Nahrungsquellen nutzen (Hauptgerinne v.a. Makrozoobentzos, Seitenarm v.a. Zooplankton). Dies minimierte für die kleineren Rotaugen die intraspezifische Nahrungskonkurrenz.

Karpfen wurden im Seitenarm ausschließlich bei der Winterbefischung 2003 nachgewiesen und machten fast die Hälfte des adulten Gesamtbestandes aus. Im Hauptstrom wurde die Art hingegen vereinzelt und nur im regulierten Main regelmäßig erfasst. Nachdem in diesem Mainbereich während der Untersuchungsphase kein Besatz mit Karpfen stattfand (SPEIERL, 2004 C), wiesen die hohen Bestandszahlen den Seitenarm als Winterstandort aus, in den auch Karpfen aus flussabwärts gelegenen Flussbereichen eingewandert waren. Nach neuestem Wissensstand zeigen Cypriniden zum Winter hin eine weniger deutliche Wanderung stromabwärts als bisher angenommen (LUCAS et al., 1998). Vielmehr sind innerhalb eines Gewässerabschnittes zielgerichtete Wanderungen zu geeigneten Winterhabitaten – tiefe Gewässerzonen und Mündungsbereiche - durchaus häufig (LUCAS et al., 1998). Typische Winteraggregationen des Karpfens an tiefen Stellen in Seen beschreiben JOHNSEN & HASLER (1977), während es zu den Wintereinständen dieser Art in Fließgewässern noch wenig genaue Angaben gibt (LUSK et al., 2001). Im Gegensatz zum Karpfen zeigten adulte Zander im Seitenarm deutliche Nachweisspitzen bei den Frühjahrsbefischungen. Es handelte sich stets um laichbereite Individuen, für die der tiefe Seitenarm mit seiner hauptsächlich kiesigen Sohlstruktur eine geeignete Laichzone bot. Vom strukturreichen Übergang zwischen Seitenarm und Hauptgerinne konnten juvenile Zander profitieren, wie sich am oberen Main bereits an Fluss-Kiesseeübergängen gezeigt hatte (SPEIERL, 2005 A).

Zum erstenmal wurden 2004 vereinzelt von Hecht und Schleie 1+ Jungfische im Seitenarm nachgewiesen. Der Hecht profitierte von den hohen Pegelständen des extremen Winterhochwassers 2003. Bis in den Februar kam es im Seitenarm zu ausgedehnten Überflutungen und die isolierten Stillwasserbereiche waren während dieser Zeit an das Stromsystem angebunden. Durch die günstige Flussstruktur im Seitenarm und die ausgedehnten Wasser-Land Übergangszonen vergrößerten sich die Laichflächen. Die günstige Rekrutierungssituation 2003 spiegelte sich in den Ergebnissen der Frühjahrsbefischung 2004 wieder. Diesen direkten Zusammenhang zwischen erhöhten Wasserständen zur Laichperiode und starken Jahrgangsklassen stellten auch ROCHE et al. (1999) in irischen Gewässern fest.

Diese ersten Nachweise phythophiler Jungfische bedeuteten eine Erweiterung des Artenspektrums an der Renaturierung Schönbrunn. Trotzdem wurde die juvenile Fischgemeinschaft deutlich von den euryöken Arten Rotauge, Laube, Aitel und Flussbarsch dominiert, innerhalb der adulten Fischgemeinschaft waren es Laube und Rotauge. Der signifikante Anstieg beim Gesamtertrag adulter Fische im gesamten Monitoring-Bereich während der Untersuchung (r_s Gesamt = 0,68; N = 12; p = 0,02), bzw. die grenzwertig signifikanten Zuwächse bei der Biomasse (r_s Renaturierung = 0,66; N = 8; p = 0,06) für den renaturierten Flussbereich zeigten, dass es in der Anfangsphase der Mainrenaturierung Schönbrunn v.a. zu einer quantitativen Verbesserung (Rehabilitation A) der Fischgemeinschaft kam (BRADSHAW, 1996; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002). Der grenzwertig signifikante Anstieg der Jungfischabundanzen im renaturierten Main (r_s Renaturierung = 0,68; N = 8; p = 0,06) bestätigte diesen Trend. In den ersten Jahren konnte artspezifisch nur eine signifikante Zunahme des Gesamtbestandes beim Aitel festgestellt werden (r_s Aitel = 0,56; N = 12; p = 0,05).

5.4.3 Zapfendorf

In Zapfendorf überwogen wie in Schönbrunn eurytope Arten innerhalb der adulten Fischbestände. Bei den Jungfischen waren es rheophile Arten. Den adulten Fischbestand dominierte in allen Streckentypen der euryöke Artenkomplex aus Aitel, Laube und Rotauge. Durch den stärker strömungsgeprägten Charakter der renaturierten Flussstrecken kam es bei den Folgearten zu einer deutlichen Differenzierung. Die strömungsliebenden Arten Hasel, Gründling und Barbe hatten ihre Bestandsspitzen in den renaturierten Mainstrecken. Dort prägten die rheophilen Arten die Fischgemeinschaft. Rotauge und Aal bevorzugten hingegen die langsameren Abflussbedingungen bzw. das bessere Deckungsangebot in den Steinschüttungen des regulierten Mains. Dies führte im Vergleich mit dem renaturierten Hauptgerinne zu signifikanten Bestands- und Ertragsunterschieden. Der Strukturreichtum und die ausgedehnten Sandbankbereiche waren möglicherweise die Ursache, dass sich die Gründlingsbestände innerhalb des renaturierten Mainbereichs auf das Nebengerinne konzentrierten. Die juvenilen Fischgemeinschaften der unterschiedlichen Streckentypen ließen sich in Zapfendorf am deutlichsten nach dem hydrologischen Faktor Strömung trennen. Im regulierten Main machten rheophile Jungfischarten nur 16 % des durchschnittlichen Gesamtfangs aus. Die indifferenten Arten Flussbarsch, Rotauge, Laube und Aal dominierten (70 % der Gesamtnachweise). Im Hauptgerinne waren ebenfalls die euryöken Arten Aitel und Rotauge dominant, aber mit Hasel, Gründling und Barbe setzten sich verstärkt rheophile Arten durch, die besonders von den vielfältigen Habitatstrukturen (Buchten, Kiesbänke) entlang der Uferlinie profitierten (FREYHOF, 1996; FREYHOF, 1998; BISCHOFF & FREYHOF, 1999; SPEIERL, 2000; SPEIERL, 2002).

Im Nebengerinne stieg der Anteil der rheophilen Jungfische auf 54 % an. Neben den indifferenten Arten Rotauge und Flussbarsch prägten Aitel, Hasel und Gründling die Jungfischgemeinschaft. Für die Barbe waren die Mikrohabitatverknüpfungen im Nebengerinne ungünstiger als im Hauptgerinne und hatten deutlich niedrigere Bestandsgrößen zur Folge (1,0 % vs. 6,5 %). Es fehlten v.a. Übergänge zwischen Kiesbänken und Rauschen, die von juvenilen Barben im Spätsommer intensiv genutzt werden (BISCHOFF & FREYHOF, 1999; SPEIERL, 2003). Trotz der Dominanz juveniler Aitel im regulierten Main und im Hauptgerinne zeigte die Art eine größenabhängige Differenzierung zwischen den Strecken. Die signifikant höheren Ertragswerte im verbauten Flussbereich belegten, dass die größeren und schwereren Jungfische im strukturarmen und mit Steilufern versehenen Mainbereich besser auf Raubfische reagieren konnten (BEAMISH, 1978; COPP & JURAJDA, 1999; STAHLBERG & PECKMANN, 1987; WERNER & GILLIAM, 1984). Die kleineren Jungfischstadien wichen im strukturreicheren Hauptgerinne dem Prädationsdruck aus. Auf diese Art und Weise profitierte die häufigste Jungfischart bei ihrer Rekrutierung entscheidend von den Renaturierungen.

5.5 Vergleich der Fischgemeinschaften nach der Abundanz-Biomasse-Methode

Mit der Abundanz-Biomasse-Vergleichsmethode (ABC-Methode) wurde neben der Charakterisierung der Fischgemeinschaften anhand ihrer Ähnlichkeit (ANOSIM) ein weiterer Versuch unternommen, qualitative und quantitative Unterschiede zwischen den einzelnen Streckentypen der jeweiligen Monitoring-Bereiche zu ermitteln.

COEK et. al. (1993) und PENAZ & KRUK (1999) setzten die ABC-Methode ein, um Unterschiede in den Fischgemeinschaften zwischen verschiedenen Fließgewässerbereichen sichtbar zu machen. Bei COECK et. al. (1993) zeigten naturnahe Gewässerbereiche in belgischen Flachlandflüssen günstige ABC-Werte. Dort wirkte deutlich weniger Stress auf die Fischfauna als in Flussabschnitten mit jährlicher Sohleräumung. PENCZAK & KRUK (1999) konnten starke Störungen der Fischgemeinschaften der Pilica/Polen konkret auf Überfischung zurückführen. Ein weiterer Störfaktor war Gewässerstauung.

Die Ergebnisse dieser Arbeiten konnten am oberen Main nur teilweise bestätigt werden. Auch am oberen Main hatte die Wasserqualität keinen Einfluss auf die ABC-Indexwerte. Es zeigte sich jedoch, dass neben einer reinen Bewertung anhand des Abundanz-Biomasse-Verhältnisses auch der Anteil der unterschiedlichen Größenklassen berücksichtigt werden musste, um der ökologischen Separation der Altersfraktionen auf die verschiedenen Streckentypen Rechnung zu tragen. Allein die regulierten Flussbereiche zeigten über alle Monitoring-Bereiche hinweg die gleichen Entwicklungstendenzen:

die ABC-Werte lagen stets im negativen Bereich und belegten starken Stress für die Fischvorkommen. Dies äußerte sich in defizitären Jungfischbeständen und dem überwiegenden Fehlen großer Individuen bei den nachgewiesenen Fischarten. Eine generelle Aussage für die renaturierten Streckentypen am oberen Main war nicht möglich. Für die renaturierten Flussstrecken mussten die ABC-Werte einzeln interpretiert werden, da sie in ihrem Verlauf verstärkt die Eigendynamik der einzelnen Monitoring-Bereiche anzeigten. Als generelles Maß waren sie für eine Bewertung ungeeignet, denn sie berücksichtigten keine Unterschiede in der Bestandsdynamik, ökoethologischen Funktionalität und Altersklassenstruktur.

Für die einzelnen Monitoring-Bereiche dokumentierten die Maxima und Minima der ABC-Indexwerte eine deutliche Separation zwischen den beiden Altersgruppen der Fischfauna (Adulte vs. Jungfischbestand) und konnten für jeden Standort ökologisch interpretiert werden. Die Minima der ABC-Indexwerte ergaben sich ausschließlich für die Nebengerinnebereiche bzw. den Schönbrunner Seitenarm. Dort und an der Rodachmündung wurden jeweils im Winter hohe Jungfischbestände ermittelt, da diese Streckentypen als Rückzugsgebiete dienten. Das Nebengerinne in Zapfendorf fungierte im Frühjahr 2002 ebenfalls als Hochwasserrückzugsgebiet für Jungfische. Die im Frühjahr erzielten Maxima der ABC-Indexwerte im regulierten Rodachbereich bzw. im Hauptgerinne bei Zapfendorf ließen sich in Beziehung mit dem Laichfischauftreten setzen. Das ABC-Maximum im Hauptgerinne von Schönbrunn ergab sich ausschließlich durch den geringeren Bestand an Jungfischen. Insgesamt zeigten die Altersklassen eine ökologische Separation, die von den Habitatbedingungen und den saisonalen Gegebenheiten bestimmt wurde. Adulte Fische konzentrierten sich dabei stärker auf die lotischen Bereiche, die Jungfische auf die lenitischen Gewässerzonen, mit entsprechenden Auswirkungen auf die ABC-Indexwerte.

Innerhalb der drei Monitoring-Bereiche war der Mainabschnitt bei Schönbrunn der jüngste Standort (Entstehung ab 2000). Durch die negativen ABC-Werte in allen Streckentypen (Durchschnittswerte) hob sich Schönbrunn von den anderen Standorten ab. Der Monitoring-Bereich lag als einziger in unmittelbarer Nähe zu einem Querbauwerk (Wehr Hausen). Querverbauungen und Stauhaltungen wirken Stress steigend auf Fischbestände und haben einen negativen Effekt auf die Populationsdynamik (PETTS, 1984). Schwallbetrieb bzw. starke Abflussschwankungen, wie sie auch am Wehr Hausen vorkamen, führen zur Veränderung des Größenklassenaufbaus der Fischbestände und zu Lücken bei den jungen Altersklassen. Die Ursachen dafür sind vielfältig. Sie reichen von der direkten Ausschwemmung der Jungfische, über den Verlust geeigneter hydrologischer Habitate bis hin zu negativen Einflüssen auf die Struktur der Uferlinien und Nahrungsquellen (COWX & GOULD, 1985; MARTINEZ et al., 1994; PENCZAK, 1994; PETTS, 1984; TRAVNICHEK et al., 1995).

In der Summe führen sie bei den Jungfischen zu einem Biomasse- und Abundanzrückgang. Generell nimmt im Bereich von Stauhaltungen die Abdrift, der physiologische Stress und die Mortalität bei Jungfischen zu (BAUMANN & KLAUS, 2003; CUSHMAN, 1985; MOOG, 1993; VALENTIN et al., 1998; VEHANEN et al., 2000). Ein negativer Einfluss der Stauhaltung Hausen auf die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft war anhand der negativen ABC-Indexwerte offensichtlich. Es bleibt abzuwarten, in welchem Umfang die Renaturierungsmaßnahmen Schönbrunn die Situation insgesamt verbessern können.

5.6 Die Flusssdynamik im oberen Mainsystem und ihre Auswirkungen auf die Fischbestände

Die Abflussbedingungen eines Flusssystemes strukturieren die Fischgemeinschaften sowohl kurz- als auch mittel- bis langfristig (CATTANÉO et al., 2001; FREYHOF, 1998). CATTANÉO et al. (2001) zeigten in ihrer Langzeituntersuchung an den Cyprinidenbeständen der Rhône, dass deren mittel- bis langfristige Zusammensetzung durch vorhergehende Hochwasserereignisse (Häufigkeit, Stärke, Dauer) bestimmt wurde. Über die Jahre war die spezifische Fischgemeinschaft eng mit der "Störungshistorie" des Flusssystemes verbunden. Die saisonalen Abflussbedingungen formten hingegen Angebot und Verfügbarkeit von Laichplätzen und strukturierten somit kurzfristig die Fischgemeinschaft jenseits katastrophaler Störungsereignisse. Beim Ausbleiben einer natürlichen Abflussdynamik und in stauregulierten Flüssen prägte ausschließlich die Laichplatzsituation die langfristige Zusammensetzung der Fischgemeinschaft (KRUK & PENCZAK, 2003; PENCZAK & KRUK, 2000; ROCHE et al., 1999).

Im oberen Mainsystem kam es während der Untersuchungszeit besonders durch die winterlichen Hochwasserwellen 2001/2002 und 2002/2003 zu hydromorphologischen Strukturveränderungen. Von diesen dynamischen Störungen waren die einzelnen Flussbereiche unterschiedlich betroffen. Am stärksten veränderte die Abflussdynamik die renaturierte Rodachmündung. Das Nebengerinne verlor durch den wiederholten Geschiebeeintrag seinen lotischen Charakter und die permanente Anbindung an die Rodach. In den entstandenen Stillwasserbereichen entwickelten sich vermehrt submerse Makrophyten (SPEIERL, 2005 A). Während 1999 noch rheophile Arten sowohl den adulten als auch juvenilen Fischbestand prägten, setzten sich ab 2002 verstärkt eurytope und limnophile Fischarten durch (Abb. 5.7). Mit den winterlichen Hochwasserwellen wurde im Nebengerinne das Habitat- und Strömungsmosaik monotonisiert, während das Hauptgerinne stärker lotisch geformt wurde. Die Bestände und Erträge adulter limnophiler Fische gingen als Folge im Hauptgerinne signifikant zurück, im Nebengerinne stiegen die Bestände eurytooper Fische an.

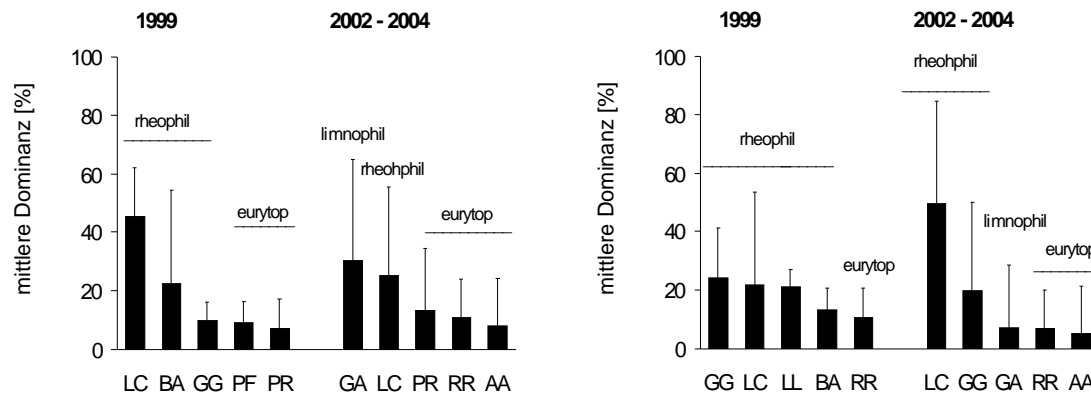


Abb. 5.7: Durchschnittliche Dominanzwerte der fünf adulten und juvenilen Hauptarten im Nebengerinne für das Jahr 1999 und für die Zeit nach den winterlichen Hochwasserwellen 2002 (2002–2004), klassifiziert nach Strömungsgilden.

Aitel (*Leuciscus cephalus*): LC; Flussbarsch (*Perca fluviatilis*): PF; Gründling (*Gobio gobio*): GG; Hasel (*Leuciscus leuciscus*): LL; Laube (*Alburnus alburnus*): AA; Rotaugen (*Rutilus rutilus*): RR; Schmerle (*Barbatula barbatula*): BA; Stichling (*Gasterosteus aculeatus*): GA

Die Bestandsentwicklung adulter Schmerlen zeichnete am deutlichsten die hydro-morphologischen Veränderungen des renaturierten Seitengewässers von 1999 bis 2004 nach. Im lotisch geprägten Nebengerinne des Frühjahrs 1999 stellte die rheophile Schmerle fast 50% des Gesamtbestandes. Nach den Struktur- und Abflussveränderungen durch die winterlichen Hochwasserwellen trat die Art ab 2002 nur noch sporadisch und in geringen Bestandsdichten auf (< 5%). Insgesamt veränderten die Hochwasserwellen des Winters 2001/2002 die Zusammensetzung der adulten Fischgemeinschaft signifikant und bestätigten für das Seitengewässer den mittel- bis langfristigen Einfluss der Abflussdynamik auf die Fischzönose (CATTANÉO et al., 2001).

Im Vergleich dazu waren die Auswirkungen auf die juvenile Fischgemeinschaft weniger offensichtlich. Deren Struktur und Zusammensetzung schien vom Angebot an Laichplätzen bestimmt zu werden (CATTANÉO et al., 2001; KRUK & PENCZAK, 2003; ROCHE et al., 1999).

Fischarten mit indifferentem Laichanspruch profitierten von der strukturellen und hydrologischen Monotonisierung des Nebengerinnes, während Substratspezialisten, wie die psammophilen Arten Gründling und Schmerle in ihrem Reproduktionspotenzial beschnitten wurden. Bei den rheophilen Jungfischarten stiegen nur die Bestände des euryöken Aitels an. In den ausgedehnten Stillwasserzonen konnten sich jedoch obligate Pflanzenlaicher etablieren. Phytophile Arten waren mit dem ersten Auftreten submerser Vegetation im Nebengerinne ab 2003 nachzuweisen. Die Erträge adulter Fische der phytophilen Gilde entwickelten sich von 1999 bis 2004 für den gesamten Monitoring-Bereich signifikant positiv (r_s Bestand absolut = 0,49; N= 18, p= 0,04).

Ausbleibende Sommerhochwässer verbesserten ab 2002 die Etablierung phythophiler Arten in allen Streckentypen, während bei der Rekrutierung der phythophilen Jungfische keine Effekte nachzuweisen waren. Im Gegenteil, die Jungfischdiversität nahm ab 2002 im Nebengerinne signifikant ab, bei einer zunehmenden Dominanz indifferenter Fischarten. Wie sich im Monitoring-Bereich Zapfendorf zeigte, hingen die phythophilen Jungfischbestände von den Abflussmengen während der Laichperiode dieser Gilde (1. März bis 31. Juli) ab. Die Abflussmengen bestimmten die Ausdehnung pflanzenbestandener, ruhiger Überflutungsflächen. Diese konnten sich im Nebengerinne von Zapfendorf aufgrund der ausgedehnteren Wasser-Land-Übergangszone besser ausbilden als an der Rodachmündung, die durch ihre Steilufer räumlich beschränkt war. Inwieweit dort submerse Makrophyten im Laufe der Zeit das Rekrutierungsdefizit der phythophilen Arten kompensierten, konnte während der Untersuchung nicht geklärt werden. Insgesamt war das Rekrutierungspotenzial phythophiler Fischarten in Zapfendorf höher einzuordnen als an der Rodachmündung.

In allen Monitoring-Bereichen wurde der Zusammenhang zwischen dem Reproduktionserfolg phythophiler Fischarten und dem Potenzial eines Flusssystems, Flutungsflächen zu bilden, offensichtlich. Erhöhte Abflüsse, die zu Überflutungen führen, sind besonders dann wichtig, wenn es im Gewässersystem an permanenten Stillwasserbereichen mit submerse Vegetation mangelt, um entsprechend große Laichbereiche auszubilden. Seit dem Mittelalter bzw. dem Einsetzen der Flussregulierungen im 19. Jahrhundert sind Still- und Altwasserzonen am oberen Main rückläufig (GERLACH, 1990; SPEIERL, 2003; STRÄTZ & MODER, 1990). Habitatanalysen für den phythophilen Hecht zeigten, dass im Jahr 2003 die Laichgebiete nur etwa 6 % der Fläche erreichten (Tab. 5.2), die diese Art für einen sich selbsterhaltenden Bestand benötigen würde (SPEIERL, 2005 A). Wie die Ergebnisse über die Wanderungsbewegungen belegten, sind angebundene Kieseen und die Übergangszonen zum Fluss für die phythophilen Arten als Laichregion wichtig. Die meisten angebundene Kieseen an den Main waren ihrer Gestalt nach jedoch reine Abgrabungsseen und wiesen im Hinblick auf Flachwassergebiete und Wasserpflanzen erhebliche strukturelle Defizite auf (SPEIERL, 2005 A). Die Schaffung struktureicher Flachuferzonen und ufernaher Gräbensysteme, die bei erhöhten Wasserständen zum Frühjahr geflutet werden, sind aus fischökologischer Sicht sinnvolle Maßnahmen, die angebundene strukturarmen Kieseen aufzuwerten. Der Erfolg solcher Maßnahmen konnte am Obermain bereits nachgewiesen werden (SPEIERL, 2005 A). Neben diesen struktur-anreichernden Maßnahmen waren die Renaturierungsbereiche für die phythophilen Arten von großer Bedeutung. Aufgrund der ausgedehnteren Flachuferbereiche mit z.T. ausgeprägter Vegetation (VON HESSBERG, 2003) standen den phythophilen Fischen bei erhöhten Abflüssen großflächigere Laichbereiche als in den regulierten Flussbereichen zur Verfügung.

Tab. 5.2: Nach dem Habitateignungsmodell von INSKIP (1982) für den Hecht anzustrebende Mindestgröße der Laichgebiete im oberen Main zwischen Rodachmündung und Hallstadt, umgelegt auf die einzelnen Gewässerabschnitte. Altwasserbereiche werden der Flussfläche zugeschlagen. Die Daten stammen aus der Habitatkartierung 2003 (SPEIERL, 2005 A).

Gewässer- abschnitt (Fkm.)	Fläche [ha]		Ermittelte Laichfläche [ha]	Empfohlene Laichfläche [ha]	
	Fluss	Kiessee	Fluss und Kiessee	Fluss	Kiessee
1 [440,0 - 435,9]	15,7	12	0,5	3,9	3
2 [435,9 - 422,4]	75,5	41,8	2,3	18,8	10,5
3 [422,4 – 387,4]	119,9	69,8	2,1	30	17,5
S Gesamtfläche	210,4	123,6	4,9	52,7	31

Neben den mittel- bis langfristigen Auswirkungen der Abflussdynamik auf die Struktur und Zusammensetzung der Fischgemeinschaften zeigte sich bei den einzelnen Befischungen auch ein kurzfristiger, tagesabhängiger Einfluss der Abflussbedingungen auf die Diversität. In den Nebengerinnestrecken nahm die Vielfalt der adulten und juvenilen Fischgemeinschaften mit steigenden Abflüssen signifikant zu. Gleichzeitig verringerte sich die Jungfischdiversität in den Hauptgerinnestrecken signifikant. Dies belegte, dass unter erhöhten Abflussbedingungen die strömungsberuhigten Seitengewässer mit ihren Überflutungszonen wichtige Rückzugs- und Ausweichgebiete für die Fischbestände waren. Ein Abwandern von Jungfischen in ufernahe, flache und reichstrukturierte Gewässerzonen bzw. in Seitengewässer wurde für erhöhte Pegelstände bereits mehrfach in der Literatur beschrieben (JOWETT & RICHARDSON, 1994; JUNGWIRTH et al., 1995; MOLLS, 1994, 1997).

An der Rodachmündung waren die Zusammenhänge zwischen Abflussregime und Diversität am stärksten. Dort fiel auf, dass auch im Hauptgerinne die Diversität und Abundanz der gesamten Fischgemeinschaft mit steigenden Abflussmengen signifikant zunahm. PONTON (1998) ermittelte ein entsprechendes Ergebnis am Sinnamary/Französisch Guyana. In Flusssystemen mit hochdynamischen Abflussbedingungen sind die Rückstaubereiche der Zuflüsse zusätzliche wichtige Refugien bei Hochwasser. Berücksichtigt man die stark regulierten und begradigten Flussverläufe des Mains und des Rodachunterlaufs sowie die generell hochvariable Abflusssituation der Rodach (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2004), wurde deutlich, dass der Rückstaubereich der Rodachmündung für die Fischbestände eine wichtige Funktion als Refugialraum erfüllte.

Die räumlich-zeitliche Dynamik am oberen Main zeigte, dass die Zusammensetzung und Vielfalt der Fischgemeinschaften entscheidend durch das Abflussregime und die begleitenden hydromorphologischen Prozesse bestimmt wurde. Strukturelle Störungen, wie an der renaturierten Rodachmündung, prägten die Vielfalt an Habitattypen und deren ökologische Wertigkeit für einzelne Fischarten. Die Veränderungen dokumentierten, dass nicht das Entstehungsalter, sondern Zeitpunkt und Intensität der Störung den Fischbestand beeinflussten. In diesem Zusammenhang zeigte sich v.a. an der Rodachmündung, dass die Anlage der renaturierten Flussbereiche bereits als Störung im Sinne des „Patch dynamic concepts“ (PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND 1989) aufgefasst werden konnte. Die Flussrenaturierung im Mündungsbereich führte dort bis zum Winterhochwasser 2001/2002 im Nebengerinne zu einer vorübergehenden Dominanz rheophiler Arten.

Mit Blick auf das Gesamtsystem bildeten die Störungen im Verlauf des oberen Mains ein Mosaik an verschiedenen Habitattypen und –qualitäten heraus. Als beispielhaft hierfür konnte die Etablierung der phytophilien Fischarten in den Monitoring-Bereichen gesehen werden. Die Vielfalt der unterschiedlichen Habitattypen, v.a. der Seitengewässer förderte die habitatspezifische und flusssystemspezifische Biodiversität (HILDREW, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992). Für die in Deutschland hochbedrohte Gruppe der lithophilen Laichfische muss hier zusätzlich die Neuentstehung von Kieslaichplätzen genannt werden. Aus fischereilichen Überlegungen zur Diversität und zum Rekrutierungsvermögen der Fischbestände sind die Anlage von eng verzahnten Haupt- und Nebenstromstrukturen im Rahmen der Mainrenaturierung zu empfehlen. Es zeigte sich, dass in diesen Bereichen Störreize ihre größte strukturelle Wirkung entfalteten. Anzahl, Frequenz und Intensität von Störreizen gelten mit Blick auf ihre strukturellen Auswirkung als entscheidend für die Biodiversität von Flusssystemen (HILDREW, 1996; SCHIEMER, 1999 A, 1999 B; WARD & STANFORD, 1983, 1989; WARD & TOCKNER, 2001; WARD et al, 2001; CLARKE et al., 2003).

5.7 Saisonale Verteilungsmuster und Auswirkungen wasserbaulicher Kenngrößen auf die Rekrutierungsbedingungen der Fischbestände

Im Hinblick auf die Rekrutierungsbedingungen der Fischbestände wurde schwerpunktmäßig die kritische Wintersituation betrachtet. Die winterliche Mortalität der 0+ Jungfische ist ein entscheidender Faktor, der die Bestandsentwicklung und Zusammensetzung von Fischgemeinschaften bestimmt (CUNJAK & POWER, 1986; HENDERSON et al., 1988; KIRJASNIEMI & VALTONEN, 1997; MIRANDA & HUBBARD, 1994; NUNN et al., 2002; POST & EVANS, 1989).

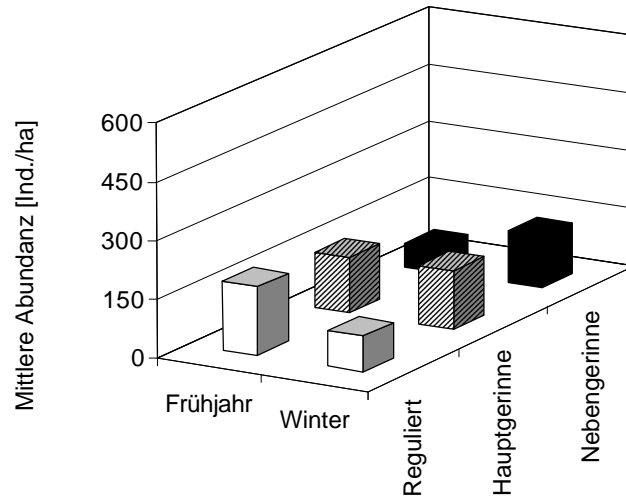
Die Fischbestände der Fließgewässer ziehen zur Überbrückung der Wintermonate nicht nur flussabwärts, sondern wandern auch zielgerichtet in Gewässerbereiche ein, die außerhalb des Hauptstroms liegen und günstige Umweltbedingungen bieten (BAKER & ROSS, 1981; BRÜMMER, 1999; FREYHOF & STEINMANN, 1998; LUCAS, 2000; LUCAS et al., 1998; STEINMANN et al., 1937). Für die ökologische Integrität der Fischbestände in Flusssystemen ist neben der longitudinalen Durchgängigkeit die laterale Verknüpfung mit entsprechenden Gewässerstrukturen von großer Bedeutung (JUNGWIRTH et al., 2000). Anzahl, Variabilität und Komplexität der Habitats sind entscheidend für die Erhaltung geeigneter Winterstandorte im Flusssystem (CUNJAK, 1996; CUNJAK & POWER, 1986). Ein ungenügendes Habitatangebot kann besonders bei den 0+ Jungfischen zu Rekrutierungsengpässen führen (HARVEY et al., 1999). Ursachen der generell hohen stochastischen Wintermortalität von 0+ Jungfischen (NUNN et al., 2002) beim Fehlen geeigneter Winterstandorte sind die Verdriftung durch Hochwasser (MANN & BASS, 1997; MANN & MILLS, 1986; MILLS & MANN, 1985), der Verlust durch Prädation (BORCHERDING et al., 2002; FREYHOF & STEINMANN, 1998; HINTZEN et al., 1998; SLAVIK & BARTOS, 2000), der Verbrauch der Energiespeicher (CUNJAK & POWER, 1986; KIRJASNIEMI & VALTONEN, 1997) bzw. das Auftreten adverser, tödlicher hydrochemischer Bedingungen (BAKER & ROSS, 1981; CUNJAK, 1996). Die Winterstandorte adulter Fische können sich artspezifisch in Flusssystemen (PHILIPART & BARAS, 1996; PILCHER & COPP 1997; KOED et al. 2000) und Stillgewässern unterscheiden (GUTHRUF, 2003; JOHNSEN & HASLER, 1977). Am oberen Main kumulierten die Fischbestände zur Winterzeit, unabhängig von der Altersklasse, vorrangig in den Nebengerinnestrecken bzw. dem Schönbrunner Seitenarm (Abb. 5.8 & 5.9). Adulte Individuen zeigten eine starke Tendenz, den Hauptstrom (regulierte Flussbereiche und renaturierte Hauptgerinnestrecken) zu verlassen und in die Nebenarme zu ziehen, während sie im Frühjahr vorrangig im Hauptstrom nachzuweisen waren. Nach JORDAN & WORTLEY (1985) sind saisonal ausgelöste laterale Wanderungen bei einem Grossteil adulter Cypriniden zum Winterbeginn die Ursache für stark abnehmende Fangmengen im Hauptstromgebiet der Norfolk Broads/England.

Die Fangmengen im Freiwasser der Fließgewässer gingen im Vergleich zum Sommer um bis zu 90% zurück. Im Gegensatz dazu wiesen sie in den Seitengewässern sehr große Fischschwärme mit Dichten bis zu 36.000 Ind./ha nach, die von adulten Rotaugen und Brachsen dominiert wurden. Die winterlichen Fangmengen bei den adulten Fischbeständen am oberen Main bestimmten überwiegend Aitel und Rotauge. An der Rodachmündung und in Zapfendorf belegten Ertragsrückgänge im Hauptstrom von bis zu 50% eine laterale Abwanderung der adulten Fischbestände. Eine Ausnahme stellte Schönbrunn dar. Dort stiegen die Fischbestände im regulierten Mainbereich unterhalb des Wehrs Hausen um bis zu 25 % an. Vorrangig verantwortlich dafür waren die großen Flussbarschbestände, die in den Steinschüttungen entlang der Uferlinie günstige Rückzugsorte fanden (KRACHT, 1995). Hingegen dominierten den Seitenarm gemischte Schwärme aus Rotaugen, Karpfen und Brachse, die dort aufgrund der Tiefe dieses renaturierten Flussbereiches günstige Überwinterungsbedingungen hatten (GUTHRUF, 2003; JOHNSEN & HASLER, 1977). Obwohl am oberen Main die winterlichen Dichten der adulten Fischbestände in den Seitengewässern mit maximal 4000 Ind./ha deutlich unter von JORDAN & WORTLEY (1985) ermittelten Maximalwerten lagen, belegten sie dennoch, wie wichtig diese renaturierten Streckentypen für die laterale Wintermigration und als Winterstandort für die adulte Fischbestände waren.

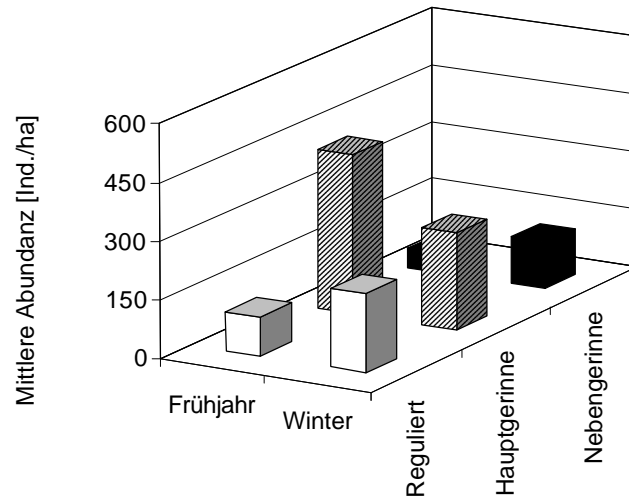
Entsprechendes zeigte sich bei den Jungfischen. Deren Bestände lagen im Winter in den Seitengewässern am höchsten. Dieses saisonale Ergebnis im oberen Main bestätigten auch KOLBINGER et al. (2004) bei ihren Fischbestandserhebungen zur Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL). An der Rodachmündung und Schönbrunn war der Unterschied zum Frühjahr signifikant. Artspezifisch auffällig war, dass juvenile Flussbarsche in Schönbrunn, wie dort bereits die Adulten, die Steinschüttungen des regulierten Mainbereichs als Winterstandort bevorzugten. Gleiches wurde flussabwärts in Zapfendorf gefunden. In Schönbrunn zeigten Rotauge und Aitel eine verhältnismäßig starke Einwanderung in den Seitenarm. Im Vergleich zum Frühjahr wurden dagegen juvenile Lauben im Seitenarm nicht mehr nachgewiesen. Jedoch stieg ihr relativer Bestand im Winter im Hauptgerinne um über 50% an. Die Abwanderung aus dem Seitenarm war möglicherweise eine Reaktion auf die juvenilen Aitelbestände und deren Prädationsdruck. Durch das multiple Ablachen der Lauben am oberen Main wurden bei den Winterbefischungen noch 0+ Individuen mit einer Mindestkörperlänge von 30 mm (TL) nachgewiesen. Damit passen sie bereits in das Beuteschema größerer piscivorer Jungfische, wie Aitel oder Flussbarsch (DÖRNER & WAGNER, 2003; DÖRNER et al., 1999 B).

Räuber-Beute-Beziehungen gewinnen im Winter an Bedeutung, wenn sich die Fischbestände in geeignete Winterlager zurückziehen (BORCHERDING et al., 2002; FREYHOF & STEINMANN, 1998; HINTZEN et al., 1998; SLAVIK & BARTOS, 2000).

Rodachmündung



Schönbrunn



Zapfendorf

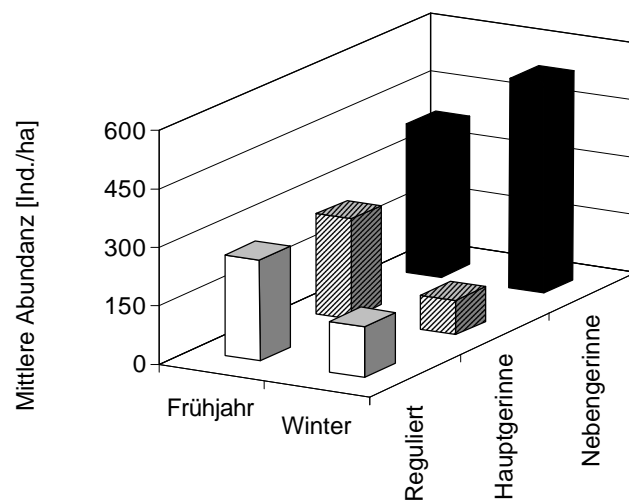
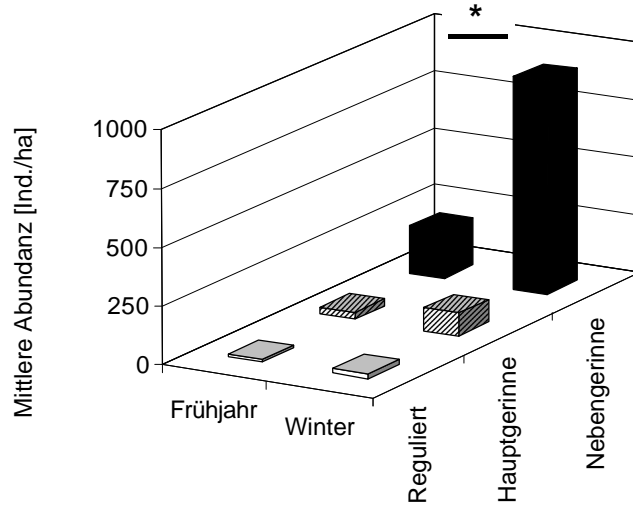
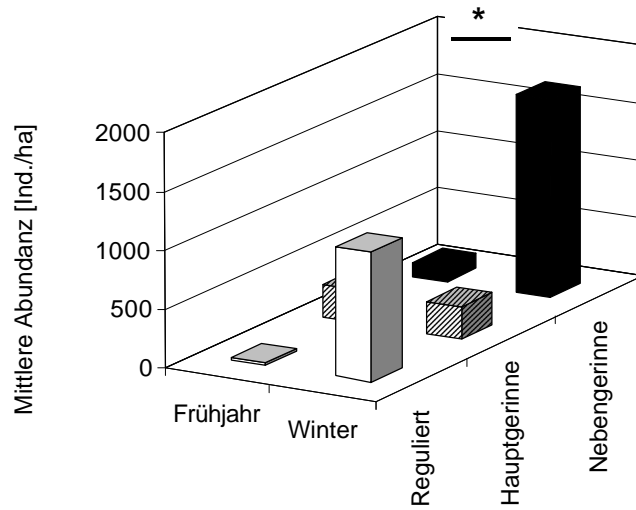


Abb. 5.8: Saisonale Verteilung des adulten Fischbestandes der fünf Hauptarten in den verschiedenen Streckentypen der Monitoring-Bereiche am oberen Main und der Rodach.

Rodachmündung



Schönbrunn



Zapfendorf

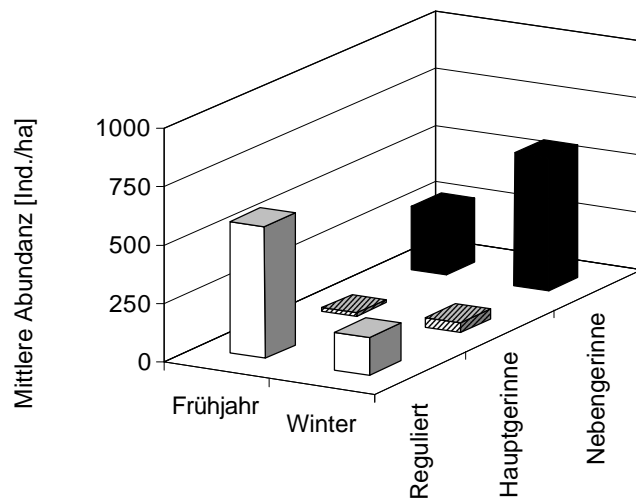


Abb. 5.9: Saisonale Verteilung des juvenilen Fischbestandes der fünf Hauptarten in den verschiedenen Streckentypen der Monitoring-Bereiche am oberen Main und der Rodach. Signifikante Unterschiede bei den mittleren Abundanz sind angegeben (Mann-Whitney-U-Test, * = $p < 0,05$).

Wie die Erfassung der Wanderbewegungen an der Altwasser-Kiesseeanbindung am Main bei Trieb zeigte, boten die Seitengewässer im Hinblick auf die Wasserchemie und die Abflussbedingungen sicherere abiotische und hydrologische Verhältnisse als der Hauptstrombereich. Wenn geeignete Winterhabitate vorhanden sind, können auch die Jungfische die Hochwasserwellen während der Hauptabflusszeiten im Winter und Frühjahr gut überstehen (HUMPHRIES & LAKE, 2000). Ist die Anzahl geeigneter Habitate oder ihre Größe zu gering, kann es in den passenden Winterstandorten zu großen Ansammlungen von Raub- und Friedfischen unterschiedlicher Altersklassen kommen (FREYHOF & STEINMANN, 1998). Vor allem Jungfische sind dann einem erheblichen Prädationsdruck ausgesetzt, der zu starken Einbußen bei der Rekrutierung ganzer Altersklassen führen kann (FREYHOF & STEINMANN, 1998; HARVEY et al., 1999; LUCAS et al., 1998). Eine entsprechende Balance zwischen geeigneten physikochemischen Umweltbedingungen und dem Prädationsrisiko ist folglich entscheidend für das Überleben im Winter. Als ausschlaggebende Strukturfaktoren führt SCHLOSSER (1987 A & 1987 B) die Gewässertiefe und Habitatheterogenität an, wie er es in seinem generellen Modell über die Zusammensetzung von Fischgemeinschaften beschreibt (Abb. 5.10).

Die Vielfalt und Stabilität von Fischgemeinschaften nimmt entlang eines Gradienten zu: von flachen, wenig strukturierten Gewässern mit starken hydrologischen Schwankungen, hin zu tiefenvariablen, reicher strukturierten Gewässern mit relativ konstanten Abflussbedingungen. Entlang des beschriebenen Gradienten richten sich die Fischarten bzw. die Individuen hinsichtlich zunehmender Größe aus. Nachdem tiefere Gewässerbereiche gerade im Winter stabilere Umweltbedingungen aufweisen (BAKER & ROSS, 1981; CUNJAK, 1996), bieten sie besonders für die driftn anfälligeren kleineren Fischarten und Individuen die besseren Überwinterungsbedingungen. Nach dem Modell haben in tieferen Gewässerbereichen die Besiedelung und die Rekrutierung weniger Einfluss auf die Struktur der Fischgemeinschaft. Dies wird vorrangig durch die intra- und interspezifische Interaktionen und die trophischen Strukturen bestimmt. Demnach stehen die kleineren Individuen bzw. Jungfische im Winter vor der "Wahl", sich zwischen den stabileren, tieferen Gewässerbereichen mit ihrem erhöhten Prädationsrisiko und den flacheren Gewässerbereichen mit ihren ungünstigeren physikochemischen Umweltbedingungen und erhöhter intraspezifischer Konkurrenz zu bewegen. Tiefenvariable Lebensräume, die zudem kleinräumig und deckungsreich strukturiert sind (FREYHOF & STEINMANN, 1998), stellen aufgrund der genannten Faktoren das Optimum an Winterstandort für Jungfische dar. Bei unwirtlichen Witterungs- und Abflussbedingungen ermöglichen sie das Abwandern in tiefere, hydrologisch günstigere und physikochemisch stabilere Wasserbereiche. Hingegen können die Jungfische einem steigenden Prädationsdruck durch den Zug in flachere Gewässerzonen ausweichen.

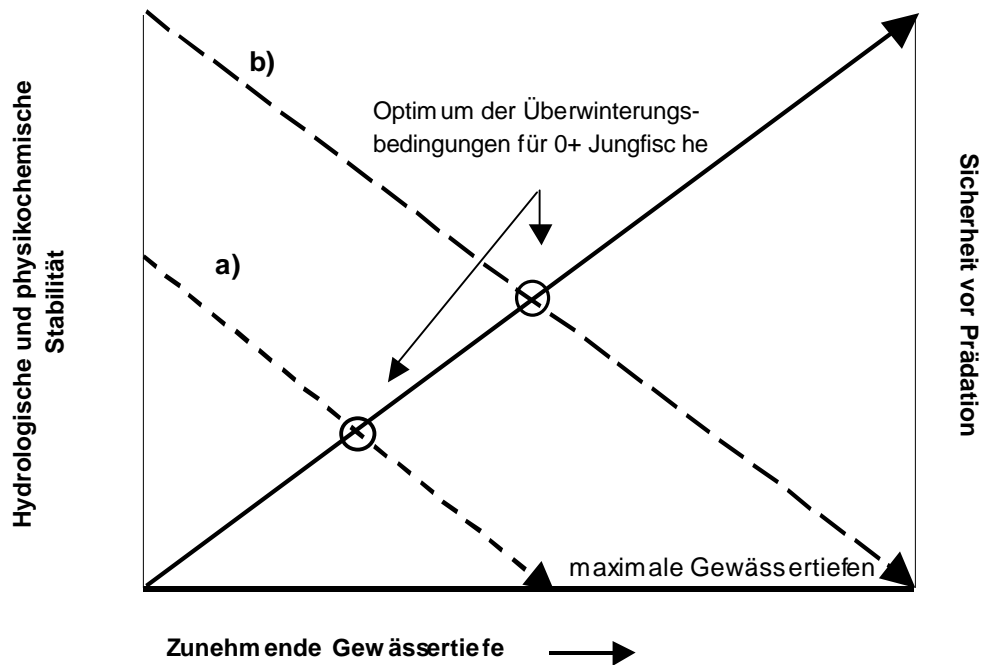


Abb. 5.10: Schematische Darstellung zu den optimalen Überwinterungsbedingungen für Jungfische. Das optimale Winterhabitat bietet die bestmögliche hydrologische und physikochemische Stabilität (—) bei größtmöglicher Sicherheit vor Prädation (- - -). Je variabler die Gewässertiefe im Winterhabitat ist, desto flexibler können die Jungfische auf die unterschiedlichen abiotischen und biotischen Bedingungen reagieren und umso größer ist ihre Überlebenswahrscheinlichkeit. Seichtere Gewässerbereiche bieten den Jungfischen größere Sicherheit vor Raubfischen, gehen jedoch auf Kosten ungünstiger hydrologischer und physikochemischer Abflussbedingungen (a). Je tiefer die Jungfische abwandern können, desto stabiler werden die abiotischen Faktoren, gleichzeitig steigt jedoch das Prädationsrisiko (b). Entsprechend dem Tiefenangebot gibt es theoretisch einen optimalen Überwinterungsbereich für Jungfische (Geradenschnittpunkt).

Von den untersuchten Gewässerstrecken wiesen die Seitengewässer die variabelste Breiten- und Tiefenvarianz auf (Abb. 5.11). Die Breiten- und Tiefenvarianzen der renaturierten Gewässerbereiche lagen stets signifikant über den Werten der regulierten Flussstrecken. Gemäß dem Modell SCHLOSSERS (1987 A & 1987 B) nahmen am oberen Main im Winter die adulten Fischbestände mit steigender Tiefenvarianz der Gewässerbereiche signifikant zu. Für piscivore Fischarten waren die Zusammenhänge bei den Dichten und Erträgen adulter Flussbarsche, bzw. den Erträgen adulter Hechte signifikant.

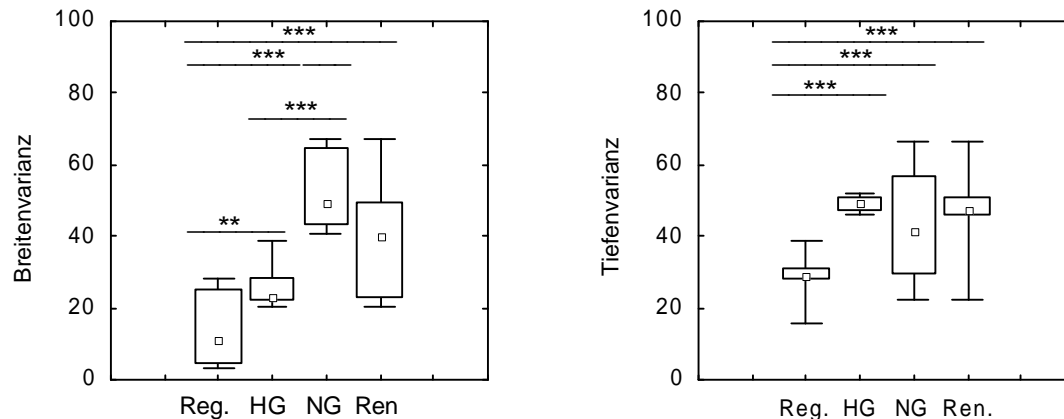


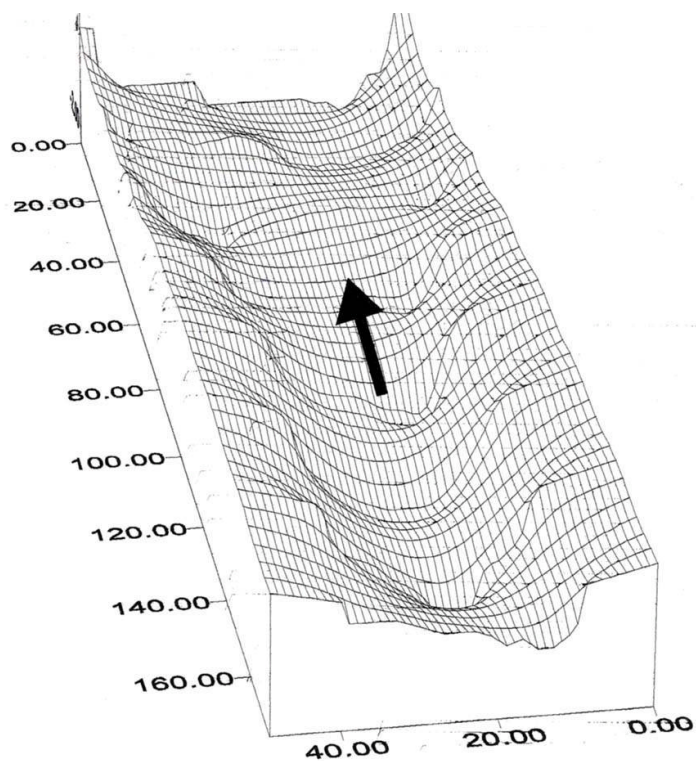
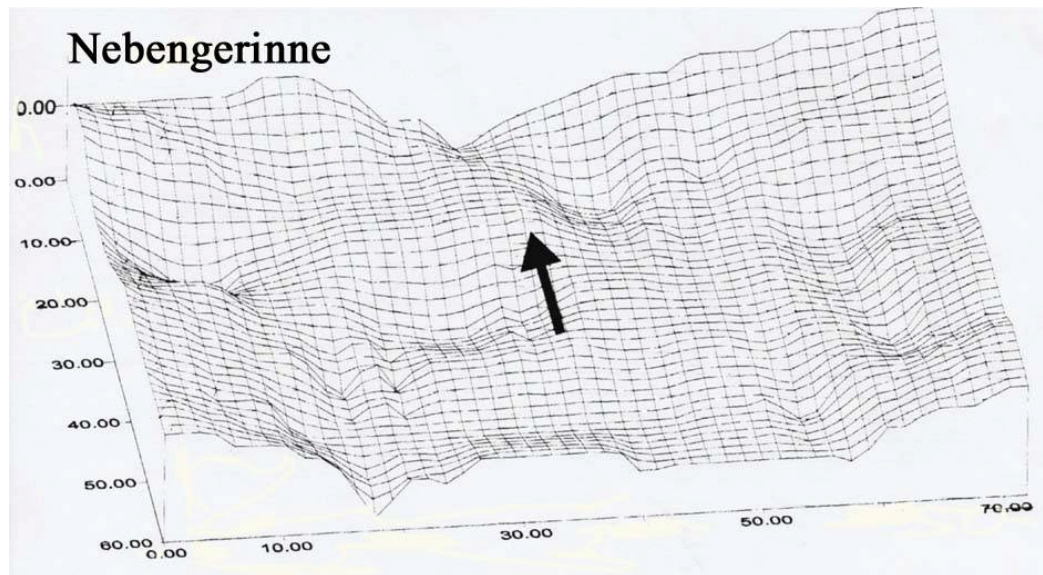
Abb. 5.11: Box-Whisker-Plots (Median, 1. und 3. Quartil, minimale und maximale Extremwerte) die Breiten- bzw. Tiefenvarianzen der unterschiedlichen Streckentypen am oberen Main der Rodach (Reg.=regulierter Streckentyp, HG=Hauptgerinne, NG = Nebengerinne, Ren. = Haupt- und Nebengerinne zusammengefasst als renaturierte Strecken). Signifikante Unterschiede zwischen den Streckentypen sind gekennzeichnet (Mann-Whitney U-Test, Bonferroni-Korrektur nach HOCHBERG (1988), Signifikanzniveaus: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,01$).

Der Prädationsdruck adulter Hechte beschränkte sich aber überwiegend auf regulierte Flussstrecken. In diesen Streckentypen wurden 85% des winterlichen Gesamtfangs nachgewiesen. Damit wurde ein winterliches Abwandern dieser Art in regulierte Flussbereiche belegt, wie es bereits PILCHER & COPP (1997) für Flüsse in Südostengland beschrieben haben. Bei den Jungfischen korrelierten die Bestände und Erträge im Winter ebenfalls signifikant mit der Tiefenvarianz. Artsspezifisch traf dies auch auf juvenile Aitel und Flussbarsche zu. Am Beispiel des Flussbarsches lies sich zeigen, dass es innerhalb der Jungfischfraktion zu keiner Separation zwischen piscivoren und nicht-piscivoren Arten kam. Das gesamte Fischaufkommen profitierte zusätzlich von einer steigenden Variabilität der Gewässerbreite und damit einem erweitertem Lebensraumangebot. Die deutlichsten Vorteile hatten davon die Jungfische, wie sich im Winter sowohl bei den Dichten als auch Erträgen zeigte.

An der Rodachmündung aggregierten die juvenilen Raub- und Friedfischbestände im Winter vorwiegend in den renaturierten Streckentypen, zeigten aber keine statistisch auffällige Separation von adulten Raubfischen. Die im Frühjahr mit steigenden Raubfischdichten stark rückläufigen Jungfischbestände belegten einen hohen Prädationsdruck während der Wintermonate. Neben hohen Verlusten im regulierten Rodachbereich, in dem die Jungfische zusätzlich den extremeren Abflussbedingungen ausgesetzt waren, nahmen auch in den renaturierten Flussstrecken die Bestände ab, wenn auch nicht signifikant.

Das geringe Angebot geeigneter Winterhabitats im Rodachunterlauf bzw. im Main zwischen den Wehren Michelau und Hochstadt begrenzte sowohl Jungfische als auch adulte Raubfische in diesem Bereich auf wenige geeignete Standorte. Die geringe Flächenausdehnung (etwa 0,2 ha) des Nebengerinnes ließ trotz des Vorkommens geeigneter Deckungsstrukturen (Totholz) hohe Prädationsraten zu, mit negativen Auswirkungen auf die Jahrgangsstärke der 1+ Jungfische im jeweils folgenden Frühjahr (aus den 0+ Jungfischen werden gemäß Konvention zum jeweiligen Jahreswechsel 1+ Jungfische). Neben den Faktoren Habitatmangel und geringe Habitatgröße verschlechterten sich die Überwinterungsbedingungen für Jungfische durch die Hochwasserwellen 2001/2002 und 2002/2003. Diese dynamischen Fließgewässerprozesse verringerten aufgrund umfangreicher Kiesablagerungen im Mündungsbereich die Tiefenvarianz im Nebengerinne um 40% (1999: 35,9; 2003: 22,7). Damit nahmen die vertikalen Ausweichmöglichkeiten der Jungfische deutlich ab. Zusätzlich wurde das Nebengerinne von der Mainseite für größere Fische zugänglich. Als Folge verschoben sich die Abundanzverhältnisse zwischen adulten Raubfischen und Jungfischen zugunsten der Raubfische (Winter 1999: 1:96,4; Winter 2003: 1:1,2). Dabei dominierten adulte Aitel und Flussbarsche sowohl das Nebengerinne als auch den gesamten Monitoring-Bereich. Ab 2003 korrelierte insgesamt das Rekrutierungspotenzial der 1+ Jungfische stark negativ mit den adulten Raubfischbeständen und zeigte eine starke Tendenz zur statistischen Signifikanz, während über den gesamten restlichen Untersuchungszeitraum die negative Korrelation nur mäßig ausgeprägt war. Im Main abwärts gelegenen Monitoring-Bereich Zapfendorf war die Situation konträr. Mit Beginn des Winters trennten sich die adulten Fischbestände gemäß ihres Ernährungstyps auf, wobei sich die Jungfische mit den nicht-piscivoren adulten Fischen aggregierten. Diese gemischten Schwärme wurden bei den winterlichen Elektrofischungen häufig in tieferen Uferbereichen mit Totholz bzw. überhängenden Weiden nachgewiesen. Die tiefere Litoralzone wiesen EIE & BORGSTROM (1981) als bevorzugten Winterstandort von Rotaugen und Flussbarsch aus. Die Bildung von Altersklassen überschreitenden Schwärmen wird in der Literatur als gezielte Abwehrstrategie gegen piscivore Fische dargestellt (BORCHERDING et al., 2002; BREDER, 1959; PITCHER & PARRISH, 1993). Innerhalb des Schwarmes halten sich die kleineren Individuen oberflächennah auf, die größeren Fische stehen stets nahe am Grund (BREDER, 1959; PITCHER & PARRISH, 1993). Bei einem Angriff reagieren die Fische unterschiedlich: der oberflächennahe Schwarmteil flüchtet mit einem synchronisierten und auseinanderstäubendem Sprung aus dem Wasser, während der tiefstehende Schwarmteil über den Grund auseinander flüchtet und Substrat aufwühlt.

Die verminderte Sicht und die sprungartige Flucht sollen den Angreifer verwirren, so dass der gesamte Schwarm von dieser Strategie profitiert (BORCHERDING et al., 2002; BREDER, 1959; PITCHER & PARRISH, 1993).



Regulierter Mainbereich

Abb. 5.12: Der renaturierte Seitenarm (oben) und der regulierte Mainabschnitt (links) von Zapfendorf im Querprofil. Die Querprofile wurden im Herbst 1999 nach Theodolith-Aufnahmen bei mittleren Abflusswerten angefertigt. Als horizontale Referenz diente der Wasserspiegel. Die Pfeile geben die Fließrichtung des Mains an.

Maßstabsangaben in Metern.

Die räumliche Segregation zwischen adulten Raubfischen einerseits und den gemischten Schwärmen aus adulten Fried- und Jungfischen andererseits war aufgrund der Größe des Nebengerinnes (etwa 0,7 ha) und des generell umfangreicheren Angebotes an geeigneten Winterhabitaten in diesem Bereich des oberen Mains möglich. Der Monitoring-Bereich Zapfendorf liegt in einem Flussabschnitt, in dem sich zwischen Flusskilometer 410 und 387 (Renaturierung Ebensfeld bis Hallstadt) im Durchschnitt alle 2 km eine Renaturierungsmaßnahme befindet (METZNER, 2004) und insgesamt 6 Kiesseen mit teilweise sehr strukturreichen Übergängen an den Main angebunden sind (SPEIERL, 2005 A). Im Nebengerinne führten die Hochwasserwellen 2001/2002 und 2002/2003 zu einer Zunahme der Tiefenvarianz um 30 % (1999: 47,0; 2003: 66,4) und verbesserten dadurch die Vielfalt des vertikalen Habitatangebotes und damit die Ausweichmöglichkeiten der Jungfische vor Prädatoren. Das Verhältnis zwischen adulten Raubfischen und Jungfischen verschob sich deutlich zugunsten der Jungfische (Winter 1999: 1:7,6; Winter 2003: 1:28,5). Im Hauptgerinne veränderte sich die Tiefenvarianz trotz der beiden extremen winterlichen Hochwasserwellen nur sehr geringfügig (1999: 47,7; 2003: 46,4). Im Zuge des Winterhochwassers 2001/2002 entstand aber ein neuer Durchbruch mit tiefen Kolken zwischen dem Haupt- und Nebengerinne. Die adulten Aitel und Barben wurden im Winter 2003 vorrangig in diesem Bereich gefangen. Diese Strukturveränderung verbesserte die Habitatqualität der Winterstandorte für beide Arten im Hauptgerinne entscheidend. Die Bestandszuwächse von über 90 % bei der Barbe und von 30 % beim Aitel belegten dies. Für Jungfische stellte die Mündung des Nachfluters der örtlichen Kläranlage am Zusammenlauf von Haupt- und Nebengerinne einen weiteren Winterstandort dar, in dem ab Herbst regelmäßig größere Schwärme beobachtet werden konnten. Mit dem Einwandern der Jungfische in den Nachfluter reduzierte sich ihr Prädationsrisiko. Ein entsprechendes winterliches Verhaltensmuster von 0+ Jungfischen fanden BORCHERDING et. al (2002) in Grabensystemen mit einer Verbindung zum Niederrhein.

Insgesamt waren im Monitoring-Bereich Zapfendorf die Rekrutierungsbedingungen für den Fischbestand beim kritischen winterlichen Übergang der 0+ zur 1+ Altersklasse günstig. Ansteigende adulte Raubfischbestände korrelierten signifikant mit einer positiven Entwicklung der Jungfischdichten, jedoch ausnahmslos in den renaturierten Gewässerbereichen. Dort stellten die abiotischen Faktoren den Engpass für die Rekrutierung dar. Im Gegensatz dazu waren die Jungfische im regulierten Mainbereich einem starken Prädationsdruck ausgesetzt. Zwar fanden einige Jungfischarten, wie etwa juvenile Flussbarsche günstige Deckungsbedingungen in den Steinschüttungen, generell hatten die Jungfische im regulierten Main aber weniger räumliche Ausweichmöglichkeiten gegenüber piscivoren Fischen und waren zusätzlich den winterlichen Extremabflüssen voll ausgesetzt (Abb. 5.12).

Die winterlichen Hochwasserwellen am oberen Main führten zu den stärksten strukturellen Veränderungen (starke Monotonisierung) der Flusssohle in den regulierten Bereichen (BENKER, 2003). Fehlende Winterrefugien in regulierten Flussstrecken zwingen Jungfische ab Herbst zu einer gezielten Abwanderung in geeignete Habitate. Obwohl in dieser Phase Verhaltensweisen zur Minimierung des Prädationsrisikos besonders stark ausgeprägt sind, sind die Verlustraten bereits beim Abwandern sehr hoch (SLAVIK & BARTOS, 2000). Daraus lässt sich ableiten, dass die enge Verflechtung der renaturierten und regulierten Mainbereiche ab der Mainrenaturierung Ebersfeld (Fkm. 410) auch den Jungfischen in den regulierten Flussstrecken zugute kommt und die Fischbestände des gesamten Flusssystemes davon profitieren.

Neben den Abflussbedingungen, der Gewässerstruktur und dem Prädationsdruck hängt die Mortalität der Jungfische über die Wintermonate auch von deren Körperlänge ab (HENDERSON et al., 1988; JOHNSON & EVANS, 1990; KIRJASNIEMI & VALTONEN, 1997; POST & EVANS, 1989). Die Mortalität steht in Zusammenhang mit den größeren Energiereserven der längeren Individuen (BUIJSE & HOUTHUIJZEN, 1992; HENDERSON et al., 1988; KIRJASNIEMI & VALTONEN, 1997). Nachdem der gewichtsabhängige Grundumsatz mit zunehmender Körpergröße abnimmt, sind kleinere Fische anfälliger für ein Aushungern (KIRJASNIEMI & VALTONEN, 1997). Für das Überwintern sind die Fische gemäßiger Breiten auf Energiereserven angewiesen, da ihre Nahrungsaufnahme im kalten Wasser eingeschränkt ist (KEAST, 1968). Zwischen dem Aufzehren der Energiereserven und der winterlichen Mortalitätsrate von Jungfischen fanden mehrere Autoren einen statistischen Zusammenhang (HENDERSON et al., 1988; OLIVER et al., 1979). Nach SVÄRDSON (1976) sind juvenile Rotaugen mit einer Körperlänge unter 40 mm in skandinavischen Seen nicht in der Lage genügend Energiereserven aufzubauen, um den Winter zu überleben. Zusätzlich steigen bei niedrigen Wassertemperaturen die energetischen Kosten der Osmoregulation (VALTONEN et al., 1983). Ihr Versagen ist neben dem kompletten Aufbrauch der Energiereserven eine häufige Todesursache für Jungfische im Winter (JOHNSON & EVANS, 1996).

Am oberen Main wurden für die unterschiedlichen Altersklassen der Jungfische (1+ und 0+ Fraktion) in den einzelnen Gewässerstrecken die Durchschnittsgewichte über die jeweiligen Bestandsgrößen und Ertragsmengen ermittelt. Zur Bewertung der Winterhabitate wurden die Durchschnittsgewichte mit den jeweiligen Tiefenvarianzen korreliert. Das Durchschnittsgewicht der 0+ Fraktion stieg im Winter generell mit zunehmender Tiefenvarianz an. Innerhalb der 0+ Jungfischfraktion befanden sich bei drei der vier häufigsten Arten (Hasel, Laube und Rotaugen) die schwereren Individuen in den tiefenvariablen Flussstrecken. Aitel der Altersklasse 0+ zeigten dieses Ergebnis im Frühjahr. Im Winter korreliert deren Längenvarianz jedoch signifikant positiv mit der Tiefenvarianz. Der ausgeglichene Größenklassenaufbau in den tiefenvariablen Flussbereichen war ein weiteres Merkmal für die Habitatqualität der Winterstandorte

(JUNGWIRTH et al., 1995). Nachdem die renaturierten Streckentypen im Vergleich zu den regulierten Mainbereichen die signifikant besseren Tiefenvarianzen aufwiesen, belegte dies, dass die Flussrenaturierungen am oberen Main die winterlichen Überlebensraten bei den 0+ Jungfischen generell, bzw. bei den vier häufigsten Jungfischarten speziell, deutlich verbesserten. Die Ursache für dieses Ergebnis kann sowohl das bessere Nahrungsangebot (BABL, 2000; HARRISON et al., 2004) als auch der geringere Energieverbrauch unter günstigeren hydrologischen Bedingungen (FAUSCH, 1984) in den renaturierten Flussbereichen sein.

Als ein letztes Bewertungsmerkmal für die Qualität der Winterhabitate wurden die Diversitätsparameter H' (Diversitäts-Index nach Shannon-Wiener), Evenness und die Artenvielfalt betrachtet. Hinweise auf positive Zusammenhänge zwischen der Gewässertiefe und der Artenvielfalt (HOCUTT & STAUFFER, 1975; SHELDON, 1968) bzw. der Fischdiversität (EVANS & NOBLE, 1979) finden sich bereits in der Literatur. Am oberen Main stiegen bei den Jungfischen (0+ und 1+ Fraktion) zum Winter alle drei Diversitätsparameter mit zunehmender Tiefenvarianz signifikant an. Bei den adulten Fischen nahm die Artenvielfalt zu.

Die Renaturierungen am oberen Main zeigten, im Gegensatz zu den Ergebnissen von PRETTY et al. (2003), dass durch eine entsprechende wasserbauliche Gestaltung Einfluss auf die Entwicklung der Fischbestände genommen werden konnte. Als besonders wichtig für den Rekrutierungserfolg eines vielfältigen und ausgeglichenen Fischbestandes stellte sich die Anlage der Seitengewässer heraus. Diese fehlten im Untersuchungsgebiet bei PRETTY et al. (2003). Dort beschränkten sich die eng umgrenzten Renaturierungsmaßnahmen ausschließlich auf den Hauptstrom.

Die Breitenvarianz beeinflusste v.a. im Frühjahr die Ergebnisse der Diversitätsanalyse. Die Diversität der adulten Fischgemeinschaft nahm mit steigender Breitenvarianz signifikant ab. Dieses Ergebnis ließ sich mit der ökoethologischen Laichplatzwahl innerhalb der adulten Fischgemeinschaft in Verbindung bringen. Die lithophilen bzw. die phytho-lithophilen Arten, die im Frühjahr zusammen 80 % des Laichfischaufkommens ausmachten, konzentrierten sich vorrangig auf die regulierten Flussstrecken bzw. die Hauptgerinne. Diese beiden Streckentypen zeichneten sich durch niedrige Breitenvarianzen aus. Insgesamt fanden lithophile und phytho-lithophile Fischarten in den lotisch geprägten Hauptgerinnestrecken die besten Laichbedingungen vor. Die Jungfischbestände profitierten im Frühjahr von variableren Gewässerbreiten. Besonders rheophile Jungfische hatten in diesen Flussstrecken bessere Lebensbedingungen. Als Folge einer insgesamt längeren Uferlinie konnten sich ausgeprägtere Flachwasserbereiche mit unterschiedlichen Strömungsbereichen und Substratlagern bilden (SPEIERL, 2003). Der signifikant positive Zusammenhang der juvenilen Barben- und Gründlingsbestände mit der Breitenvarianz bzw. der homogene Altersklassenaufbau beim juvenilen Hasel waren ein deutlicher Beleg dafür.

5.8 Driftaufkommen und –mechanismen larvaler und juveniler Fische in den regulierten und renaturierten Flussbereichen

Das nachgewiesene Artenspektrum der Drift wurde bei den Cypriniden von Aitel, Barbe, Gründling, Laube und Rotaugen dominiert. Diese Arten bestimmten insgesamt auch die adulten Fischgemeinschaften in den untersuchten Flussbereichen (vgl. 4.2.2). Die weiteren Cyprinidenarten Brachse, Güster und Hasel, die beiden Barscharten Flussbarsch und Zander, sowie die Schmerle wurden selten erfasst (< 1%).

Die nachgewiesene Artenvielfalt bei Driftstudien ist abhängig von der Größe der Fließgewässersysteme, deren wasserbaulicher Zustand und der Dauer der Untersuchung. Je nach Dauer der Erhebung schwankten in Flüssen des Donaeinzugsgebietes, die in Größe und Abflussregime mit der Rodach vergleichbar waren, die festgestellten Artenzahlen zwischen 6 und 22 (JURAJDA, 1998; REICHARD et al., 2002 A). Im Marchfeldkanal, einem Seitenarm der Donau bei Wien, wurden während eines Sommers 9 Arten erfasst (ZITEK et al., 2004 A, 2004 B). PENÁZ et al. (1992) fanden in der Rhône mit 12 Arten die größte Artenvielfalt in einen Seitenarm.

Die Artenvielfalt der Drift im oberen Mainsystem war mit insgesamt 11 Arten als hoch einzustufen. Im einzelnen traf dies sowohl auf den Main (9 Arten) als auch auf die Rodach (7 Arten) zu. Am häufigsten waren Cyprinidenarten. Die Dominanz einiger weniger Arten ist typisch für die Drift (BROWN & ARMSTRONG, 1985; CARTER et al., 1986; JURAJDA, 1998). Der bimodale saisonale Verlauf der Drift im Main ist charakteristisch für eine vielfältige Fischgemeinschaft (REICHARD et al., 2002 A), während der unimodale Verlauf an der Rodachmündung die Dominanz einer Art unterstrich (REICHARD et al., 2002 A). Dies war im Sommer 2002 die Laube mit insgesamt 65% am gesamten Driftaufkommen. Die Driftraten (Individuen je 100 m³ gefiltertes Wasservolumen) im oberen Mainsystem lagen im Sommer 2002 um etwa den Faktor 10 unter den Werten, wie sie in Flusssystemen mit ähnlichem hydrologischen Eigenschaften beobachtet wurden (JURAJDA, 1998; PENÁZ et al., 1992; REICHARD et al., 2002 A, 2002 B). Für stichhaltige Vergleiche muss das hydrologische Regime der jeweiligen Untersuchungszeiträume berücksichtigt werden (COPP et al., 2002). Demnach konnten die vergleichsweise niedrigen Fangraten im oberen Mainsystem als Folge des Junihochwassers 2002 gesehen werden, das zur Ausspülung und zum Verlust vieler Jungfische und Gelege führte. Besonders hohe Mortalitätsraten bei Hochwasser wiesen für Fischlarven in regulierten Flussbereichen ROBINSON et al. (1998) nach.

Die Drift larvaler und juveniler Fische im oberen Main zeigte ein deutliches saisonales und diurnales Muster. Die grenzwertig signifikante Korrelation zwischen Wassertemperatur und Gesamtdrift ($r_s = 0,68$, $p = 0,07$, $N = 55$) bei den fünf häufigsten Arten deutete darauf hin, dass die saisonale Zunahme des Driftaufkommens von einer steigenden Wassertemperatur beeinflusst wurde.

Die Wassertemperatur ist indirekt entscheidend für den saisonalen Driftverlauf bei den Cypriniden, da sie den Beginn der Laichperiode bestimmt (BROWN & ARMSTRONG, 1985). In Gewässern mit durchschnittlich höheren Wassertemperaturen oder in wärmeren Jahren gipfelt die Drift früher im Sommer (JOHNSTON, 1997; PAVLOV, 1994; REICHARD et al., 2002 A). Die erste Driftspitze an der Rodachmündung Mitte Juli bestimmte die Laube. Sie war die häufigste Art in Rodach und Main. Im Main dominierte sie beide Driftspitzen Mitte Juni und Ende Juli. ZITEK et al. (2004 A, 2004 B) stellten im Marchfeldkanal 1996 bei ähnlichen Durchschnittstemperaturen wie im Main (2002: 19°C während der Untersuchungsperiode) ebenfalls einen ersten Drifthöhepunkt durch die Laube Mitte Juni fest. Nachdem die Laube als multipler Sommerlaicher bekannt ist (MACKAY & MANN, 1969; NUNN et al., 2002) und sich die mittleren Wassertemperaturen des Mains und der Rodach nur um 0,5 °C unterschieden (MW Main-Hallstadt 1993–2000: 10,3°C bzw. MW Rodach-Marktzeuln 1993–2000: 9,8°C), erschien es unwahrscheinlich, dass das Temperaturregime der Rodach generell nur eine Driftspitze zuließ. Wahrscheinlicher war, dass der Hochwasserabfluss in den ersten beiden Juniwochen 2002, der gleichzeitig Driftaufnahmen unmöglich machte, zu einer starken Ausdünnung der larvalen und juvenilen Fische geführt hatte (PEARSONS et al., 1992), besonders im hochdynamischen Rodacheinzugsgebiet. Die Hochwasserwerte lagen zwar nur im Bereich eines zweifachen mittleren Jahresabflusses (MQ 1997–2004: 11,1 m³/sec), dennoch konnte davon ausgegangen werden, dass die Strömungsgeschwindigkeiten ausreichten um viele der Jungfische auszuschwemmen. Larvenstadien von Rotaugen und Hasel werden bereits ab einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,2 m/sec fortgespült (MANN & BASS, 1997). In den bevorzugten Habitaten larvaler Rotaugen liegen die Strömungswerte um 75% unter diesen kritischen Wert (LIGHTFOOT & JONES, 1979). Die Verfügbarkeit entsprechender Larvalhabitate, die sich hauptsächlich entlang der Uferlinie befinden und in denen geschützte Bereiche vorhanden sind, meist Deckungsstrukturen, Flachwasserzonen und submerse Makrophyten, war besonders im regulierten Rodachunterlauf eingeschränkt. Entsprechend konnten Bestandsausdünnungen durch das Junihochwasser angenommen werden, obwohl sie mit Daten nicht zu belegen waren. REICHARD et al. (2002) registrierten im Einzugsgebiet der Morava/Tschechien die niedrigsten Driftraten ebenfalls nach einem Sommerhochwasser.

Nachdem sich Schwankungen des hydrologischen Abflussregimes (Hochwasser und Schwallbetrieb) negativ auf die Rekrutierung der Larvalphasen auswirkten und reichstrukturierte Uferbereiche und Refugialräume in zunehmenden Maße zerstört wurden (GERLACH, 1990; SCHADT, 1993; SPEIERL, 2003), kommt den Erhalt bzw. der Neuschaffung dieser Habitatstrukturen für die Rekrutierung der Cypriniden im oberen Mainsystem erhebliche Bedeutung zu.

Im Gegensatz zur Gesamtdrift waren die Zusammenhänge zwischen Driftaufkommen und Gewässertemperatur bei der Ausdrift aus den renaturierten Flussbereichen deutlich signifikant (vgl. 4.4). Die gesamte Ausdrift der fünf Hauptarten und die Ausdriftintensität von Aitel, Laube und Rotauge korrelierten positiv mit steigenden Wassertemperaturen. Dies belegte, dass in den renaturierten Flussbereichen eine temperaturabhängige Entwicklung der Jungfischstadien bis zu ihrem Eintritt in die Drift möglich war. Für die regulierten Flussbereiche wurde dies nicht festgestellt. Möglicherweise unterbinden dort stochastische Störungen, wie starke hydrologische Schwankungen (Junihochwasser 2002, Schwallbetrieb im Rodachunterlauf) und biotische Faktoren, wie etwa erhöhte Prädationsraten entlang wenig strukturierter und deckungsarmer Uferlinien (COPP, 1992 A; PAVLOV, 1994; SCHLOSSER, 1987 B) das Aufkommen und die kontinuierliche Entwicklung der Driftstadien. CARTER & READER (2000) bezeichneten die Driftphase als entscheidende Migrationsphase der 0+Jungfische, um ausgehend von den Laichgebieten geeignete Aufwuchsgebiete zu erreichen. Für die Rekrutierung stellt die Drift einen Engpass im Lebenszyklus der Flussfische dar (REICHARD et al., 2002 A). Die renaturierten Flussbereiche im oberen Mainsystem hatten somit in ihrer Rolle als Aufwuchsgebiete für Jungfische bis zu ihrem Eintritt in die Drift und für die anschließende Besiedlung flussabwärts gelegener Habitate eine entscheidende Funktion. Letzteres belegten die z.T. signifikant höheren Ausdriftraten von Aitel, Barbe, Laube, Rotauge und Zander. Frühe Juvenilstadien des Zanders wurden im renaturierten Mainabschnitt bei Wiesen festgestellt. Dort ist der Kiessee Wiesen an den Main angebunden und höchstwahrscheinlich stammen die juvenilen Zander von einer erfolgreichen Reproduktion im Kiessee. Das Ergebnis belegte die reproduktive Bedeutung angebundener Kiesseen für die Bestände dieses Raubfisches im gesamten Flusssystem (SPEIERL, 2004 A, 2005 B). Einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Wassertemperatur und der Driftintensität der dominanten Fischarten Brachse, Laube, Aitel, Rotauge und *Gobio spec.* wurde auch im österreichischen Marchfeldkanal festgestellt (ZITEK et al., 2004 A). Ein signifikanter Einfluss der Abflussmengen auf den saisonalen Verlauf der Driftintensität konnte nicht belegt werden (REICHARD et al., 2002 A). Im Main zeigte sich dagegen eine deutliche Abhängigkeit der Driftintensität von hydrologischen Faktoren.

Die gesamte Eindrift der dominanten Hauptarten aus den regulierten Mainabschnitten in die renaturierten Flussbereiche wurde von der Abflussrate im Sommer 2002 bestimmt. Die Driftintensität war an den normalen mittleren Sommerabfluss gekoppelt und nahm mit steigenden Abflusswerten zu. Noch deutlicher wurde die Abhängigkeit mit Blick auf die Extremabflüsse. Die gesamte Eindrift war im Gegensatz dazu von den Strömungsgeschwindigkeiten unabhängig.

Bei den Hauptarten nahmen die Eindriftraten von Aitel, Gründling, Laube und Rotauge mit ansteigenden Abflusswerten zu (Normal- und Gesamtabfluss, vgl. Tab. 4.18), mit steigenden Strömungswerten gingen jedoch die Eindriftraten bei Aitel, Laube und Barbe signifikant zurück.

Die gegensätzliche Wirkung der beiden hydrologischen Parameter Abfluss und Strömung auf die Eindriftraten ließ auf mehrere Ursachen schließen. Erhöhte Abflusswerte führten zu einem größeren Wasserkörper im Flusssystem und verringerten dadurch das Prädationsrisiko für die Driftstadien (PAVLOV, 1994). Zusätzlich erhöhte sich der Eintrag driftender Jungfische aus den Zuflüssen, die Eindriftrate stieg insgesamt an (REICHARD et al., 2002 A). Im Gegensatz dazu deutete der Rückgang der Eindriftraten bei steigenden Strömungswerten darauf hin, dass die Jungfische verstärkt Deckungsbereiche und ruhige Wasserzonen aufsuchten (LIGHTFOOT & JONES, 1979; MANN, 1996; MANN & BASS, 1997). GARNER (1999) wies in Strömungsexperimenten für juvenile Aitel nach, dass diese gezielt strömungsarme Bereiche aufsuchen, um nicht ausgeschwemmt zu werden. Möglicherweise wurden auch Jungfische verstärkt aus der Hauptdriftzone entlang der Uferlinie (REICHARD et al., 2002 A) ins Freiwasser gespült und waren durch das Fangdesign nicht mehr nachzuweisen.

Klare Driftmuster ergaben sich bei der Ausdrift. Steigende Abfluss- und Strömungswerte führten im Main zu einer rückläufigen Ausdrift bei Aitel, Laube und allen Hauptarten zusammen. An der Rodach traf dies auf alle Hauptarten zu. Die renaturierten Flussbereiche im oberen Mainsystem waren eindeutige Refugialstandorte für Jungfische und deren Driftstadien. Dies wurde besonders deutlich, wenn ausschließlich die Abhängigkeit der Ein- und Ausdriftintensität von der Abflussrate betrachtet wurde.

Die wiederholten Vorkommen larvaler Entwicklungsstadien in der Drift belegten das mehrmalige Ablachen vier dominanter Fischarten. Ausschließlich beim Rotauge wiesen die Driftergebnisse auf eine relativ fest umgrenzte Laichperiode im Juni hin. Larvalnachweise fehlten im Rodachunterlauf vollständig. Nach MACKAY & MANN (1969) umfasst die Laichzeit der Rotaugen nur 2 – 4 Tage. Entsprechendes bestätigte sich für die Rotaugen im oberen Main, deren Ablachen in der zweiten Junihälfte 2002 stattgefunden haben muss. Aitel und Laube laichten während der gesamten Untersuchungsperiode von Juni bis August mehrmals ab. Barbe und Gründling zeigten ein multiples Laichverhalten bis Anfang Juli. Eine Abgabe des Laichs in mehreren Portionen, bzw. eine verlängerte Laichperiode sind für Aitel, Laube, Gründling (MACKAY & MANN, 1969; NUNN et al., 2002; PROKES & PENAZ, 1979; ZITEK et al., 2004 A, 2004 B) und Barbe (ZITEK et al., 2004 A, 2004 B) beschrieben. Der Aitel ist als Portionslaicher bekannt, der saisonal bis zu drei Laichgeschäfte durchführen kann (LIBOSVARSKY, 1979; ZITEK et al., 2004 B). Die driftenden Larvalstadien im oberen Main bestätigten ein zweimaliges Ablachen des Aitels.

Laube (MACKAY & MANN, 1969; NUNN et al., 2002) und Gründling (NUNN et al., 2002; PROKES & PENAZ, 1979) verfolgen ebenfalls die Strategie des mehrmaligen Abbläichens. Während die Driftdaten für die Laube ein Abbläichen Mitte Juni und Ende Juli bestätigten, ließen sie beim Gründling nur ein Laichgeschäft Ende Juni erkennen. Für Gründlinge wiesen PROKES & PENÁZ (1978) bis zu vier Laichgeschäfte während eines Sommers nach. Nachdem die Driftraten des Gründlings zudem vergleichsweise hoch waren (JURAJDA, 1998; REICHARD et al., 2002 A), konnten die Vermutungen mehreren Autoren widerlegt werden, dass benthosorientierte Fische Drift vermeiden, bzw. psammophile Arten dazu nicht in der Lage wären (BARDONNET, 2001; PAVLOV, 1994). Wahrscheinlicher war, dass aufgrund der hohen Wassertemperaturen die Gründlinge ihr Laichgeschäft bereits Ende Mai bzw. Anfang Juni durchgeführt hatten (HERZIG & WINKLER, 1985; SCHADT, 1993), die meisten Gelege in den sandigen Substratbänken aber dem Junihochwasser 2002 zum Opfer fielen. Generell werden die höchsten Ausfallraten während der Ei- und Embryonalphase auf Substratveränderungen zurückgeführt (MILLS, 1981). Im oberen Main wurden durch das Junihochwasser 2002 deutliche Veränderungen der Substratzusammensetzung und Gewässersohle beobachtet (SPEIERL, 2003).

Für die Kleinfischarten Gründling und Laube ist die Fähigkeit zum mehrmaligen Abbläichen wahrscheinlich eine Konsequenz ihrer geringen Körpergröße, die den Gelegeumfang niedrig hält (COWX, 2001). Die geringen Eizahlen werden durch mehrmaliges Abbläichen kompensiert (KEAST & EADIE, 1984). Das Beispiel des Gründlings zeigte, dass die Fähigkeit zum mehrmaligen Abbläichen eine geeignete Strategie sein kann, sich unter den instabilen Reproduktionsbedingungen dynamischer Gewässersysteme optimal fortzupflanzen (HUMPHRIES et al., 2002).

Ablauf und Intensität von Fischwanderungen werden generell vom Abfluss, der Wassertemperatur und der Helligkeit beeinflusst (NORTHCOTE, 1984). Zwischenjährige Änderungen haben ihre Ursache in veränderten Abflussbedingungen und Temperaturentwicklungen (JONSSON, 1991). Der saisonale Verlauf der Drift wird vom Einsetzen der Laichperiode bestimmt (BROWN & ARMSTRONG, 1985), die tageszeitliche Periodik wird v.a. durch die Lichtverhältnisse gesteuert (GALE & MOHR, 1978; JURAJDA, 1998; PENÁZ et al., 1992; PERSAT & OLIVIER, 1995; ZITEK et al., 2004 A, 2004 B). Die hohen Driftraten während der Dunkelheit werden mit dem Verlust der optischen Orientierung begründet (PAVLOV, 1994) oder als mechanistisches Verhalten beschrieben (REICHARD et al., 2002 B). Auch die negative Phototaxis der Larvalstadien einiger Arten führt zu einem diurnalen Verteilungsmuster der Drift (BROWN & ARMSTRONG, 1985). Eine Änderung oder das komplette Fehlen einer tageszeitlichen Periodik wurde nur in wenigen Studien beschrieben.

Ursachen dafür waren eine äußerst geringe Sichttiefe (PAVLOV, 1994), bedingt z.T. durch starken Regen (HARVEY, 1987), Turbulenzen (PAVLOV, 1994), das Auftreten von Prädatoren (LEGKIY & POPOVA, 1984) und trophische Faktoren (PAVLOV et al., 2001), die zu höheren Driftraten bei Tageslicht führten.

Die Drift im oberen Mainsystem zeigte über den ganzen Sommer ein klares tageszeitliches Muster. Sie fand schwerpunktmäßig während der Dämmerung und in der Nacht statt, wie auch in vielen anderen Driftstudien (GALE & MOHR, 1978; HARVEY, 1987; JURAJDA, 1998; PENÁZ et al., 1992; REICHARD et al., 2002 A, 2002 B; WINNELL & JUDE, 1991; ZITEK et al., 2004 A, 2004 B). Bei der Ein- und Ausdrift fielen unter normalen Abflussbedingungen die höchsten Driftraten während der Dämmerungs- und Nachtphase jeweils mit den saisonalen Driftspitzen zusammen. Am Main erreichte die Drift Ende Juni ihren Höhepunkt, an der Rodach Mitte Juli. Die nächtliche Driftspitze bei der Eindrift am Main (Flussrenaturierung Kemmern) in der ersten Augustwoche 2002 wurde aufgrund des Zusammenfallens mit einer erhöhten Abflussschwelle als „Hochwasserkatastrophe“ gewertet.

An der Rodachmündung drifteten während der Nacht Larven und Juvenile zu 90 % aus den regulierten Flussstrecken in die renaturierten Flussbereiche, am Main waren es 80 %. Alle nachgewiesenen Arten nutzten für die Eindrift mehrheitlich die Dunkelphase. Aufgrund dieser Tatsache und aus dem grenzwertig signifikanten Regressionsmodell, nach dem tagsüber in den regulierten Flussbereichen die Driftintensität der Hauptarten mit abnehmender Sichttiefe anstieg, konnte auf eine Strategie zur Präventionsvermeidung geschlossen werden (LEGKIY & POPOVA, 1984). In den regulierten Flussbereichen waren die Driftstadien aufgrund der äußerst monotonen und strukturarmen Driftzone entlang der Uferlinie (PENÁZ et al., 1992; REICHARD et al., 2002 A) besonders anfällig für Prädation. Im Vergleich mit anderen Studien waren für die Ein- und Ausdrift sowohl die Tag – Nacht Verhältnisse (PENÁZ et al., 1992) als auch die Verhältnisse zwischen Tag und Dämmerung (JURAJDA, 1998) stärker zu den Dunkelphasen hin verschoben. Die Ausdrift umfasste zu 95% die Dämmerungs- und Nachtzeiten. An der Rodachmündung nutzten die Driftstadien vorrangig die Dämmerungsphasen (60%), am Main verteilte sich die Ausdrift gleichmäßig auf Dämmerung und Nacht.

Das relative Driftaufkommen bei der Eindrift im Main und an der Rodachmündung unterschied sich signifikant zwischen Tag und Nacht, sowie zwischen Dämmerung und Nacht. Bei der Ausdrift gab es signifikante Unterschiede zwischen Tag und Nacht bzw. zwischen Tag und Dämmerung. Die Eindrift beschränkte sich vorrangig auf die Nachtphase, während die larvalen und juvenilen Fische bei der Ausdrift zusätzlich zur Dunkelheit die Dämmerungsphasen nutzten. Dadurch verlängerten die Driftstadien ihr Zeitfenster, um sich im Flusssystem auszubreiten.

Diese Beobachtung ließ zwei Interpretationen zu: einerseits konnten die Driftstadien durch die zeitliche Dehnung der Abdriftphase das Prädationsrisiko minimieren, denn die starken Bestände der visuell agierenden Raubfische Aitel und Flussbarsch (vgl. 4.2.2) stellten besonders im Main eine starke Bedrohung für die Driftstadien dar. Andererseits konnte dieses Verhalten als Reaktion auf einen starken Prädationsdruck durch fakultativ piscivore Fische jüngerer Altersklassen entstanden sein. COPP & JURAIDA (1999) zeigten, dass die Jagdaktivität v.a. des Flussbarsches dazu führte, dass sich Jungfische während der Nacht entlang des Ufers konzentrierten, wo sie wiederum Fischlarven und frühe Juvenilstadien bedrohten (COPP et al., 2002). Folglich führte Prädation und/oder Kannibalismus dazu, dass die Larval- und Juvenilstadien zu den Dunkelphasen in die Strömung zogen (COPP et al., 2002). Im oberen Main führte der starke Prädationsdruck dazu, dass die Laube hauptsächlich in der Nacht driftete, während sie bei PENÁZ et al. (1992) in der Rhône als vorrangig tagaktiver Drifter eingeordnet wurde. Aitel und Barbe waren wie bei PENÁZ et al. (1992) nachtaktiv. Generell scheint die Drift eine flexible Ausbreitungsstrategie zu sein, die je nach Gewässersystem variieren kann.

Die Tatsache, dass ausdriftende Jungfische vorrangig die Dämmerung und Dunkelheit nutzten, belegte eine weitere wichtige Funktion der renaturierten Flussbereiche. Durch die verlängerte Driftphase und die höheren Driftraten war das Erreichen und Besiedeln flussabwärts gelegener Habitats wahrscheinlicher.

Der Auslöser für die verlängerte Ausdriftphase an den Renaturierungsstellen blieb unklar. Trotz einer signifikant niedrigeren Sichttiefe ($U = 412,0$; $p < 0,05$) an den Spiegelnetzen der renaturierten Flussbereiche (Abb. 5.13) zeigten tagesperiodische Analysen dieser Umweltvariablen keine eindeutigen Zusammenhänge mit der Ausdrift. Es verringerte sich generell die Driftintensität der Lauben bei zunehmender Sichttiefe. Wie problematisch es ist, Driftergebnisse in Zusammenhang mit Umweltvariablen zu bringen, erwähnte bereits JURAIDA (1998): "This suggests that water transparency alone does not play a crucial role".

Neuere Studien deuten verstärkt darauf hin, dass biotische Faktoren die Drift entscheidend beeinflussen (PAVLOV et al., 2001; REICHARD et al., 2002 A). REICHARD et al. (2002 A) zeigten, dass die dominanten Arten der Jungfischgemeinschaften in den Aufwuchsgebieten auch die Driftaufkommen bestimmten. Die sommerlichen Jungfischerhebungen 2002 belegten für die renaturierten Flussbereiche bei Aitel, Barbe und Gründling relative Bestandsdichten, die mindestens 60 % über den Beständen der regulierten Flussstrecken lagen. Es schien möglich, dass die höheren Jungfischdichten in den renaturierten Flussbereichen zu stärkeren Driftraten und längeren diurnalen Driftphasen führten, um intra- und interspezifische Konkurrenzeffekte zu kompensieren. VILIZZI (2002) und VILIZZI & COPP (2001) beobachteten bereits bei larvalen Barben eine dichteabhängige Regulation der Bestände.

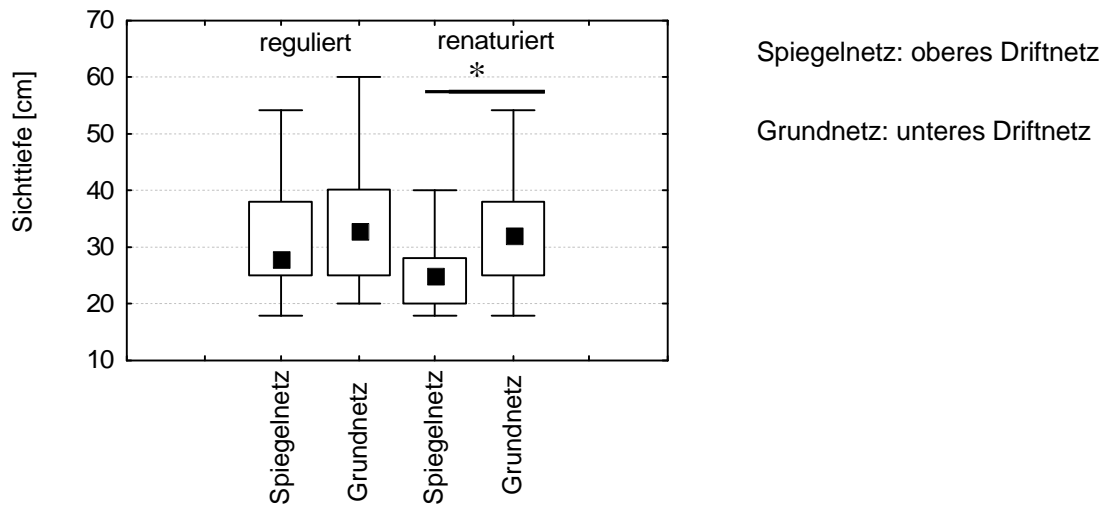


Abb. 5.13: Die Sichttiefen (Median, 25 – 75% Perzentile, Minima und Maxima) an den unterschiedlichen Driftnetzen in den regulierten und renaturierten Flussbereichen des oberen Mainsystems. Die Sichttiefe an den Spiegelnetzen an den renaturierten Fangstationen war signifikant niedriger (Mann-Whitney U-Test; $p < 0,05$).

Die tageszeitliche Periodik des Driftverhaltens kann die vertikale Verteilung der Driftstadien im Gewässer bestimmen. In einigen Studien drifteten Jungfische am Tag stärker entlang der Sohle, während sie nachts häufiger an der Gewässeroberfläche waren (BROWN & ARMSTRONG, 1985; GALE & MOHR, 1978; PAVLOV et al., 1978; PENÁZ et al., 1992). Dieses Verhalten reduziert die Gefahr durch visuell agierende Prädatoren (MUTH & SCHMULBACH, 1984). Hingegen fanden CARTER et. al (1986) keine vertikale Zonierung der Jungfischdrift und die Untersuchung von CLIFFORD (1972) zeigte, dass die vertikale Zonierung der Drift bei einer Fischart von der Größe abhängig sein kann. Kleine Catostomidae (< 12 mm) zeigten keine vertikale Präferenz, größere Individuen (17-23 mm) drifteten jedoch vorrangig entlang der Oberfläche. Anhand ähnlicher Beobachtungen entwickelte PAVLOV (1994) sein Konzept einer aktiven und passiven Drift, nach der größere Individuen einer Art häufiger drifteten, während die kleinere Größenklassen vorzugsweise an geschützten Uferlinien bleiben. Bei juvenilen Rotaugen fanden PAVLOV et al. (2001) dieses Konzept bestätigt. Während der juvenilen Entwicklungsphase bildeten sich zwei phänotypisch verschiedene Gruppen heraus: driftende Individuen und solche, die Drift vermieden. Die driftenden Rotaugen waren im Vergleich zu den Nicht-Driftern größer. Dieser Größenunterschied verlor sich nach Abschluss der Driftphase. Die Ausbildung phänotypischer Gruppen mit unterschiedlichem Driftverhalten wurde als ESS (environmental stable strategy, BEGON et al., 1996) angesehen, auf deren Basis die Überlebenswahrscheinlichkeit in dynamischen Lebensräumen mit hoher Störfrequenz gesichert werden kann.

In den regulierten Flussstrecken am oberen Main wurden driftende Aitel signifikant häufiger in den sohlenahen Grundnetzen nachgewiesen. Nachdem die Drift fast ausschließlich während der Nacht oder in den Dämmerungsphasen (96%) stattfand, zeigte sich keine typische tagesperiodische Vertikalverteilung. Gleiches galt für Barbe, Gründling und Laube, die im Main ausschließlich sohlenah aus den regulierten Flussbereichen ausdrifteten. Eine sohlenah Drift schien für diese Arten im oberen Mainsystem generell günstiger zu sein. Aufgrund der schlechteren Sichtbedingungen waren die Driftstadien für Prädatoren schwerer zu erkennen und driftende Jungfische waren Deckungsstrukturen am Gewässergrund näher. Die Fangergebnisse der Laube bei Schönbrunn untermauerten CLIFFORDS (1972) Beobachtungen einer artspezifischen, größenabhängigen Vertikalzonierung der Drift: signifikant kleinere Individuen (< 15 mm) drifteten am Gewässergrund aus dem renaturierten Flussbereich ab, größere Individuen (> 16 mm) fanden sich in der oberflächennahen Drift. Das gleiche Muster zeigten eindriftende Gründlinge (sohlenah: < 13 mm, oberflächennah: > 19 mm).

Nachdem die Schwimmfähigkeit eine Funktion der Körperlänge ist und entsprechend dieser zunimmt (FLORE & KECKEIS, 1998; GARNER, 1999; LIGHTFOOT & JONES, 1979; MANN & BASS, 1997; STAHLBERG & PECKMANN, 1987), können kleinere Individuen nur bei einer sohlenahen Drift Deckungsstrukturen am Gewässergrund angemessen erreichen. Die oberflächennahe Drift der größeren Lauben und Gründling entsprach generell dem Konzept der größenabhängigen aktiven und passiven Drift nach PAVLOV et al. (2001). Dies bestätigten auch die signifikant zunehmenden Totallängen von Aitel, Barbe, Laube und Rotaugen bei steigenden Abflusswerten bzw. abnehmender Sichttiefe. Die Entwicklung der Totallängen im Zusammenhang mit der Abflusssituation beantwortete jedoch nicht die Frage nach dem auslösenden Mechanismus der Drift. Zu einer passiven Verdriftung bzw. Ausschwemmung würde es kommen, wenn gegen die Kraft steigender Abflüsse eine zunehmende Anzahl größerer Larval- bzw. Juvenilstadien nicht mehr anschwimmen kann (displacement velocity: LIGHTFOOT & JONES, 1979; MANN & BASS, 1997). Andererseits wäre denkbar, dass größere Jungfischstadien erhöhte Abflussraten, in denen sie noch schwimmfähig sind, gezielt nutzen (PAVLOV, 1994). Ein aktiv gesteuertes Driftverhalten würde es ihnen während der Drift ermöglichen, mit einem gezielten Fluchtverhalten auf die Attacken von Prädatoren zu reagieren.

Neben der vertikalen Größenverteilung in der Drift bestanden im Main auch Größenunterschiede zwischen driftenden Individuen der regulierten und renaturierten Flussbereiche. In den renaturierten Flussbereichen wiesen die Driftstadien der Laube Ende Juni, Mitte Juli und Anfang August gegenüber den regulierten Bereichen größere mittlere Totallängen auf. Beim Rotaugen war dies Ende Juni und Anfang August der Fall.

Aufgrund des wiederholten Ablaichens der Laube korrespondierten die Längendifferenzen bei der Laube mit dem Auftreten unterschiedlicher Entwicklungsstadien (ZITEK et al., 2004 A, 2004 B). Im Gegensatz dazu konnten die Längenunterschiede beim Rotauge in Zusammenhang mit den Habitatbedingungen gestellt werden. Wie die größeren mittleren Totallängen belegten, waren die Wuchsbedingungen in den renaturierten Flussbereichen günstiger für die Driftstadien. Bei Eintritt in die Drift war dies für die Rotaugen aus den renaturierten Flussbereichen von Vorteil, da ihre Schwimmfähigkeit weiter entwickelt war und somit auch ihre Reaktionsfähigkeit auf Prädatoren. Nachdem in der Ein- und Ausdrift der Anteil an driftenden Rotaugen hoch war, konnte angenommen werden, dass es sich um die beschriebenen phänotypischen Driftstadien handelte (PAVLOV et al., 2001). Wie REICHARD et al. (2002 A) zeigten, können sich die Zusammensetzungen der Jungfischgemeinschaften in den Aufwuchsgebieten während der Saison ändern. Nachdem die Driftphase bei Jungfischen in der Regel aber nur ein enges Zeitfenster umfasst (PAVLOV, 1994), schien es nicht wahrscheinlich, dass aktiv eindriftende Jungfische in den renaturierten Flussbereichen schneller wachsen und sich ein weiteres Mal aktiv in die Drift begeben. Dies wäre jedoch bei passiv eingedrfteten Jungfischstadien, die ihre aktive Driftphase noch vor sich haben, denkbar. Für diese Jungfische würden renaturierte Flussbereiche als Refugialstandorte und anschließend als günstige Aufwuchsgebiete fungieren. Damit kam den renaturierten Flussbereichen im oberen Mainsystem eine weitere wichtige Funktion für die Rekrutierung der Fischbestände zu.

Die deutliche Längendifferenz zwischen ein- und ausdriftenden Barben im Main bei Kemmern wurde in Verbindung mit der sommerlichen Hochwasserwelle gebracht. Die ermittelten Längensklassen der eindriftenden Barben (vgl. Tab. 4.16) lagen jenseits der hauptsächlichen Driftgröße von 14 mm (COPP et al., 2002). Juvenile Barben orientieren sich bereits früh an lotischen Flussstrukturen (FREYHOF, 1996, 1998; SPEIERL, 2000, 2003). Für die vorgefundenen Größenklassen wurde überwiegende eine Strömungspräferenz ermittelt, die bei 0,6–0,8 m/sec lag (FREYHOF, 1996, 1998).

Während der Hochwasserwelle lagen die Strömungswerte entlang der Uferlinie über diesen Werten. Demnach war eine passive Eindrift wahrscheinlich. Atypisch war zusätzlich für die Barbe eine im Vergleich zur Ausdrift deutlich erhöhte Eindriftrate. Insgesamt legte dies nahe, dass die Flussrenaturierung Kemmern von der Barbe als Refugialstandort während einer sommerlichen Hochwasserwelle genutzt wurde. Gleichzeitig verdeutlichten die Auswirkungen des Hochwassers auf die strömungsliebende Barbe, welchen Effekt Hochwasserwellen generell auf die Jungfischfauna haben können.

Driften ist eine riskante Form der Migration (HUTHA et al., 2000) und kann zu einer hohen Mortalität führen (MION et al., 1998; ROBINSON et al., 1998). Die verhaltensökologische Variabilität und gewässerspezifische Strukturierung der Drift dient dazu, die Mortalität gering zu halten. Beim Driften unter schlechten Licht- und Sichtbedingungen wird versucht, visuell agierenden Prädatoren zu entgehen (MUTH & SCHMULBACH, 1984, HARVEY, 1991). HUTHA et al. (2000) zeigten, dass die nächtliche Drift und spezifische Prädatorenvermeidungsstrategien von Invertebraten in Fließgewässern durch den Fraßdruck von Fischen entstanden. Für die Bachforelle belegten SMITH et al. (2004) einen stark abfallenden Jagderfolg bei zunehmender Trübung des Gewässers. Über den Anteil des Fischbestandes der Cypriniden, die ein Driftverhalten zeigen, ist genauso wenig bekannt, wie über die Auswirkung der Drift auf die Populationsdynamik generell (REICHARD et al., 2002 A). Im Main hatten die Entfernungen zwischen den einzelnen renaturierten Flussstrecken keinen Einfluss auf die Driftraten des gesamten Jungfischaufkommens. Jedoch zeigte die Barbe in Flussabschnitten mit näher zueinander liegenden Renaturierungsbereichen eine grenzwertig signifikante Zunahme der Driftrate ($r_s = 0,41$; $p = 0,06$, $N = 21$). Unter den fünf dominanten Arten der Drift hatte die Barbe den spezialisiertesten Laich- und Jungfischanspruch (GRANDMOTTET, 1983; MANN, 1996). Nachdem die Renaturierungsbereiche zusätzlich eine Vielfalt an hochwertigen Jungfischhabitaten boten, profitierten die Driftstadien der Barbe, wenn diese ohne lange Driftphase und mit geringem Prädationsrisiko zu erreichen waren. Da die Drift ein Engpass im Lebenszyklus der Flussfische darstellt (REICHARD et al., 2002 A), verbesserte sich dadurch im oberen Mainsystem die Rekrutierungssituation dieser bedrohten Fischart.

5.9 Diurnale und saisonale Kurzdistanzwanderungen zwischen dem Main und der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb

An der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb wurden von April bis November 2003 umfangreiche Kurzdistanzwanderungen zwischen dem Main und dem Seitengewässer festgestellt. Höhepunkte waren die Laichzeit im Frühjahr und die zum Oktober einsetzenden Winterwanderungen. Die Wanderbewegungen wurden im Frühjahr und Frühsommer von Laichfischen dominiert, die Winterwanderungen bestimmten vorrangig Jungfische. Es überwogen potamodrome Kurzdistanzwanderer mit indifferentem Laichanspruch bzw. obligate Pflanzenlaicher. Artenspektrum (15 Arten) und Charakteristik glichen den Ergebnissen von HOHAUSOVÁ et al. (2003), die von April bis Juni 1997 Kurzdistanzwanderungen von 14 Fischarten zwischen der Morava/Tschechien und einem renaturierten Altwasser erfassten. Umfangreichere Artenspektren mit deutlich über 20 Arten wurden hingegen am Niederrhein festgestellt (GRIFT, 2001; MOLLS, 1997, 1998 A, 1998 B, 1999).

Seitengewässer und Nebenarme sind in Fließgewässern wichtige Reproduktionsgebiete für Fische (BOUVET et al., 1985, AMOROS & ROUX, 1988; GRIFT, 2001; MOLLS, 1997, 1998 A, 1999). Die hydrologischen und hydromorphologischen Bedingungen in diesen Fließgewässerstrukturen fördern das Aufkommen submerser Makrophyten und die Ausbildung flachauslaufender, vegetationsbestandener Überflutungsflächen. Besonders die spezialisierten phytophilien Arten wie Hecht, Schleie und Rotfeder finden dort geeignete Laichbedingungen (COPP & MANN, 1993; CRAIG, 1996; GRIMM & KLINGE, 1996; SPEIERL, 2005 A). Die Aufwuchsbedingungen für Jungfische sind in diesen Gewässerbereichen generell günstig (COPP, 1997; LANGLER & SMITH, 2001). Neben der Altwasseranbindung bei Trieb (Fkm. 436,3) besaßen weitere Seitengewässer im oberen Mainsystem günstige Habitatausstattungen (SPEIERL, 2004 A, 2005 A). Dies traf auf angebundene Kiesseen mit einer abwechslungsreich gestalteten Übergangszone (z.B. Dornwiesensee Fkm. 407,7) und auf neu angelegte Seitengewässer zu (z.B. Streitanger Fkm. 404,5), wie sie im Rahmen der Mainrenaturierung entstanden sind.

Alle nachgewiesenen Hauptarten, dies waren Laube, Rotaue, Flussbarsch, Kaulbarsch und Brachse, sowie die drei phytophilien Arten Hecht, Schleie und Rotfeder laichten in der Altwasser-Kiesseeanbindung. Die sieben Arten Brachse, Flussbarsch, Kaulbarsch, Laube, Rotaue, Rotfeder und Schleie dominierten mit 94% das Laichfischaufkommen. Bei diesen Arten wanderten die laichbereiten Fische mehrheitlich vom Fluss in das Seitengewässer (71 %). Trotz signifikant höherer Wassertemperaturen in der Altwasser-Kiesseeanbindung zu Beginn der Laichzeit schien dies nicht der Auslöser für das Einwandern der Laichfische zu sein. Zwar sind viele Jungcypriniden in ihrer Entwicklung von der Wassertemperatur abhängig (HERZIG & WINKLER, 1985), doch scheinen weitere Parameter, etwa die Sauerstoffsättigung (JOBLING, 1995) oder der Wasserstand (KESTEMONT et al., 1999), einen Einfluss auf die Auswahl der Laichgebiete zu haben. Mit steigendem Wasserstand nimmt die Verfügbarkeit von Laichzonen im Überflutungsbereich zu. Zum höchsten Wasserstand in der Altwasser-Kiesseeanbindung Mitte Mai 2003 wanderten auch die meisten Laichfische von Brachse, Rotaue und Kaulbarsch ein. Generell bestätigte die wasserchemische Analyse an der Anbindung zum Main die Ergebnisse von POLSTER (1999). Diese zeigte, dass angebundene Seitengewässer in ihrer gesamten Wassercharakteristik kaum vom Main beeinflusst werden.

Während der gesamten erfassten Laichsaison war die Einwanderungsrate bei den Laichfischen signifikant größer als die Auswanderungsrate. Saisonal erreichte die Laichfischwanderungen Anfang Mai ihren Höhepunkt. Der Zeitraum von Ende April bis Mitte Mai war die Hauptlaichzeit der Cypriniden. Aufgrund der Freilandbedingungen konnten keine Daten vor Mitte April 2003 erhoben werden.

HLADIK & KUBECKA (2003) erfassten jedoch einen entsprechenden saisonalen Höhepunkt des Laichaufkommens der Cypriniden im Mündungsbereich des Hauptzuflusses am Rímov Speichersee/Tschechien. Aufgrund dreijähriger Erhebungen charakterisierten sie den Zeitraum von Anfang März bis Mitte April als Laichzeit des Rapfens. Am Main ergab sich beim Rapfen nur ein Einzelnachweis Ende April, ebenso wie bei den weiteren rheophilen Arten Aitel und Nerfling. Für diese rheophilen Arten war die Laichplatzsituation im Altwasserübergang bzw. Kiessee ungeeignet (SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992). Im anschließenden Zeitraum von Mitte bis Ende April, der sog. „prespawning phase“ nach HLADIK & KUBECKA (2003) waren hauptsächlich Milchner nachzuweisen, während die weiblichen Rogner später zuwanderten. Die Milchner waren bereits streichfähig, die Rogner gaben noch keine Eier ab. Im oberen Main konnten die beiden Fangtage im April zur „prespawning phase“ gerechnet werden. Bei den einwandernden Laichfischen dominierten zu dieser Zeit die Milchner (69 %), zur Hauptlaichzeit ab Ende April waren es die weiblichen Laichfische (59%). Für die im Durchschnitt kleineren Milchner ist es günstig, früh an den Laichplätzen einzutreffen, um möglichst oft am Laichgeschehen teilnehmen zu können. Im Gegensatz dazu ist es für die größeren Rogner von Vorteil, spät zu den Laichplätzen zu kommen, um aus einem möglichst großen Angebot an männlichen Geschlechtspartnern wählen zu können (BARAS, 1994). Die während der Laichzeit signifikant zunehmenden Totallängen bei Rotaugen und Kaulbarsch unterstrichen diese verhaltensökologische Steuerung der Zuwanderung an die Laichplätze und korrespondierten mit einer entsprechenden Verschiebung der Geschlechterverhältnisse.

Über die Hauptlaichzeit hinaus prägten nach HLADIK & KUBECKA (2003) in der sog. „spawning phase“ bis Ende Juni die multipel laichenden Fischarten das Laichfischaufkommen, bevor ab Juli die Laichwanderungen zu Ende gehen bzw. von diurnalen Wanderbewegungen überlagert werden. Während dieser Zeit zeigten am oberen Main abwandernde Laichfische von Laube, Rotaugen und Brachse noch deutliche Laichzeichnungen. Die Laube ist als multipler Laichfisch bekannt (MACKAY & MANN, 1969; NUNN et al., 2002). Zur Brachse gibt es unterschiedliche Angaben. WHELAN (1983) beschrieb das Ablachen der Brachse im Flusssystem des River Suck/Irland in einem eng umschriebenen Flussbereich, während bei HLADIK & KUBECKA (2003) die Brachsen im Zufluss des Rímov Stausees sukzessive alle tieferen Ruhigwasserzonen nutzten und somit mehrmals laichten. Auslöser für das plastische Laichverhalten schien das Angebot geeigneter Laichplätze zu sein. Die hohe Rate abwandernder Laichfische in den Main (37,5%) ließ bei der Brachse den Schluss zu, dass zwischen Rodachmündung und Wehr Michelau (Fkm. 435,9) weitere Gewässerbereiche als Laichgebiet geeignet waren: eine Kiesseeanbindung sowie zwei Altwässer zwischen Fkm. 437,0 bis 435,0 stellten weitere potenzielle Laichgebiete dar (SPEIERL, 2005 A). Sie lagen in unmittelbarer Nähe zur Kiesseeanbindung Trieb.

Für ein mehrfaches Abbläichen der Brachse sprach zudem, dass die abwandernden Laichfische signifikant größer waren als die einwandernden Individuen. Abwandernde Laichfische besaßen somit entsprechend mehr Geschlechtsprodukte bzw. Energiereserven, um an weiteren Stellen abzulaichen.

Im Gegensatz zu Laube und Brachse ist die Laichzeit beim Rotauge eng umgrenzt (MACKAY & MANN, 1969). Zur Fortpflanzung werden gezielt ausgewählte Laichgründe aufgesucht, die bis zu 30 km flussaufwärts liegen können (KESTEMONT et al., 1999). Ausgelöst werden die Laichzüge durch steigende Frühjahrsabflüsse (KESTEMONT et al., 1999; LUCAS & BARAS, 2001), wie es für potamodrome Wanderfische die Regel ist (JUNGWIRTH et al., 2003). Dieses Wanderverhalten zeigten die Rotaugen zur Laichsaison im Main: die Zahl der ins Seitengewässer einwandernden Rotaugen korrelierte signifikant mit steigenden Abflusswerten. MOLLS (1998, 1999) und GRIFT et al. (2003) dokumentierten für Rotauge, Brachse und Güster vorrangig das Einwandern von Laichfischen in Seitengewässer des Niederrheins. Im Gegensatz dazu zogen in der tschechischen Morava Laichfische von Aitel, Laube, Rotauge und Rotfeder überwiegend aus einem renaturierten Altarm in den Hauptstrom (HOHAUSOVÁ et al., 2003). Auslöser für die Abwanderung aus dem günstigen Laichgewässer war der hohe Prädationsdruck durch den Hecht (HOHAUSOVÁ, 2000). Externe Faktoren, wie etwa Prädation, konnten demnach die Abwanderung laichbereiter Rotaugen in den Main verantwortet haben. Generell war anzunehmen, dass in den Fluss abwandernde Laichfische weitere Laichmöglichkeiten suchten (HOHAUSOVÁ et al., 2003). Dies traf vorrangig für die Arten mit protrahiertem Laichgeschäft zu. Prinzipiell ist es für Milchner von Vorteil, Laichschwärme in unterschiedlichen Laichgebieten aufzusuchen, um auf diese Art und Weise ihr Fortpflanzungsrisiko in einem hochdynamischen und heterogenen Lebensraum zu verringern. Dies zeigte sich auch bei Trieb: die Abwanderung in den Fluss dominierten zur Laichsaison Milchner (60 %) und belegten auch für diesen Mainabschnitt einen hohen Austausch bei der Nutzung der Laichgebiete.

Neben den ubiquitären Cyprinidenarten war die Fluss-Kiesseeanbindung besonders für die phytophilien Arten Schleie und Rotfeder wertvoll. Bei beiden Arten lag der Anteil einwandernder Laichfische signifikant über den der Abwanderer. Aufgrund der frühen Laichzeit des phytophilien Hechts, am oberen Main zwischen Februar und Ende März (SCHADT, 1995), konnten keine Laichfische in den Trappnetzen direkt nachgewiesen werden. Beobachtungen des Laichgeschäfts (SPEIERL, 2005 A) sowie die Gelege- und Jungfischnachweise bestätigten die reproduktive Nutzung des Seitengewässers.

Zusammen mit den Cypriniden bestimmten die Perciden den Zug der Laichfische in das Seitengewässer. Der phyto-lithophile Kaulbarsch stellte während der „prespawning phase“ und der eigentlichen Laichperiode zwischen Mitte April und Mitte Mai den höchsten Anteil an einwandernden Laichfischen (75%).

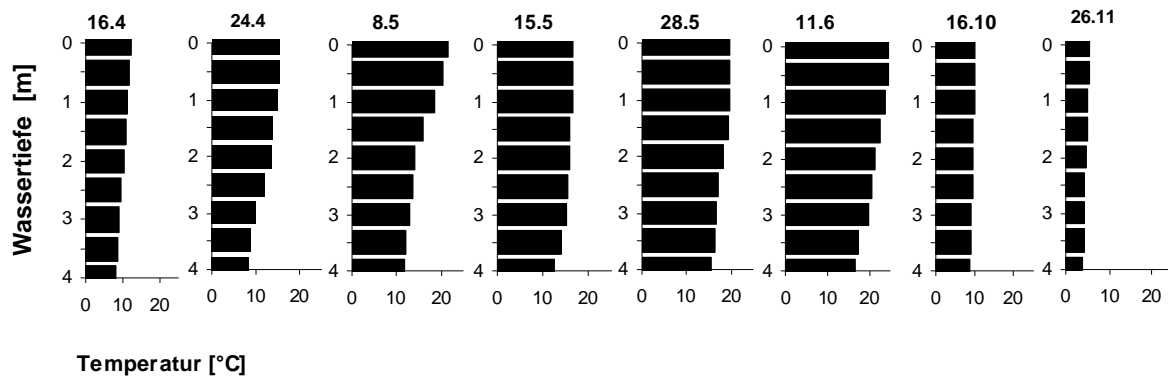


Abb. 5.14: Wassertemperaturen der verschiedenen Tiefenzonen im Kieselsee Trieb an den jeweiligen Fangtagen von April bis November 2003 (Messungen an der Oberfläche und in Tiefenschritten von jeweils 0,5 m).

Der Anteil an Laichfischen bei den einwandernden Flussbarschen war im Gegensatz dazu gering, auch im Vergleich mit anderen Flusssystemen (HOHAUSOVÁ et al., 2003). Die Hauptlaichzeit des Flussbarsches fällt zwischen Mitte und Ende April in die „prespawning phase“ der Cypriniden (HLADIK & KUBECKA, 2003). Die optimalen Laichtemperaturen liegen zwischen 8-12 °C (KUBECKA, 1992). Bereits am ersten Fangtag Mitte April waren die mittleren Wassertemperaturen im Main (Tiefentransekt) und in der Altwasser-Kieselseeanbindung mit 12 °C am oberen Ende des artspezifischen Optimalbereichs. Mit großer Wahrscheinlichkeit hatten die Flussbarsche im klimatisch günstigen Jahr 2003 früher das Ablachen begonnen. Ab der zweiten Aprilhälfte bis Anfang Mai waren die Temperaturbedingungen nur noch in den tiefen Zonen des angebundenen Kieselsees optimal zum ablaichen (Abb. 5.14). Die wenigen Nachweise laichbereiter Flussbarsche während dieser Zeit waren als gerichtete Laichwanderungen in tiefe Seitengewässer mit günstigen Temperaturbedingungen einzustufen.

Der Rückgang der Wanderaktivität bei den meisten nachgewiesenen Fischarten ab Juni 2003 hing mit dem Ende der Laichzeit und den aufgebrauchten Energiereserven zusammen (LUCAS & BARAS, 2001). Trotz rückläufiger Wasserstände wanderten bis zum Trockenfallen der Anbindung im Juli 2003 Fische in das Seitengewässer ein. Veränderungen bei den Wasserständen ermöglichen oder beschränken für Fische die laterale Zugänglichkeit von Seitengewässern (HOLCIK & BASTL, 1976).

Temperatur, Lichtstärke und Strömung sind die wichtigsten externen Faktoren, die das Verhalten von Fischen beeinflussen (THORPE, 1978). Saisonales Wanderverhalten ist stärker mit der Temperatur verknüpft, Tagesbewegungen werden von der Lichtstärke geprägt (PRIGNON et al., 1998).

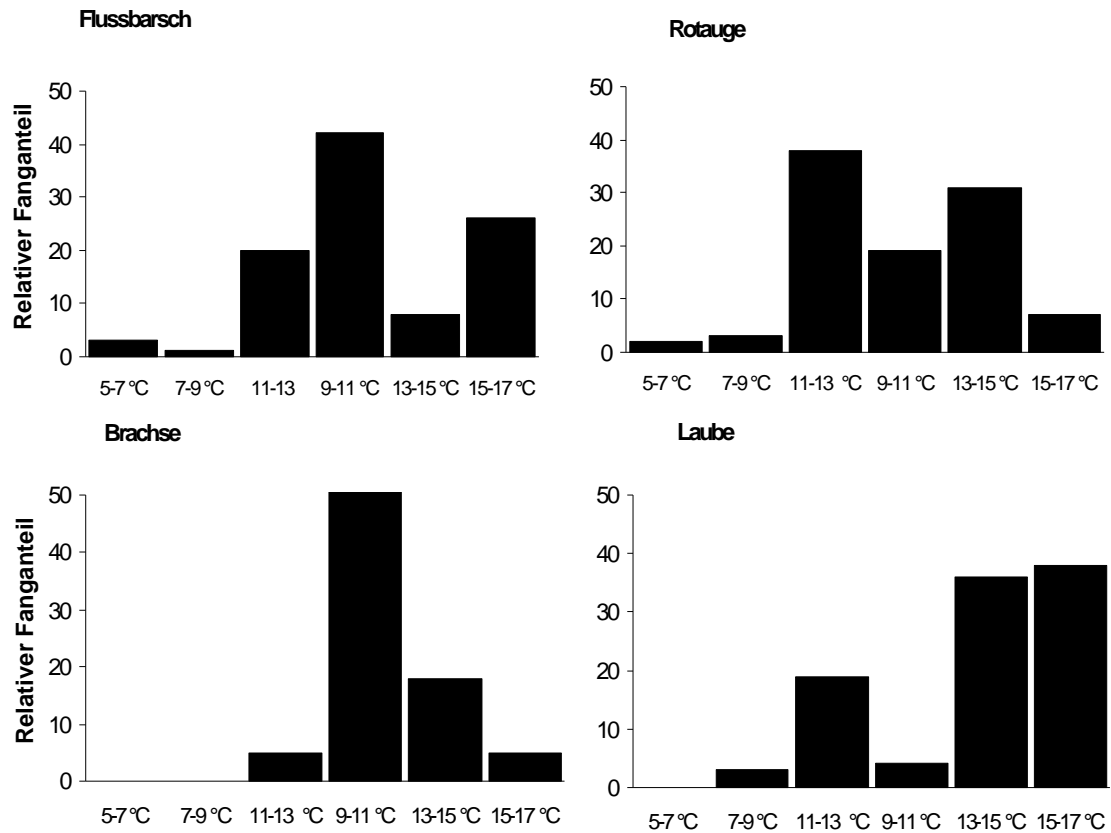


Abb. 5.15: Relative Fangzahlen Main aufwärts ziehender Flussbarsche, Rotaugen, Brachsen und Lauben an den Umgehungsgerinnen bei Oberwallenstadt und Lichtenfels, dargestellt für verschiedene Temperaturklassen nach Daten von SCHLEGEL (2006).

Aufgrund des schnellen und frühen Anstiegs der Wassertemperatur im oberen Main zum Frühjahr 2003 konnte die Wanderphase des Flussbarsches zur Laichsaison nur noch teilweise erfasst werden. Nach den Untersuchungen von SCHLEGEL (2006) zur Fischpassage an den Main abwärts gelegenen Umgehungsgerinnen Oberwallenstadt und Lichtenfels im Jahr 2005, zog die Mehrheit der Flussbarsche bei Wassertemperaturen zwischen 5-13° C flussaufwärts (Abb. 5.15). Bei Rotaugen setzt im Frühjahr das Wanderverhalten mit einem Anstieg der Wassertemperaturen auf 8-10 °C ein (KESTEMONT et al., 1999). Der Optimumbereich für die Migration liegt nach HLADIK & KUBECKA (2003) zwischen 13-14 °C, bei PRIGNON et al. (1998) werden 10-15°C angegeben. An der Altwasser-Kiesseeanbindung erreichte die Wanderaktivität ihren Höhepunkt jenseits von 14 °C und entsprach damit den Ergebnissen an den Main abwärts gelegenen Umgehungsgerinnen Oberwallenstadt und Lichtenfels (SCHLEGEL, 2006). Dort wurden die ersten Wanderungen der Rotaugen ab einer Wassertemperatur von 8 °C erfasst, die Wanderspitzen lagen zwischen 9-15°C.

Die Brachse beginnt nach Literaturangaben mit den Aufwandern zu den Laichgebieten bereits bei einer Wassertemperatur von 4 °C, der Höhepunkt des Laichzuges und das Abbläuen findet bei 13-14 °C statt (HLADIK & KUBECKA, 2003). Die Einwanderungen laichbereiter Brachsen in das Seitengewässer waren zwischen 12-19 °C am höchsten. Die ersten Wanderbewegungen der Brachse im oberen Main stellte SCHLEGEL (2006) ab ca. 9 °C Wassertemperatur fest. Die meisten Brachsen zogen bei Temperaturen von 11–15 °C durch die Umgehungsgerinne flussaufwärts. Laube, Güster und Rotfeder beginnen ihre Laichwanderungen erst ab einer Wassertemperatur um 12 °C, ihr jeweiliger Optimumsbereich liegt zwischen 14-16 °C (HLADIK & KUBECKA, 2003). Lauben begannen am oberen Main ihre Wanderung bei einer Wassertemperatur von ca. 10 °C, mit Wanderspitzen zwischen 13-17 °C (SCHLEGEL, 2006). Laichfische dieser drei Arten waren an der Altwasser-Kiesseeanbindung überwiegend ab Wassertemperaturen von mindestens 14 °C nachzuweisen. Die Laichzüge des Kaulbarsches liefen dazu parallel.

Während der Laichzeit können bei Fischen abweichende Aktivitätsmuster vorkommen, die sich vom restlichen Verhalten im Jahreszyklus unterscheiden (LUCAS & BARAS, 2001; WOOTTON, 1999). Am Main wichen jedoch die zeitlichen Aktivitätsmuster der Laichfische weder generell noch artspezifisch von denen nicht laichbereiter Fische ab. Auch Laichfische nutzten hauptsächlich die Nacht und Dämmerungsphasen für ihre Wanderungen zwischen Fluss und Altwasser (80% vs. 87%). Bei einigen Arten unterschieden sich die festgestellten Aktivitätsmuster von ausgewählten Literaturangaben. Die Rotfeder wird bei SIEGMUND (1969) als tagaktive Art beschrieben. Im oberen Main zeigten Rotfedern ein bimodales Aktivitätsmuster beim Einwandern in das Seitengewässer, mit Höhepunkten zur Mittagszeit und gegen Mitternacht. Ein entsprechendes circadianes Wanderverhalten der Rotfeder stellten HOHAUSOVÁ et al. (2003) an der Morava fest. Rotaugen wanderten dort v.a. vom Nachmittag bis zur Morgendämmerung zwischen Fluss und Altwasser. Bei ALABASTER & ROBERTSON (1961) waren Rotaugen nach Sonnenuntergang und vor Sonnenaufgang am aktivsten. Im oberen Main beschränkte sich die Aktivität der Rotaugen fast ausschließlich auf die Dämmerungs- und Nachtzeit. Sie zogen hauptsächlich während der zweiten Nachthälfte in die Altwasser-Kiesseeanbindung. Austauschbewegungen des Flussbarsches waren hingegen während der gesamten 24h festzustellen. Ein gleichartiges Aktivitätsmuster zeigten Flussbarsche an der Morava (HOHAUSOVÁ et al., 2003), während CRAIG (1987) diese Art als überwiegend tagaktiv bezeichnete. Im Gegensatz dazu zogen Kaulbarsch und Laube überwiegend in den Nacht- und Dämmerungsphasen zwischen Seitengewässer und Fluss. Lauben waren an der Morava ebenfalls nachtaktiv (HOHAUSOVÁ et al., 2003). Das festgestellte kryptische Wanderverhalten während der Nacht war als Reaktion auf einen starken Prädationsdruck zu werten.

Insgesamt machten die mit dem Trappnetz erfassten Raubfischarten Aal, Aitel, Hecht und Zander nur 3% des Gesamtfanges aus. Mit dem Flussbarsch, dessen Aktivität kein circadianes Muster zeigte, stieg der Anteil der Raubfische jedoch auf 21%. Flussbarsche der Altersklasse 0+ können bereits ab einer Körperlänge von 45 mm fakultativ piscivor sein (DÖRNER & WAGNER, 2003). COPP & JURAJDA (1999) zeigten, dass die nächtliche Jagdaktivität v.a. der Flussbarsche zur Konzentration der Jungfische entlang der Uferlinie führte. Bei ROMARE et al. (2003) begrenzten Raubfische tagsüber im Freiwasser das Vorkommen von Jungfischen und Individuen mit geringer Körperlänge auf die Uferzone. Im oberen Main nutzten die Jungfische wie die Adulten die Nacht und Dämmerungsphasen für ihre Wanderungen zwischen Fluss und Altwasser. Dabei lag der relative Anteil ziehender Jungfische in der Nacht etwas niedriger als bei den adulten Individuen (74% vs. 80%). Die zeitlichen Aktivitätsmuster der Jungfische wichen nicht von denen der adulten Fische ab, wie dies z.B. bei der Brachse und beim Güster am Niederrhein beobachtet wurde (MOLLS, 1997, 1999). Eine Ausnahme waren die Jungfische von Laube und Rotaugen, die am Tag deutlich aktiver waren. Beide Arten sind bereits im Juvenilstadium ausgesprochene Schwarmfische. Schwarmbildung ist ein geeigneter Mechanismus, um Prädation zu minimieren (MATTHEWS, 1998; SCHLOSSER, 1987 B). Juvenilen Lauben und Rotaugen war es dadurch möglich, zusätzlich die Tagesphase zur Nahrungsaufnahme nutzen.

Individuelle Wiederfänge, die diurnale Austauschbewegungen zwischen Fluss und Seitengewässer dokumentierten, wurden nur bei 3,7% des Gesamtfangs gemacht. Damit war die Rate zu gering, um Bestandshochrechnungen durchzuführen (KREBS, 1989). Insgesamt waren 42% der Wiederfänge Laichfische. Die individuelle Austauschrate zwischen Fluss und Altwasser lag damit zur Laichzeit am höchsten, wie auch HOHAUSOVÁ et al. (2003) an der Morava feststellten. Die geringen Pegelveränderungen hatten keinen Einfluss auf die individuellen Wanderbewegungen.

Ein Zusammenhang bestand jedoch mit dem Angebot an Zooplankton. Einwandernde Fische zeigten eine positive Korrelation mit der Dichte an Rotiferen im Altwasser, einer potenziellen Nahrungsquelle v.a. für die frühen Entwicklungsstadien der Jungfische. Bei den laichbereiten Brachsen deutete die kurze Verweildauer von nur 3 Stunden im Seitengewässer mehr auf Nahrungsaufnahme als auf ein Abbläichen hin, zumal die nächtliche Anzahl einwandernder laichbereiten Brachsen mit der Copepoden- und Zooplanktondichte korrelierte. Generell bestand ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl ins Altwasser ziehender Brachsen und der dortigen Zooplankton- und Copepodendichte. Tageszeitabhängige Nahrungswanderungen, sogenannte „feeding migrations“ sind bei vielen Cypriniden bekannt (LUCAS & BARAS, 2001).

Die Zahl einwandernder Fische in das Seitengewässer hing signifikant mit der Copepoden-, Rotiferen- und gesamten Zooplanktondichte in der Altwasser-Kiesseeanbindung zusammen. Die signifikanten Unterschiede beim Zooplankton generell und den einzelnen Taxa im speziellen belegten einen Nahrungsgradienten zwischen dem planktonreichen Seitengewässer und dem deutlich nahrungsärmeren Hauptgewässer (AMOROS & ROUX, 1988; HOLCIK & BASTL, 1976). Der Strom an Invertebraten zwischen der Altwasser-Kiesseeanbindung und dem Main konnte v.a. den planktivoren Arten Brachse, Rotaugen, Laube, Rotfeder und den Jungfischen als Attraktans gedient haben (HOHAUSOVÁ et al., 2003) und war möglicher Auslöser für tageszeitabhängige „feeding migrations“.

Das Gesamtaufkommen der Rotaugen korrelierte saisonal sowohl mit der Zooplanktondichte im Fluss als auch im Altwasser. Die Nahrungswanderungen der Rotaugen richteten sich vorrangig nach dem Aufkommen der Rotiferen. Cladocerenvorkommen bestimmten die Austauschbewegungen der Lauben und der Jungfische, die nachts ins Altwasser zogen. Vom höheren Zooplanktonangebot im Seitengewässer konnten auch die jeweiligen Laichfische während ihrer Laichzeit profitieren. Bei den Perciden traf dies besonders auf den Kaulbarsch zu. Nach KANGUR & KANGUR (1996) ernähren sich Kaulbarsche der Altersklasse 1+ und älter hauptsächlich von Chironomidenlarven und -puppen. Die absoluten Dichten an Chironomiden lagen in der Altwasser-Kiesseeanbindung über die gesamte Saison signifikant höher als im Fluss und stellten für den Kaulbarsch nicht nur zur Laichzeit ein geeignetes Nahrungsreservoir dar. Vorrangig wanderten die Kaulbarsche jedoch wegen der Laichbedingungen in den Seitenarm ein. Die phytho-lithophile Art bevorzugt warme und strukturreiche, meist ufernahe Gewässerbereiche und laicht bevorzugt an pflanzlichen Substraten ab (KUZNETSOV, 1970).

Wieweit die Copepodendichte im flussnahen Teil der Altwasser-Kiesseeanbindung zum Winter (Oktober-November) als Attraktans für die einwandernden Jungfische diente, blieb ungeklärt, da keine Magenproben bei den Fischen entnommen wurden. Flussauf oder -ab gerichtete Wanderungen von Jungfischen in Refugialstandorten sind bei Cypriniden zu dieser Zeit die Regel (LUCAS & BARAS, 2001). Stoffwechselrate und Nahrungsaufnahme werden entsprechend den fallenden Wassertemperaturen reduziert (JOBILING, 1995; KEAST, 1968; LUCAS & BARAS, 2001; NEILL, 1979). Wahrscheinlich orientierten sich die Jungfische im Main bei ihrem Zug ins Winterlager stärker an anderen Umweltvariablen. Neben der rückläufigen Wassertemperatur waren dies die steigenden Abflusspegel. Besonders Cypriniden nehmen schon geringe Strömungsgradienten wahr (MANN & BASS, 1997). Es schien somit wahrscheinlich, dass die unterschiedliche Strömung zwischen Fluss und Seitengewässer die Jungfische in die ruhigen Wasserbereiche leitete (NORTHCOTE, 1984).

Alle weiteren Umweltvariablen (Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Wassertiefe) unterschieden sich nur geringfügig zwischen dem Hauptstrom und der Altwasser-Kiesseeanbindung. Ein offensichtlicher Zusammenhang zwischen diesen Variablen und den Wanderbewegungen der Fische wurde nicht deutlich. Eine detaillierte Semigradienten-Analyse hätte deutlichere Aussagen liefern können. HOHAUSOVÁ et al. (2003) verwendeten diesen Ansatz an der Morava, doch auch dort blieb unklar, ob und welche abiotischen Faktoren die Fische in die Seitengewässer leiteten, oder ob diese aufgrund von Erfahrungswerten gezielt in das Seitengewässer einwanderten oder aber es zufällig erreichten.

Generell wandern die Fische in den Flusssystemen der gemäßigten Breiten zum Winter aus den seichteren, wärmeren und damit im Sommer produktiveren Gewässerbereichen ab, da diese in der Regel während der Wintermonate extreme Strömungsbedingungen aufweisen. Das Vorkommen geeigneter Winterstandorte im Flusssystem bedingt kleinräumig die Wanderrichtung. Flussabwärts gerichtet Refugialwanderungen scheinen insgesamt am häufigsten zu sein (LUCAS & BARAS, 2001). Als Winterrefugien werden tiefere und kaum durchströmte Gewässerzonen aufgesucht, die auch abseits des Hauptstroms liegen können. Ziel ist es, ungünstigen physikalischen und hydrologischen Bedingungen in einem hochdynamischen und heterogenen Lebensraum auszuweichen. Je struktureicher das Flusssystem ist, umso standorttreuer sind einzelne Fischarten auch während der Wintermonate, und umso geringer fallen deren Abwanderungen aus (BARAS, 1997; LUCAS et al 2000; PHILLIPPART & BARAS, 1996). In regulierten Flussstrecken fehlen den Jungfischen oft geeignete Refugialräume für die Wintermonate. Lange Abwanderungen sind die Folge, die die Jungfische anfällig für Prädatoren machen (SLAVIK & BARTOS, 2000). Insgesamt sind die winterlichen Refugialwanderungen im Vergleich zu den Laichzügen weniger auffällig und zeitlich deutlich schwächer an ein bestimmtes Zeitfenster gebunden (LUCAS & BARAS, 2001).

Flussabwärts gerichtete Winterwanderungen sind bei vielen Flussfischarten zu finden. Bei den Cypriniden beschrieb bereits NIKOLSKY (1963) diese Verhaltensweise detailliert für Rotauge und Brachse. Einen Literaturüberblick über Cypriniden, Salmoniden und Perciden bietet NORTHCOTE (1978). Bei den Perciden wurde die flussabwärts gerichtete Winterwanderung des Zanders untersucht (KOED et al., 2000). Neuere Ergebnisse von LUCAS et al. (1998) zeigen, dass es in manchen Flüssen keine einheitliche Wanderrichtung flussabwärts gibt, sondern ein zielgerichtetes Aufsuchen geeigneter Winterstandorte in bestimmten Flussabschnitten stattfindet. Für Stillgewässer wurden während des Winters ähnliche Aggregationen in geeigneten Gewässerbereichen beschrieben (EIE & BORGSTROM, 1981; JOHNSEN & HASLER, 1977; NORTHCOTE, 1978).

Die Fischbestände im oberen Main nutzten die Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb als Winterrefugium. Dies zeigte der hohe Anteil an Fischen, die aus dem Main in den Seitenarm einwanderten (Oktober und November 2003: mindestens 80% der Gesamtnachweise). Die winterliche Einwanderung dominierten bei den adulten Fischen Laube, Rotaue und Flussbarsch. Diese Arten waren während der Untersuchungsjahre 2002-2004 häufige Vertreter der adulten Fischgemeinschaft an der 3 km flussauf gelegenen Rodachmündung. Bei den Juvenilen dominierten Flussbarsch, Rotaue und Güster. Während die Vorkommen juveniler Flussbarsche und Rotaugen denen der Adulten an der Rodachmündung entsprachen, konnten dort während der gesamten Untersuchungsperiode keine juvenilen Güster nachgewiesen werden. Güster halten sich tabsüber fast ausschließlich im Freiwasser und ziehen nur zur Nacht in den Uferbereich (WOLTER & FREYHOF, 2004). Im oberen Main wird der Güster generell nur vereinzelt angefundun (LEUNER et al., 2000; SCHADT, 1995).

Am oberen Main zeigten die Fischbestände eine deutliche Reaktion auf die fallenden Wassertemperaturen. Durch den Rückgang der mittleren Wassertemperatur um mehr als 2°C (Oktober: 8,4 °C bzw. November: 6,1 °C) verdoppelte sich die absolute Zahl der in die Altwasser-Kiesseeanbindung einwandernden adulten Fische. Auslöser für winterliche Refugialwanderungen sind sinkende Wassertemperaturen und steigende Abflüsse (LUCAS & BARAS, 2001). Während der niedrigen Temperaturen in den Wintermonaten sind die Stoffwechselraten, die Schwimmfähigkeit und das Vermögen zur Nahrungsaufnahme bei Fischen erheblich eingeschränkt (JOBILING, 1995; KEAST, 1968; LUCAS & BARAS, 2001; NEILL, 1979). Unter diesen Bedingungen können reiche Nahrungsvorkommen kaum genutzt und die Schwimmposition bei erhöhten Abflussbedingungen im Hauptstrom nur schwer gehalten werden. Juvenile Fische und kleine Arten betrifft dies am stärksten (LUCAS & BARAS, 2001).

Die Einwanderung dominierten bei den Cypriniden Laube und Rotaue. Cypriniden sind bis zu einer Wassertemperatur von 5°C physiologisch in der Lage, ausdauernd zu schwimmen (BEAMISH, 1978). Mit einer Annäherung der Wassertemperatur an diese untere Aktivitätsgrenze stieg die Einwanderungsrate entsprechend an. Für Barsche gibt CRAIG (1987) eine Aktivitätsgrenze von ebenfalls 5°C Wassertemperatur an. In die Altwasser-Kiesseeanbindung wanderten Flussbarsche jedoch nur im Oktober 2003 bei einer mittleren Wassertemperatur von 8,4°C ein. Entsprechendes traf auf die juvenilen Flussbarsche zu. Ende November wurden nur noch juvenile Cypriniden erfasst. Die Einwanderungsrate der juvenilen Flussbarsche und aller Jungfische insgesamt korrelierte während der Winterperiode signifikant mit der abnehmenden Wassertemperatur. EIE & BORGSTROM (1981) zeigten, dass Flussbarsche mit Beginn des Winters bevorzugt in die tiefen Sublittoral- und Profundalbereiche ziehen. Dort herrschen niedrigere Wassertemperaturen als in der Littoralzone und die vertikale Abwanderung muss bereits bei höheren Wassertemperaturen begonnen werden.

Der angebundene Kiessee Trieb Nord stellte für die Flussbarsche einen günstigen Winterstandort dar. Die Wassertemperaturen waren dort nur noch im Oktober für eine vertikale Abwanderung günstig, die untere Aktivitätsgrenze der Wassertemperatur wurde bereits im November 2003 in einer Wassertiefe von 2,0 m erreicht (siehe Abb. 5.14). Im Gegensatz zum Flussbarsch verbringen die Rotaugen die Wintermonate überwiegend an geschützten Stellen des Littorals und im oberen Bereich des Sublittorals (EIE & BORGSTROM, 1981). Im tiefen Uferbereich am Übergang der Altwasseranbindung zum Kiessee konnten im November 2003 unter überhängenden Weiden mehrere Schwärme kleinerer und juveniler Cypriniden beobachtet werden. Aufgrund der Tiefenvarianz in der Seitenanbindung gab es für Jungfische ein großes Angebot an günstigen Winterstandorten.

Jungfische bzw. kleine Individuen stehen im Winter vor der Wahl, sich einem höheren Prädationsrisiko in den tieferen Gewässerbereichen auszusetzen (BORCHERDING et al., 2002) oder in flacheren Gewässerabschnitten ungünstigere physikochemische Umweltbedingungen und eine erhöhte intraspezifischer Konkurrenz in Kauf zu nehmen (SCHLOSSER, 1987 B). Die abwechslungsreiche Gewässerstruktur in der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb förderte eine Vielfalt günstiger Winterstandorte und begünstigt dadurch die Rekrutierungsrate v.a. der Jungfische (SCHLOSSER, 1987 B). Seitengewässer als winterliche Refugialräume sind besonders in wasserbaulich veränderten Flusssystemen für die Rekrutierung der Jungfischbestände wichtig (COPP, 1997). Jungfische sind aufgrund ihrer geringeren Schwimmleistung (LIGHTFOOT & JONES, 1979) besonders anfällig für Hochwasserwellen und werden dadurch stark dezimiert (HARVEY, 1987). Im oberen Main zeigte sich während der Winterperiode 2003, dass die Jungfische nicht nur auf die rückläufige Wassertemperatur reagierten. Die Einwanderungsraten stiegen parallel zu den Abflusswerten signifikant an.

Die physikochemischen Bedingungen in der Altwasser-Kiesseeanbindung waren günstiger zu bewerten als in den nahegelegenen Altwässern flussabwärts. Diese reliktschen Altwässer wiesen ebenfalls unterschiedliche Tiefenverhältnisse auf, ihr Gewässergrund bestand jedoch überwiegend aus dichten Schlammauflagen (SPEIERL, 2004 A, 2005 A). In diesen Altwasserstrukturen war somit bei geschlossener Eisdecke die Gefahr einer Sauerstoffzehrung mit hohen Mortalitätsraten bei den Fischen größer (MATTHEWS, 1998). PILCHER & COPP (1997) zeigten für Jungfische der Altersklassen 0+ und 1+, dass Laube, Rotauge, Brachse, Flussbarsch, und Hecht im Winter Makrohabitate bevorzugten, die ein ausgewogenes Substratverhältnis zwischen Fein- und Grobsedimenten aufwiesen und nicht oder nur gering durchströmt waren. Jungcypriniden hielten sich überwiegend in mittleren Tiefen auf, Flussbarsch und Hecht deutlich tiefer.

Die wenigen verbliebenen Altwässer am oberen Main (MODER & STRÄTZ, 1988; SPEIERL, 2004 A, 2005 A; STRÄTZ & MODER, 1990) weisen demnach im Vergleich zur beispielhaft untersuchten Altwasser-Kiesseeanbindung eine deutlich mindere Habitatqualität für die Überwinterung der Fischbestände auf. Mit Blick auf den Klimawandel in Oberfranken werden zukünftig extreme Abflussspitzen v.a. im Herbst und Winter noch häufiger auftreten (FOKEN, 2004; FOKEN & LÜERS, 2003). Unter fischökologischen und fischereilichen Gesichtspunkten sollten deswegen, nach dem Vorbild der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb, weitere Refugialräume im oberen Mainsystem geschaffen werden.

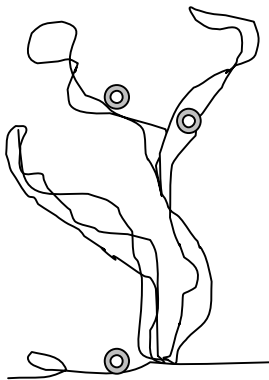
5.10 Die Jungfischaufkommen der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb im Vergleich mit einem Altarm und dem regulierten Main

Zur Bewertung des Reproduktionspotenzials an Jungfischen in der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb, im regulierten Main (ab Fkm. 440 bis Fkm. 436,5) und in einem flussabwärts gelegenen, reliktitischen Altarm (Fkm. 436,8) wurden ab Frühjahr 2003 Laich- und Jungfischnachweise durchgeführt. Die Erhebungen begannen Anfang April 2003, im Focus stand zu diesem Zeitpunkt der phythophile Hecht.

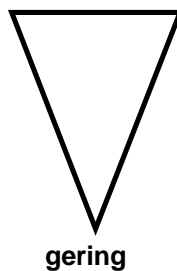
Für den Rekrutierungserfolg des Hechts ist die Flächenausdehnung des Laichgebietes, seine Erreichbarkeit und die strukturelle Ausstattung entscheidend (CARBINE & APPLGATE, 1948; CRAIG, 1996; FORNEY, 1968; FRANKLIN & SMITH, 1963; GRIMM, 1981 B; GRIMM & KLINGE, 1996; INSKIP, 1982; MILLER et al., 2001; MORROW & MILLER, 1998; MORROW et al., 1997; VOSTRADOVSKY, 1981; WRIGHT, 1990). Generell müssen für eine Bewertung die in den einzelnen Gewässerabschnitten angefundene Laichvoraussetzungen in Zusammenhang mit den biologischen Bedürfnissen des Hechts gebracht werden (INSKIP, 1982; CRAIG, 1996). Die Mindestgröße für ein Laichgebiet eines weiblichen Hechts wird mit 200 m² angegeben (INSKIP, 1982). Dabei wird berücksichtigt, dass die Paarungsfrequenz bei einer Wassertemperatur von 12–18° C bei 1,7 Befruchtungen/min liegt und die Weibchen zwischen den einzelnen Paarungen etwa 1 m schwimmen (FABRICIUS & GUSTAFSON, 1958). In einer Stunde legen die Tiere somit theoretisch mindestens 37,5 m zurück. Die Hechtweibchen besitzen während der Paarungszeit durchschnittlich 32.200 Eier (CARBINE, 1944) von denen im Schnitt 60 je Paarungsakt abgegeben werden (SVARDSON, 1949). Um alle Eier abzulegen, benötigt das Hechtweibchen im Mittel 537 Paarungsakte. Dies ergibt bei der erwähnten Paarungsfrequenz von 1,7 Befruchtungen/min einen Zeitraum von mindestens 5,3 Stunden und damit eine errechnete Mindestdistanz von 200 m, die für das gesamte Laichgeschäft zurückgelegt werden müssen.

Unter der Annahme, dass die Eier etwa 0,5 m links und rechts vom ablaichenden Hecht über das Substrat verteilt werden, ergibt sich eine Laichplatzfläche von 200 m² (0,02 ha) als Mindestgröße zur Durchführung eines kompletten Ablauchvorgangs. Berücksichtigte man die Uferlinienlänge der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb und des flussabwärts gelegenen Altarms, stand rein rechnerisch in beiden Bereichen ein ausreichend großes Gebiet für den kompletten Laichvorgang eines Hechtroggers zur Verfügung.

max. Strömung:
0,05 m/ sec



Überlebenschance:
hoch



An lebenden Pflanzenteilen:

Eier werden ständig im leichten Wasserstrom gehalten. Dadurch ist die Sauerstoffversorgung gesichert und eine Verschlammung wird verhindert

An abgestorbenen Pflanzenteilen bzw. am Gewässerboden:

Verschlammung und Algenbewuchs droht z.B. durch sich absetzendes Sediment.

Dies führt zu Sauerstoffmangel und zum Absterben des Laichs.

Abb. 5.16: Schematische Darstellung der Überlebenschancen von Hechteiern am Laichplatz nach HASSLER (1970) und HOWARD & THOMAS (1970).

Der Hecht laicht vorzugsweise in Flachwasserbereichen, die mit Vegetation bestanden sind (BRY, 1996; CLARK, 1950; GRIMM & KLINGE, 1996; INSKIP, 1982; RAAT, 1988; WRIGHT, 1990). Die klebrigen Eier bleiben an der Vegetation heften. Die Dottersacklarven besitzen eine Klebedrüse, mit der sie sich an das Pflanzensubstrat heften (FRANKLIN & SMITH, 1963). Hechteier, die nicht an Pflanzen oder Grobsubstrat haften bleiben und auf den Boden absinken sind einer erhöhten Sterberate durch Verschlammung und Sauerstoffzehrung (Abb. 5.16) ausgesetzt (HASSLER, 1970). Ein vegetationsbestandenes Laichgebiet erhöht folglich die Überlebensraten der Eier und Junglarven (HOWARD & THOMAS, 1970). Durch den Verlust gut ausgestatteter Laichgebiete kam es in mehreren nordamerikanischen Gewässern bereits zum Verschwinden der Hechtbestände (FORNEY, 1977).

Die ermittelten Gelege-Dichten in der Altarm-Kiesseeanbindung bei Trieb und im flussabwärts gelegenen Altarm (Fkm. 436,8) dokumentierten das Einwandern und erfolgreiche Abbläuen des Hechts zur Laichsaison 2003. Anhand der vorgefundenen Vegetationsausstattung konnten Aussagen zur Qualität der Laichstandorte getroffen werden. In der Altarm-Kiessee-Anbindung standen den Hechten für die Eiablage verschiedene Seggenarten und teilweise überflutete Hochstaudenfluren als pflanzliches Substrat zur Verfügung. Im flussabwärts gelegenen Altarm bildeten überflutete Hochstaudenfluren, Seggenbestände und überschwemmte Weidenbereiche geeignete Laichzonen. Im Altarmbereich wurden nur Hechteier nachgewiesen. Insgesamt ergaben sich die höchsten Eidichten dort, wo stark strukturierte Vegetation in den Flachwasserzonen vorhanden war, die den Hechten eine möglichst große Oberfläche für die Eiablage bot.

Larvennachweise, die ausschließlich in der Altarm-Kiesseeanbindung gelangen, konnten als Indiz für günstige physikochemische Entwicklungsbedingungen der Hechtbrut gewertet werden (ENGSTRÖM-ÖST et al., 2005). Die Altarm-Kiesseeanbindung wies aufgrund des geringeren Alters eine ausgewogene Zusammensetzung der Sohlsubstrate auf. Feinkörnige Hartsubstrate, Sande und geringe Schlammauflagen in Ufernähe bildeten die Hauptfraktionen. Die räumliche Lage im Flusssystem begünstigte eine regelmäßige Umlagerung der Sohle. Dies geschah bereits bei mittleren Hochwasserabflüssen ($HQ_{0,5}$). Zusätzlich begünstigte die flussauf gelegene Uferabflachung und die Anbindung an den Kiessee einen steten leichten Wasserstrom. Damit herrschten, verglichen mit dem reliktschen Altarm mainabwärts, günstigere abiotische Bedingungen für die Gelegetwicklung in der Anbindung.

Bereits WELCOMME (1979, 1992) weist darauf hin, dass sich in regulierten und stark überformter Gewässersystemen die stärksten Feinsedimentfrachten und höchsten Nährstoffkonzentrationen in den verbliebenen Altarmen sammeln. Damit ist dort Fischlaich durch Sauerstoffzehrung und/oder Verpilzung besonders gefährdet (BRAUM, 1978). Der unterhalb der Altwasser-Kiesseeanbindung gelegene Altarm wurde nur bei extremen Hochwasserabflüssen durchströmt ($HQ_{1,0}$). Durch seinen flussaufwärts gerichteten Verlauf bildeten sich bei niedrigeren Abflüssen am Übergang zum Main nur Kehrwasserströmungen. Dadurch war dieser Gewässerbereich prädestiniert, als Sink für Feinsedimente und Nährstofffrachten zu fungieren. Die Entwicklungsbedingungen für die Gelege waren aufgrund der dichten Schlammauflage der Sohle und eines fehlenden konstanten Wasserstroms im Altarm ungünstiger als in der Altwasser-Kiesseeanbindung zu bewerten. Generell besaßen im gesamten Bereich des oberen Mains die wenigen verbliebenen Altarme dichte Schlammauflagen (SPEIERL, 2004 A, 2005 A) und wiesen Zeichen starker Eutrophierung auf (SPEIERL, 2005 A; STRÄTZ & MODER, 1990).

Seit den 1980er Jahren wird europaweit ein Rückgang der Wasserpflanzenbestände und Ufervegetation verzeichnet (DE NIE, 1987). Negative Auswirkungen auf die Fischbestände durch das Verschwinden der Wasserpflanzen sind für den Hecht beschrieben, treffen aber auch die Arten Schleie, Rotfeder, Karpfen und Schlammpeitzger (DE NIE, 1987). Ausschließlich die Altwasser-Kiesseeanbindung bot neben dem Hecht auch den spezialisierten phythophilen Arten Schleie und Rotfeder geeignete Laichbedingungen. Nachweise von juvenilen Schleien und Rotfedern der Altersklasse 0+ gelangen im Frühjahr bzw. im Sommer 2003. Beide Arten bevorzugten zum Ablichten lentiche Gewässerbereiche, vorrangig Altwässer mit Unterwasservegetation (COPP & MANN, 1993). Im Flusssystem der Great Ouse/England wies COPP (1993) in Altwässern mit *Myriophyllum*-Beständen besonders häufig larvale und juvenile Schleien nach.

Die gewässermorphologischen Gegebenheiten sind neben der Wassergüte ein entscheidendes Kriterium für das Aufkommen aquatischer Vegetation (HASLAM, 1996). Im Hauptstrom des oberen Mains unterbanden die ausgeprägten Steinschüttungen entlang 95 % der Uferlinie (SCHADT, 1993) weitgehend die Bildung von Wasserpflanzenbeständen und Röhrichtzonen. Auch Renaturierungsmaßnahmen greifen in diesem Bereich langsam, da die bis dato ausgeführten Maßnahmen überwiegend lotische und damit strömungsgeprägte Bereiche förderten (METZNER, 2002). Submerse Makrophyten etablierten sich in renaturierten Stillwasserzonen langsam (VON HESSBERG, 2003). Sie beschränkten sich vor allem auf Bereiche, die auch bei starken Hochwasserwellen außerhalb des Stromstriches und der Hauptabflussrinne lagen (VON HESSBERG, 2003). In der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb förderten die hydrologischen und hydromorphologischen Bedingungen (leichte Strömung, gute Sichttiefe bzw. vielfältige, unterschiedliche Substratfraktionen, unterschiedliche Gewässertiefen) das Aufkommen submerser Makrophyten. Es bildeten sich 2003 teilweise ausgeprägte *Myriophyllum*-Bestände (SPEIERL, 2004 A), die die phythophilen Fischarten zusätzlich zu den flachauslaufenden, vegetationsbestandenen Überflutungsflächen für die Reproduktion nutzen konnten.

Einer weiträumigen Etablierung von Wasserpflanzen im angebundenen Kiessee bei Trieb stand dessen strukturelle Ausstattung entgegen: eine überwiegend gleichförmige Uferlinie, steile Uferböschungen und fehlende Flachwasserzonen beschränkten die Etablierung von Wasserpflanzen und hochqualitativer Überschwemmungsbereiche, wie sie für die phythophilen Arten notwendig gewesen wären. Generell fehlt den meisten angebundenen Kiesseen am oberen Main eine ausgedehnte Überflutungszone und ein unebener, reichstrukturierter Gewässerboden mit eingestreuten seichten Bereichen, auf denen sich aquatische Makrophytenbestände ausbilden können (SPEIERL, 2004 A, 2005 A).

Gerade die Abhängigkeit der Hechtbestände von der quantitativen und qualitativen Ausstattung ihrer Laichgebiete und Jungfischhabitate ist besonders gut dokumentiert (BRY, 1996; CLARK, 1950; CRAIG, 1996; FRANKLIN & SMITH, 1963; GRIMM & BACKS, 1990; GRIMM & KLINGE, 1996; HASSLER, 1970; HOLLAND & HUSTON, 1984; INSKIP, 1982; MORROW & MILLER, 1998; MORROW et al., 1997). Am oberen Main erfasste REINARTZ (2000) die Auswirkungen struktureller Defizite auf die Hechtbestände im Bereich zwischen Fkm. 402 und 393. Er führte die generell geringen Fangzahlen des Hechts und den niedrigen Anteil an 1+ Junghechten auf eine eingeschränkte natürliche Reproduktion zurück. Für phythophile Fischarten gab es in diesem Gewässerbereich nur drei potenzielle Laichhabitate und Brutstandorte. Einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Bestand an Unterwasservegetation und pflanzlicher Deckung und der relativen Biomasse des Hechts bzw. seiner mittleren Größe wiesen RADOMSKI & GOEMAN (2001) nach.

Von Zander, einer weiteren phythophilen Art (BALON, 1975) und beim Güster wurden während der gesamten Untersuchung keine einwandernden laichbereiten Individuen erfasst. Die Nachweise entsprechender Larvalstadien ließen auf eine Herkunft von stationären Populationen im Kiessee schließen. Zumindest für den Zander bot der Übergangsbereich vom Altwasser zum Kiessee potenzielle Laichbereiche. Am oberen Main zeigten sich gerade in den Übergangsbereichen zwischen dem Hauptstrom und den angebundenen Kiesseen die höchsten Nachweisraten und Dichten bei den 0+ Jungzandern (SPEIERL, 2004 A, 2005 A). Für den phytho-lithophilen Güster war der gesamte Anbindungsbereich generell als Laichgebiet geeignet.

Insgesamt belegten gerade die Nachweise larvaler und juveniler Entwicklungsstadien der hochspezialisierten phythophilen Fischarten die Bedeutung der renaturierten Altarm-Kiesseeanbindung für einen ausgewogenen Fischbestand in diesem Gewässerabschnitt des oberen Mains. Ein vielfältiges und ausgedehntes Angebot an Laichplätzen begünstigte ein erfolgreiches Ablachen. Die hydrologischen und hydro-morphologischen Bedingungen förderten die gesamte ontogenetische Entwicklung. Durch die direkte Verzahnung zwischen Laichplatz und Jungfischhabitat reduzierte sich die Mortalitätsrate im Vergleich zur Situation im Hauptstrom.

Die Anlage weitflächiger Überflutungsflächen und ausgedehnter, in ihrer Tiefe stark variierender Kiesseeanbindungen an den Main, die Schaffung von Inseln und Untiefen in den Kiesseen, sowie die Restaurierung bestehender bzw. die Anlage neuer Alt- und Seitengewässer wären folglich wichtige strukturelle Verbesserungen im Flusssystem des oberen Mains, um die natürlichen Fischbestände zu stützen.

Neben dem Angebot an geeigneten Laichplätzen und Jungfischhabitaten kann die Qualität eines Lebensraums für Fische gut durch die vorgefundenen Wachstumsbedingungen dargestellt werden (LOSOS et al., 1980). Die signifikanten Unterschiede bei den Zooplanktondichten zwischen dem planktonreichen Übergangsbereich und dem deutlich nahrungsärmeren Hauptstrom, die zu gerichteten dirurnalen Nahrungswanderungen, sog. „feeding migrations“ adulter und juveniler Fische führten, wurden bereits dargestellt.

Tab. 5.3: Fischereiliche Ertragszahlen der Zooplanktontaxa Chironomidae, Copepoda und Cladocera nach SCHRECKENBACH & ZAHN (1997). Angegeben sind der Bruttoenergiegehalt (Megajoule pro Kilogramm Frischmasse) und der kalkulierte Futterquotient (Kilogramm Naturnahrung (NN) pro Kilogramm Fischzuwachs (FZ)). Je niedriger der Futterquotient, desto nahrhafter ist die Zooplanktongruppe.

Fischnährtiere	Bruttoenergie MJ/kg	Futterquotient kg NN/kg FZ
Chironomidae	2,5	9,9
Copepoda	2,5	10,1
Cladocera	1,5	16,2

Grundsätzlich förderten in der Altwasser-Kiesseeanbindung die gute Sichttiefe, die Flachwasserzonen, die vielfältigen Substratfraktionen und die strukturreiche Uferlinie das Aufkommen an Zooplankton. Im Vergleich zum Hauptstrom waren die Zooplanktondichten im Altwasser stets höher. Die Zusammensetzung des Zooplanktons entsprach in weiten Teilen den Aufnahmen des Wasserwirtschaftsamtes Bamberg aus den Jahren 1997 und 1998 (SCHÖDEL, 1999). Die fischereiliche Ertragszahlen der Taxa Chironomidae, Copepoda und Cladocera nach SCHRECKENBACH & ZAHN (1997) belegten im Vergleich zum Fluss eine günstigere Nahrungssituation in der Altwasser-Kiesseeanbindung (Tab. 5.3).

ENGSTRÖM-ÖST et al. (2005) belegten einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Wachstumsrate larvaler Hechte und dem Angebot an Zooplankton. MARK et al. (1987) stellten bei Jungcypriniden während ihrer Entwicklung einen sukzessiven Wechsel der Nahrungsressourcen fest. Auf Phytoplankton und Rotiferen folgten Crustaceen und am Ende stellten Chironomidenlarven die Hauptnahrung dar. Angebotsbedingte Abweichungen konnten auftreten. Larvale und juvenile Rotaugen nutzten nach Rotiferen und Diatomeen fast ausschließlich Cladocereen, die sich typischerweise an pflanzlichen Oberflächen finden (MANN et al., 1997).

Rotiferen und Crustaceen etablieren sich besonders gut in seichten, ufernahen Gewässerbereichen (RICHARDSON, 1990). Gewässerbereiche mit hohem Sand- und Feinkiesanteil, in denen hauptsächlich Chironomidenlarven anzutreffen sind (RUNDLE & HILDREW, 1992; RUSE, 2002), gewinnen für die spätere Entwicklung der Cypriniden an Bedeutung. Verglichen mit der Altwasser-Kiesseeanbindung konnte demnach die Zooplanktonsituation im flussabwärts gelegenen Altarm aufgrund der dort stark verschlammten Sohle als ungünstiger bewertet werden, obwohl direkte Planktonnachweise fehlten.

Das reichhaltige Zooplanktonaufkommen in der Altwasser-Kiesseeanbindung förderte das Abwachsen der frühen planktivoren Jungfischstadien. Dies dokumentierten im Juni 2003 die 0+ Jungfische von Rotaugen und Flussbarsch. Sie unterschieden sich signifikant in ihrer Totallänge von den Individuen im Altarm, obwohl in beiden Bereichen ausschließlich Individuen desselben Entwicklungsstadiums erfasst wurden (Stadium 5: frühe Juvenilstadien). Gegensätzlich fiel das Ergebnis bei den 0+ Jungfischen der Laube aus. Die juvenilen Lauben in der Altwasser-Kiesseeanbindung waren im August 2003 signifikant kleiner als im Fluss. Innerhalb der Anbindung hingen die Längenunterschiede jedoch vom Fangzeitpunkt ab. Die in der Nacht gefangenen Individuen waren signifikant länger. Die Längenunterschiede waren demnach unter dem Aspekt einer tageszeitabhängigen „feeding migration“ einzuordnen. Lauben sind bei ihrer Nahrungsaufnahme vorrangig an der Oberflächendrift orientiert (BANARESCU, 1964). Der Hauptstrom bietet dieser Art folglich bessere Nahrungsbedingungen als die Seitengewässer. Für die Entwicklung ist es günstig, so früh wie möglich in den driftreicheren Main abzuwandern. Nach COPP & JURAJDA (1998) steigt jedoch während der Nacht im Hauptstrom das Prädationsrisiko durch piscivore Fische. Jung- und Kleinfische weichen deswegen in seichten Uferzonen und Seitengewässer aus. Diese tageszeitabhängigen Wanderungen spiegelten wohlmöglich die tageszeitabhängigen Längenunterschiede der juvenilen Lauben in der Anbindung wieder.

Im August 2003 gab es zwischen den 0+ Rotaugen aus dem Fluss und der Altwasser-Kiesseeanbindung keinen signifikanten Größenunterschied mehr. Dies traf auf alle weiteren Arten zu (Aitel, Gründling und Rapfen), die sowohl im Fluss als auch im Seitenarm erfasst wurden. Entsprechende Beobachtungen machten LANGLER & SMITH (2001) am Huntspill River/England. Einsömmrige Kaulbarsche, Gründlinge, Rotaugen und Flussbarsche in renaturierten Flachwasserbereichen außerhalb des Hauptstroms unterschieden sich nicht in ihrer Totallänge von Individuen direkt im Fluss. Die Jungfischabundanzen waren jedoch in den kleinflächigen Buchten signifikant höher als im Fluss. Daraus leiteten die Autoren starke intra- und interspezifische Konkurrenzbedingungen ab, die zu eingeschränkten Wachstumsraten in den Buchtbereichen führten.

Die Ergebnisse vom oberen Main wiesen zumindest für die frühen Entwicklungsstadien beim Rotauge im Frühsommer günstigere Wachstumsbedingungen in der Anbindung nach. Zwei unterschiedliche Ansätze konnten die Größenangleichung über den Sommer erklären. Die Ähnlichkeiten der Jungfischgemeinschaften im Fluss und in der Altwasser-Kiesseeanbindung nahmen vom Frühjahr bis zum Spätsommer stetig zu. Mit zunehmender Körperlänge und Schwimmfähigkeit waren die Jungfische in der Lage, je nach Bedarf zwischen Fluss und Anbindung zu wechseln. Dies bedeutete, dass sich die einzelnen Jungfischgemeinschaften der beiden Gewässerbereiche im saisonalen Verlauf vermischten. Die zunehmende Schwimmfähigkeit der Jungfische führte zu einer Angleichung der mittleren Körperlänge zwischen den Beständen im Fluss und im Seitenarm. Erhöhte Mortalitätsraten der Jungfische im Fluss, denen v.a. die kleineren Individuen verstärkt zum Opfer fallen (DÖRNER & WAGNER, 2003), führten ebenfalls dazu, dass sich die mittleren Totallängen im Laufe der Saison angleichen. Diese Effekte karschierten geringere Wachstumsraten im Fluss. Der gewählte Untersuchungsansatz gab letztendlich keine eindeutige Antwort. Prinzipiell waren zusätzlich zur Nahrungssituation die signifikant höheren Wassertemperaturen in der Anbindung günstiger für das Abwachsen der Jungfische (MANN et al., 1997).

Die Bedeutung von Buchten und Seitengewässern für die Rekrutierung von Jungfischen in regulierten Flusssystemen ist generell in der Fachliteratur spärlich bearbeitet. COPP (1997) fand in Bootshäfen und Seitenkanälen des River Great Ouse/England höhere Jungfischabundanzen als im Hauptfluss. Er schloss daraus, dass Fische die Seitengewässer zum Laichen und als Rückzugsorte aufsuchen. LANGLER & SMITH (2001) erfassten am Huntspill River/England in renaturierten Flachwasserbereichen außerhalb des Hauptstroms signifikant höhere Jungfischabundanzen und eine höhere Diversität als im Fluss. Sie bewerteten die Effekte der Renaturierungsmaßnahmen für die Jungfischbestände positiv. Inwieweit die strukturverbessernden Maßnahmen Auswirkungen auf das Wachstum der Jungfische hatten, konnten sie nicht klären, nannten diesen Punkt aber ein wichtiges Forschungsfeld.

Im oberen Main waren im zeitigen Frühjahr 2003 die Jungfischabundanzen im Fluss höher als in der Altwasser-Kiesseeanbindung und im Altarm. Die Jungfischgemeinschaft im Fluss dominierten lithophile Arten wie Hasel und Gründling, sowie die phyto-lithophile Brachse. Die ausnahmslosen Nachweise junger Larvalstadien der Altersklasse 0+ (Stadium 2 PINDER, 2001) im Fluss belegten das erfolgreiche Ablachen lithophiler und phyto-lithophiler Arten (Gründling, Hasel, Rapfen bzw. Brachse, Güster, Laube, Rotauge). Im Gegensatz dazu dominierten in beiden Stillwassergebieten phythophile Arten die Jungfischgemeinschaft. Entsprechend ähnlich waren sich die Jungfischgemeinschaften aus den Seitengewässern und unterschieden sich jeweils von der Jungfischgemeinschaft im Fluss.

Im Mai 2003 veränderten sich die Jungfischauftkommen deutlich. Im regulierten Main waren keine Larval- oder frühen Juvenilstadien mehr feststellbar. Die Nachweise beschränkten sich auf die beiden Stillwasserbereiche und umfassten ausschließlich junge bis ältere Larvalstadien (Stadium 2–4). Die Artenspektren waren nahezu identisch und vorrangig von phytho-lithophilen Arten dominiert. Die Jungfischgemeinschaften der beiden Seitengewässer waren sich im Mai 2003 am ähnlichsten und erzielten die höchsten Bray-Curtis-Werte der gesamten Untersuchung ($\sim 0,8$). In der Altwasser-Kiessee-Anbindung war die Fischdichte um das dreifache höher als im Altarm (CPUE: $25,0 \pm 12,7$ Individuen in der Anbindung bzw. $8,0 \pm 9,8$ Individuen im Altarm). Mit Gründling, Brachse, Flussbarsch, Kaulbarsch, Laube und Rotaugen wurden Larvalstadien derjenigen Arten ermittelt, die bis dahin nachweislich als Laichfische in die Anbindung eingewandert waren.

Fehlende Larval- bzw. Juvenilnachweise im Hauptstrom deuteten darauf hin, dass die vorrangig an die Bedingungen im Hauptstrom gebundenen Fischarten ihr Laichgeschäft bereits abgeschlossen hatten. Rheophile Jungfische der Gruppe b, wie z.B. der Gründling waren ausschließlich in den Seitengewässern nachzuweisen und belegten den für diese Gilde typischen Habitatwechsel der Jungfische in Stillwasserbereiche. Die Jungfischstadien des Rapfens, einer weiteren rheophilen Art der Gruppe b, konnten während des Sommers ebenfalls in den Seitenarmen und im Fluss nachgewiesen werden. Über den Sommer bestätigten die höheren Jungfischabundanzen in der Anbindung die Ergebnisse von LANTIER & SMITH (2001). In der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb war ab Mai 2003 der Jungfischbestand stets höher als im Hauptstrom bzw. im flussabwärts gelegenen Altarm. Aufgrund der extremen Niedrigabflüsse im Jahr 2003 konnten die Abundanzunterschiede zwischen dem Hauptstrom und den Seitengewässern auch mit dem hydrologischen Regime in Zusammenhang gebracht werden. Nach GROSSMANN et al. (1998) sind Niedrigabflüsse in Folge von Trockenheit besonders für Jungfische Extremsituationen, die die Verfügbarkeit von hochwertigen Mikrohabitaten einschränken. Die Abnahme räumlicher Ressourcen erhöht den intra- und interspezifischen Konkurrenzdruck und die Prädationsraten. Durch ein geringeres Nahrungsangebot und Extremata bei den physikochemischen Wasserparametern entsteht physiologischer Stress (MAGOULICK & KOBZA, 2003; MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS, 2003). Die Fische versuchen den erschwerten Bedingungen auszuweichen, indem sie in Refugien abwandern (MAGOULICK & KOBZA, 2003; MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS, 2003). Generell kommt es dennoch zu Bestandsrückgängen und Änderungen der Fischgemeinschaften (MAGOULICK & KOBZA, 2003; MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS, 2003). Am oberen Main erreichten die Abflusswerte im Jahr 2003 den tiefsten Stand seit 50 Jahren (SPEIERL, 2004 A).

Die mittleren Abflusswerte am Pegel Schwürbitz lagen für die Monate April bis August 2003 mit $10,5 \pm 5,3 \text{ m}^3/\text{sec}$ um mehr als 50% unter dem 5-Jahresmittel von $20,9 \pm 8,1 \text{ m}^3/\text{sec}$ (1998–2002). Ein verstärktes Abwandern der Jungfische aus den Hauptstrom in die strukturreicheren Seitenarme erschien demnach durchaus wahrscheinlich

Im Spätsommer 2003 dominierten bei den Jungfischen die Arten Aitel, Gründling, Flussbarsche, Laube und Rotaugen die Jungfischgemeinschaften im Fluss und in der Altwasser-Kiesseeanbindung. Die relative große Ähnlichkeit zwischen den Jungfischbeständen im Fluss und in der Altwasser-Kiesseeanbindung legte den Schluss nahe, dass beide Gewässerbereiche von den Jungfischen als transitorische Habitate genutzt wurden. Dennoch waren auch im Spätsommer die Jungfischbestände im Seitengewässer deutlich größer als im Fluss. Insgesamt dominierten eurytope Arten die Jungfischgemeinschaften. Limnophile Jungfische wie Schleie, Rotfeder und Hecht etablierten sich am besten im Übergangsbereich der Altwasser-Kiesseeanbindung, auch wenn die Bestände dort gering ausfielen. Die Jungfischgemeinschaften spiegeln generell die Veränderungen der Fischgemeinschaften in anthropogen überformten Flusssystemen wieder (WARD & STANFORD, 1989; SCHIEMER et al., 1991). Durch Änderungen der hydrologischen Situation, der Abtrennung von Seitengewässern und Nebenarmen und einer zunehmenden Eutrophierung dominieren in allen Gewässerbereichen zunehmend eurytope Arten (NAVODARU et al., 2000; REGIER et al., 1989). Die spezialisierten limnophilen Stillgewässerarten verlieren entwicklungsentscheidende Lebensräume und gehen in ihren Beständen zurück. NAVODARU et al. (2000) belegten dies umfassend für das Donau-Delta. Die Ergebnisse vom oberen Main zeigten, dass reichstrukturierte Altwasser-Kiesseeanbindungen wie bei Trieb das Rekutierungspotenzial limnophiler Arten stärkten. Die natürlichen Bestände limnophiler Arten könnten durch die Schaffung weiterer lateraler Übergangsbereiche zwischen dem Main und den zahlreichen Kiesseen im Obermaintal gestützt werden. Entsprechendes wird durch die Neuanlage von Altarmstrukturen möglich.

Neben den direkten Laichnachweisen konnte in der Altwasser-Kiesseeanbindung das Ablachen der Bachforelle indirekt nachgewiesen werden. Ab der letzten Novemberwoche 2003 wurden an der kiesreichen Übergangskante zum regulierten Fluss über einen Zeitraum von zwei Wochen insgesamt 96 Laichgruben gezählt, die in einem eng umgrenzten Bereich von 400 m^2 angelegt worden waren. Weiter als 20 m drangen die Bachforellen zum Ablachen in die Altwasser-Kiesseeanbindung nicht ein.

Die kieslaichenden Bachforellen (BALON, 1975) laichen im Mainsystem zwischen Oktober und Dezember (SCHADT, 1995). In mehreren Schüben werden an flach überströmten Schotterbänken, Abbruchkanten und Übergängen zwischen Rauschen und Kolken Laichgruben angelegt, in denen bis zu 5 Laichpakete abgelegt werden (OTTAWAY et al., 1981).

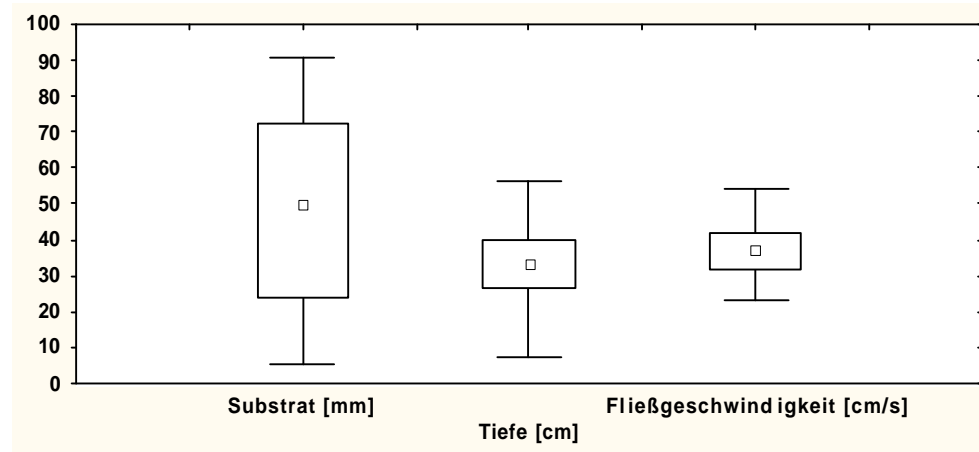


Abb. 5.17: Mittlere Substratkörnung, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit an Laichplätzen der Bachforelle nach Literaturangaben von OTTAWAY et al. (1981), SHRIVELL & DUNGEY (1983), GROST & HUBERT (1990) und BEARD & CARLINE (1991) (Median, 25 – 75% Perzentile, Minima und Maxima)

Die Laichgruben befinden sich in einer Wassertiefe von etwa 30 cm. Diese werden durch die flussaufwärts ziehenden Rogner angelegt. Bereits abgelegte Eier werden dabei durch neu aufgeschlagenes Substrat bedeckt (GROST & HUBERT, 1990). Damit werden die Bachforelleneier von größeren Substratfraktionen eingefasst, als in der Umgebung vorkommen. Die Körnungen der Laichsubstrate sind äußerst variabel und schwanken nach Gewässertyp (Abb. 5.17). Generell werden Hartsubstrate mit einem Durchmesser um 50 mm bevorzugt. Entscheidender als Körnung und Zusammensetzung der Grobfaktionen scheint für die Wahl der Laichplätze ein geringer Anteil an Feinsedimenten zu sein (OTTAWAY et al., 1981).

Vorkommen und Anteil von Feinsedimenten hängen von der Fließgeschwindigkeit am Laichplatz ab. Die geringe Spannweite bei der Strömungspräferenz am Laichplatz garantiert, dass die Gelege nicht mit Feinsediment bedeckt werden. Im Mittel wird eine Fließgeschwindigkeit von etwa 40 cm/s bevorzugt. Wird das Interstitial des Laichplatzes zu stark durch Feinsedimente verlegt, dass die Durchströmung des Porenraums unter 5 cm/h abfällt und die Sauerstoffsättigung unter 7 mg/l sinkt, steigen die Ausfallraten bei den Gelegen (TURNPENNY & WILLIAMS, 1980). Bachforellenlarven verlassen die Bettsedimente erst nachdem 2/3 ihres Dottersackes aufgebraucht wurden (GEIGER & ROTH, 1962). Frisch geschlüpfte Larven verhalten sich negativ phototaktisch und wandern noch tiefer in das Interstitial. Optimale Bedingungen im Interstitial sind folglich für beide Entwicklungsstadien überlebenswichtig. Neben der geeigneten Zusammensetzung der Substratfraktion ist auch die Lagerungsdichte der Bettsedimente entscheidend für die Qualität eines Bachforellenlaichplatzes.

DELACOSTE et al. (1995) zeigten, dass zu stark verfestigtes Substrat trotz geeigneter Zusammensetzung nicht zum Ablachen genutzt wurde.

Hochwasserdurchgänge in der Altwasser-Kiesseeanbindung bei Trieb förderten die Anhäufung und Umlagerung geeigneter Substratfraktionen für das Ablachen der Bachforellen. Die Anfang Dezember 2003 erfassten Laichgruben lagen im mittleren Tiefenbereich, wie er als charakteristisch für die Bachforelle angegeben wird (BEARD & CARLINE, 1991; GROST & HUBERT, 1990; OLOFSSON et al., 1998; OTTAWAY et al., 1981; SHRIVELL & DUNGEY, 1983). Das ausschließliche ablaichen in den seichteren Gewässerstellen an der Abbruchkante zum Main könnte mit der geringen Strömungsgeschwindigkeit im weiteren Übergangsbereich in Zusammenhang gestanden haben. Die Fließgeschwindigkeiten lagen während der gesamten Untersuchungsphase in der Altwasser-Kiesseeanbindung nie höher als 0,1 m/sec. Laichgruben nahe der Abbruchkante zum Main profitierten zusätzlich von den Strömungsverhältnissen im Fluss. Dennoch zeigten die bereits nach mehreren Tagen sichtbaren Feinsedimentablagerungen an allen Laichgruben, dass mit Ausfällen von Gelegen zu rechnen war. Für die Bachforelle stellten die Bettsedimente des Übergangsbereiches aufgrund ihrer hydrologischen Situation nur einen suboptimalen Laichplatz dar. Nach Literaturangaben begrenzt die Anzahl der verfügbaren Laichmöglichkeiten die Bestandsdichten der Bachforelle: BEARD & CARLINE (1991) konnten zeigen, dass die Anzahl geeigneter Laichplätze über die Dichte der Bachforellenbestände entscheidet, weniger die Habitatvariablen Wassertiefe oder Substratzusammensetzung. Auch OLOFSSON et al (1998) belegten eine zunehmende Variabilität der Laichplatzcharakteristika bei abnehmendem Laichplatzangebot.

Im oberen Mainabschnitt bis zum Wehr Michelau und im Rodachunterlauf standen der Bachforelle geeignete Laichgründe nur noch im Laichschongebiet der Rodach zur Verfügung (SCHADT, 1993). Nachdem der genannte Mainabschnitt noch Zubringer aufweist, die der Äschenregion zuzurechnen sind, ist die Bachforelle als Begleitfischart anzusehen. Für den Bachforellenbestand wäre es wichtig, die Strömungs- und Sedimentdynamik zu erhöhen, sowie die Erreichbarkeit der Seitengewässer zu verbessern und deren Sedimenttransport zu fördern.

5.11 Die Bestandsentwicklung und Habitatsituation der Barbe

Historische Belege weisen für das bayerische Mainsystem ausgeprägte Barbenbestände nach (BRÜCKNER, 1926; BUNDSCHUH, 1804; JÄCKEL, 1864). Bis ins 19. Jahrhundert galt die Barbe als der „Charakterfisch“ des Mains (TEROFAL, 1977). Am oberen Main führten Ausbau und Regulierungsmaßnahmen seit Beginn des 19. Jahrhunderts zu einer ausgeprägten Veränderung des Fließgewässercharakters und der Flusslandschaft (BUXBAUM, 1893; SCHADT, 1993, 1995; SPEIERL, 2003). Wichtige Habitatstrukturen für die Barbe und alle ihre Entwicklungsklassen gingen zunehmend verloren (SPEIERL, 2003). Schon zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden Bestandsrückgänge der Barbe mit flussbaulichen Maßnahmen in Zusammenhang gebracht (BUXBAUM, 1893). Durch die umfangreichen flussbaulichen Eingriffe der letzten zwei Jahrhunderte weisen der oberfränkische Main und die Rodach starke ökomorphologische Defizite auf (GERLACH, 1990; SCHADT, 1993; VON HESSBERG, 2003; SPEIERL, 2003).

Nachdem Aussagen über die Bestandsentwicklung der Barbe im oberen Mainsystem für das 19. Jahrhundert nur rein qualitativ möglich waren, lagen für die letzten zwei Jahrzehnte detailliertere Daten vor. Barben wurden im oberfränkischen Main Anfang der 1980er Jahre nur noch vereinzelt nachgewiesen (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI, 2002). Erste systematische Bestandsaufnahmen wurden bei der Fischartenkartierung Oberfrankens zu Beginn der 1990er Jahre gemacht (SCHADT, 1993, 1995). Zusammenhängende Bestände der Barbe wurden dabei im oberen Main nachgewiesen. Die Bestandsdichten lagen überwiegend bei 1-5 Barben/100m befischter Gewässerstrecke, vereinzelt wurden auch bis zu 20 Individuen nachgewiesen. Entsprechend der landesweiten Einstufung in die Rote Liste Bayerns musste die Barbe auch im oberfränkischen Main als gefährdet angesehen werden (BOHL, 1992; SCHADT, 1995, 2000; LEUNER et al., 2000; BOHL et al. 2003). Bestandsfördernde Maßnahmen sind für diese Art angebracht, zumal während der letzten zwei Jahrhunderte etwa 50% des artspezifischen Lebensraums im oberen Mainsystem zerstört wurden (STROHMEIER, 1998).

Die Bestandsentwicklung adulter Barben, wie sie in den Monitoring-Bereichen 1999 und in den Jahren 2002 bis 2004 ermittelt wurde, konnte als positiv bewertet werden. Die Bestände zeigten eine deutlich ansteigende Tendenz, mit Zunahmen bis zu 30 % (durchschnittliche Abundanz 1999: 175 Ind./ha; 2004: 252 Ind./ha). Für eine Einstufung der ermittelten Dichten wurden diese mit Flusssystemen ähnlicher Ausdehnung und Abflusscharakteristik verglichen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum lagen die Bestandsdichten etwa doppelt so hoch, wie sie von BARAS (1992) Anfang der 1990er für die Ourthe in Belgien ermittelt wurden. BARAS (1997) bezeichnete dabei die Ourthe als barbenreiches, naturbelassenes Gewässer.

Bei HUNT & JONES (1974) lagen die Bestandsdichten adulter Barben Anfang der 1970er im wenig veränderten River Severn/Großbritannien bei 1.020 Ind./ha. In den tschechischen Flüssen Jihlava und Svratka beobachteten PENÁZ & STOURACOVA (1991) sowie LUSK (1996) über den Zeitraum von 1970 bis 1990 eine Abnahme der Barbenbestände um bis zu 85 % (Svratka 1990: 97 Ind./ha). In der Jihlava ging der relative Anteil der Barbe am Gesamtfischbestand von 32 % auf 6 % zurück. Flussregulierungen, zunehmende Querverbauungen und eine Monotonisierung der Abflussdynamik waren die Ursachen für diesen extremen Bestandsrückgang. Im historischen Kontext gesehen, wirkten sich am oberfränkischen Main besonders die wiederholten Phasen intensiver Flussregulierungen und Begradigungen negativ auf die Barbenbestände aus, da dadurch die Abflussdynamik stark gemindert wurde und die hydromorphologische Strukturvielfalt im Gewässer zurückging (SPEIERL, 2003). Inwieweit die hydromorphologischen Veränderungen innerhalb eines Flusssystems die Lebensraumbedingungen der Barbe verändern können, wurde während der Untersuchungsphase besonders in den Nebengerinnen der Monitoring-Bereiche sichtbar. Je mehr der lotische Charakter dieser Streckentypen durch die wiederholte strukturelle Überformung bei Spitzenabflüssen zurückging, desto niedriger waren dort die Bestandsdichten. Am besten etablierten sich die adulten Barbenbestände in den Hauptgerinnestrecken. Positiv konnte festgestellt werden, dass die Barbe, als namensgebende Art der entsprechenden Fischregion, während der Untersuchungsphase ihren Anteil am Gesamtbestand von 12 % (1999) auf 16 % (2004) steigern konnte. Für alle Streckentypen und Untersuchungsjahre zusammengefasst lag der durchschnittliche Ertrag bei 218 kg/ha. Damit wurde ein Biomassewert erreicht, den PENÁZ & STOURACOVA (1991) bzw. LUSK (1996) für noch intakte, ungestörte Barbenbestände an der Jihlava und Svratka ermittelten, bevor diese Flüsse reguliert wurden.

Generell wurde eine deutliche Verbesserung der adulten Barbenbestände durch die Renaturierungsmaßnahmen innerhalb des Hauptstroms festgestellt, wie es bereits SPEIERL (2000) und SCHADT (2000) beschrieben. Alle drei erfassten Gewässerabschnitte besaßen das Gesamtspektrum barbenbedeutsamer Habitattypen (Gewässerabschnitt 1: Rodachunterlauf Fkm. 1,6–0,0 und Obermain Fkm. 440,0–435,9; Gewässerabschnitt 2: Wehr Michelau, Fkm. 435,9 - Wehr Hausen, Fkm. 422,4; Gewässerabschnitt 3: Wehr Hausen Fkm. 422,4 - Hallstadt Fkm. 387,4). Die Reproduktions- und Jungfischhabitats (Kiesbänke: Typ 1 als vorrangiges Laichhabitat, Typ 2 als Jungfischhabitat) waren in allen Gewässerabschnitten die Minimumfaktoren. Im Gewässerabschnitt 2, in dem keine Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden, betrug der relative Anteil dieser Habitattypen maximal 20 m²/ha. Im Gegensatz dazu lagen die Reproduktions- und Jungfischhabitats in den Gewässerabschnitten 1 und 3 um mindestens das Dreifache höher.

Ein Vergleich zwischen diesen beiden Gewässerabschnitten zeigte, dass mit der Anzahl der Renaturierungsmaßnahmen auch die Anzahl aller barbenbedeutsamen Habitattypen signifikant zunahm. Der Gewässerabschnitt 3 besaß auf Grund der zahlreichen und ausgedehnten Renaturierungsmaßnahmen die beste Habitatausstattung für die Barbe. Dort waren zusätzlich alle Habitattypen in den regulierten Flussbereichen vorhanden. Die Renaturierungsflächen vergrößerten jedoch deutlich die Anzahl und Hektargröße jedes Habitattypes. Auffallend war dies bei den Reproduktions- und Jungfischhabitaten, sowie bei der Anzahl der Rauschen, die die bevorzugten Nahrungsgründe größerer Barben sind (BARAS, 1993, 1997; EBEL, 2002). Aquatische Entwicklungsstadien von Insekten stellen für die Barbe eine wichtige Nahrungskomponente dar (KOVACEK-MANN, 1992). BABL (2000) zeigte, dass generell in den renaturierten Flussbereichen das numerische Angebot an Makrozoobenthos höher war als im regulierten Main. Nachdem die Barbe den spezialisiertesten Laichplatzanspruch von allen Fischarten innerhalb der Potamalregion aufweist (GRANDMOTTET, 1983) und ihr Laicherfolg in einem engen Zusammenhang mit der Größe der Laichhabitate steht (BARAS, 1994), besitzt dieser Habitattyp eine Schlüsselfunktion für den Gesamtbestand.

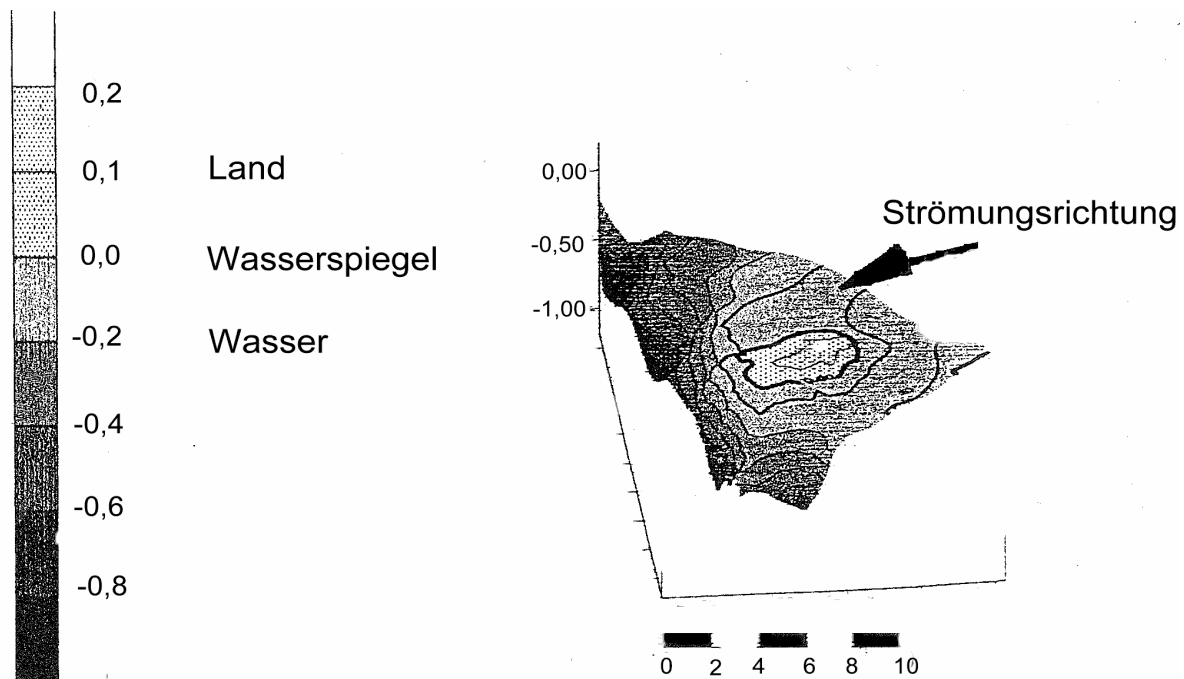


Abb. 5.18: Geländemodell eines Barbenlaichplatzes an der Flussbifurkation der Mainrenaturierung Zapfendorf (Aufnahme Sommer 1999, Skalierung in m). Zum Ablachen wurde das Plateau der Kiesschulter genutzt. Barben, die sich nicht am Laichgeschehen beteiligten, standen im tiefen Bereich knapp hinter der Kiesschulter im strömungsberuhigten Gewässer.

Besonders deutlich wurde der positive Effekt einer erhöhten Abflussdynamik auf die Bildung neuer Laichplätze im Bereich der renaturierten Flussstrecken bei Zapfendorf (Gewässerabschnitt 3). Nach den winterlichen Hochwasserwellen 2001/2002 entstand ein kiesreicher Durchbruch vom Haupt- ins Nebengerinne in der Form einer langgezogenen, plötzlich steil abfallenden Kiesschulter. Diese bildete den dritten Barbenlaichplatz an der Mainrenaturierung Zapfendorf seit Beginn der Untersuchung 1999. Die weiteren Laichplätze lagen direkt an der Bifurkation zwischen Haupt- und Nebengerinne, bzw. im Nebengerinne selbst. Alle Laichplätze hatten die typische Form einer stark überströmten Kiesschulter (Abb. 5.18), die in ihrem strömungsberuhigten Leebereich den Laichtieren Ruhemöglichkeiten bot (SPEIERL, 2000, 2003).

Die Funktionalität der Laichplätze im Bereich Zapfendorf wurde durch das jährliche Beobachten des Laichgeschäftes bestätigt. Neben der besseren Ausstattung mit Laichgebieten hoben sich die renaturierten Flussbereiche von den regulierten Flussbereichen auch durch eine engere Verzahnung der Laichgebiete mit den Jungfischhabitaten und den weiteren Habitattypen ab. In den renaturierten Flussbereichen waren zudem die Flächen der Reproduktions- und Jungfischhabitate mindestens um den Faktor zehn größer.

Entscheidend für die Abflussdynamik eines Fließgewässersystems sind seine Querverbauungen (SCHMUTZ & JUNGWIRTH, 1999). Die Gesamtbetrachtung aller drei Gewässerabschnitte zeigte, dass die Stauhaltungen im oberen Main das Angebot an barbenbedeutsamen Habitaten, besonders für die Reproduktion und Jungfischentwicklung minimierten. Für den Gewässerabschnitt 2 ermöglichten die Fischpässe in Lichtenfels und Oberwallenstadt eine Gebietsvergrößerung, die Habitatqualität wurde jedoch nicht entscheidend beeinflusst, wenn ausnahmslos der Main ohne Seitengewässer betrachtet wurde.

Für eine Bewertung der Habitatausstattungen wurde der obere Main mit der Ourthe/Belgien verglichen (BARAS, 1992). In der naturbelassenen Ourthe ergaben quantitative gewässermorphologische Untersuchungen, dass deckungsarme lotische Habitattypen (Kiesbänke, Rauschen und Strömungsrinnen) etwa 25% der Gesamtfläche ausmachten. Etwa 1% waren deckungsreiche Strukturen. Am oberen Main nahmen in jedem Gewässerabschnitt deckungsarme lotische Habitattypen nur ungefähr 13% der Gesamtfläche ein. Bei den deckungsreichen Strukturen wurde jeweils etwa 1% erreicht. Berücksichtigt man, dass insgesamt erst 15 Kilometer des Flusslaufes - und damit genau 15% des Obermains – renaturiert wurden (METZNER, 2002) und sich Verbesserungen bei der Habitatausstattung auf die Barbenbestände positiv auswirkten (EBEL, 2002; SPEIERL, 2003), wird deutlich, welches Potenzial weitere Renaturierungsmaßnahmen für die Barbenbestände im oberfränkischen Main haben können.

Der reproduktive Zustand des gesamten Barbenbestandes wurde anhand des Populationsaufbaus bewertet (EBEL, 2002; PENÁZ, 1977; PENÁZ et al., 1978; PENÁZ & STOURACOVÁ, 1991; PENCZAK & SIERAKOWSKA, 2003).

Aufgrund der natürlichen Altersstruktur in Fischpopulationen liegen die Maxima der Individuenzahlen in der Regel in den unteren Alters- bzw. Längenklassen. Abweichungen können Hinweise auf ausgeprägte gewässermorphologische Defizite sein (EBEL, 2002). Am oberen Main bildeten Jungbarben der Altersklassen 0+ und 1+ etwa 90 % des Gesamtbestandes der Barbe. Entsprechend konnten für die Barbe günstige natürliche Reproduktionsbedingungen angenommen werden. Analysen der Populationsstruktur in naturnahe Fließgewässersysteme ergaben, dass die Mehrheit erfasster Barben eine Körperlänge von < 35 cm aufweisen und der Anteil von Individuen mit einer Körperlänge von > 40 cm unter 10 % liegt (PENÁZ, 1977). Am oberen Main betrug der relative Anteil dieser Längengruppe 6,5 %.

Generell erreichen nur weibliche Barben eine Körperlänge von > 40 cm (PENÁZ, 1977; PENÁZ & STOURACOVÁ, 1991). Die Wachstumsgeschwindigkeiten beider Geschlechter unterscheiden sich deutlich und die in der Literatur oft genannte Großwüchsigkeit der Barbe trifft ausschließlich auf weibliche Tiere zu (EBEL, 2002). Auch am Main bestand die Längensklasse > 40 cm ausschließlich aus weiblichen Barben. Die maximal erreichbare Körperlänge liegt bei der Barbe zwischen 83,3 und 100 cm (HEUSCHMANN, 1962; PENÁZ, 1977). Die größte nachgewiesene Barbe während der Untersuchung am Main erreichte eine Totallänge von 82 cm. Im Abgleich mit Längen-Altersklassenbeziehungen aus der Literatur (EBEL, 2002) dürfte es sich demnach um ein etwa zwanzigjähriges Weibchen gehandelt haben.

Bei den adulten Barben am oberen Main war das Geschlechterverhältnis nahezu ausgeglichen (Männchen–Weibchen: 1,1:1,0). Tendenziell weisen die ermittelten Geschlechterverhältnisse bei Barbenpopulationen einen leichten bis deutlichen Überhang an männlichen Individuen auf (EBEL, 2002; PENÁZ, 1977; PENÁZ & STOURACOVÁ, 1991). Entsprechend der unterschiedlichen Langlebigkeit beider Geschlechter dominieren in den hohen Altersklassen weibliche Barben (KOVACEKMANN, 1992). Ein stark unausgeglichenes Geschlechterverhältnis mit einer Dominanz männlicher Barben bezogen PENÁZ & STOURACOVA (1991) auf negative morphologische und hydrologische Veränderungen im Gewässersystem. Die ausgeglichene Geschlechterverteilung im oberen Main war ein Indiz für die artspezifisch günstigen hydrologischen und gewässermorphologischen Bedingungen.

Die Auswertungen der angelfischereilichen Daten der Mainfischereigemeinschaft G.b.R. Lichtenfels aus den Jahren 1998 bis 2002 mussten im Hinblick auf die Entwicklung der Barbenbestände differenziert bewertet werden.

Bei konstant niedrigen mittleren Fangraten von $0,4 \pm 2,1$ Ind./Jahr wurden die gefangenen Barben – die Art wird im Obermain generell nicht besetzt - über die Jahre signifikant kleiner. Anhand der geringen Fangnachweise war es unwahrscheinlich, dass die Größenabnahme auf eine verstärkte Entnahme größerer Individuen zurückzuführen war, wie auch LUSK (1996) zeigen konnte. Die Fangbemühungen am oberen Main konzentrierten sich überwiegend auf Karpfen und Forelle (SPEIERL, 2004 C). Die Größenentwicklung der Barbe ließ zwei Erklärungsansätze plausibel erscheinen. Rückläufige Körperlängen geangelter Barben konnten von einer steigenden Anzahl jüngerer und damit kleinerer Individuen im Flusssystem herrühren. Höhere Bestände jüngerer Barben steigerten deren Fangwahrscheinlichkeit und waren gleichzeitig ein Indiz für höhere Abundanzen der frühen Altersklassen und belegten die positive Bestandsentwicklung dieser Art. Nach PENÁZ & STOURACOVA (1991) reagieren Barbenbestände empfindlich auf negative morphologische und hydrologische Veränderungen in Gewässern. Ein gestörter Populationsaufbau mit einer deutlichen Überalterung, die sich durch eine Verschiebung zu größeren Längensklassen ausdrückte, war die Folge. Neben den gewässermorphologischen Störungen führten PENCZAK & SIERAKOWSKA (2003) rückläufige Körperlängen bei Barben zudem auf steigende Nährstofffrachten zurück. Der negative Effekt verstärkter Eutrophierung auf das Größenwachstum bei Fischen ist vielfach beschrieben (HAYWARD & MARGRAF, 1987; TOWNSEND & PERROW, 1989; VAN DENSEN, 1994; WELCOMME, 1992). Nachdem die angelfischereilichen Daten ausschließlich die Längenentwicklung weiblicher Barben ab einem Alter von etwa 10 Jahren darstellten, konnte die relativ hohe Nährstofffracht der letzten beiden Jahrzehnte im Obermain (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1989, 1992, 1993-2000, 1995, 1998) ebenfalls Ursache der rückläufigen Körperlängen gewesen sein. Inwieweit die Renaturierungsmaßnahmen einen Einfluss auf die durchschnittliche Größenverteilung innerhalb der Barbenbestände hatten, konnte demnach nicht eindeutig geklärt werden. Das ausgewogene Geschlechterverhältnis und hohe Reproduktionspotenzial belegten jedoch den positiven Effekt der Renaturierungsmaßnahmen für die Bestandsentwicklung der Barbe.

Für die Abundanzentwicklung juveniler Barben und fünf weiterer rheophiler Fischarten (Aitel, Gründling, Hasel, Nase und Rapfen) erwies sich das vielfältigere und ausgedehntere Angebot an Mesohabitattypen in den renaturierten Flussbereichen als günstig. In den regulierten Flussbereichen machten die wichtigen Jungfischhabitate Buchten, Kiesbänke und Altwasserbereiche (COPP, 1992 A; COPP, 1997; FREYHOF, 1996, 1998; SPEIERL, 2000, 2003) nur insgesamt 25 % der beprobten Fläche aus. Generell prägte eine durch Blocksteinschüttungen stark monotonisierte Uferlinie den regulierten Obermain.

Alle weiteren Mesohabitattypen (Altwässer, Buchten, Kiesbänke, Naturufer und Rauschen) kamen entlang der Uferlinie stark isoliert vor. Im Gegensatz dazu lag der Anteil verblockter Uferzonen in den renaturierten Flussbereichen unter 5 % und alle sonstigen Mesohabitattypen standen in einem sehr ausgeglichenen Flächenverhältnis zueinander. Der Anteil lenitischer Habitattypen mit Buchten und Altwasserbereichen hielt sich die Waage mit den lotischen Habitattypen Kiesbank und Rauschen. Von der engen Vernetzung zwischen Buchten, Kiesbänken und Rauschen in den renaturierten Flussbereichen profitierten v.a. 0+ Jungfische von Barbe, Hasel und Nase. Die ontogenetische Bindung an die genannten Mesohabitattypen wurde für die larvalen und juvenilen Entwicklungsstadien dieser drei Arten bereits umfassend dokumentiert (FREYHOF, 1996; KECKEIS et al., 1996; SPEIERL, 2000, 2002, 2003; VILIZZI & COPP, 2001). Die ausgeglichenste Habitatnutzung und damit die geringste Spezialisierung zeigten 0+ Aitel. Die Jungfische der als rheophil b einzustufenden Arten Gründling und Rapfen nutzten verstärkt die strömungsberuhigten Habitattypen Altwasser und Bucht. Juvenile Rapfen profitierten zusätzlich von den substratreichen und strömungsgeprägten Habitattypen (SPEIERL, 2005 A). Die Häufigkeit von 0+ Rapfen im Sommer 2003 korrelierte signifikant mit dem Vorkommen von Rauschen und Kiesbänken am oberen Main (Abb. 5.19).

In den renaturierten Flussbereichen lagen die Bestandsgrößen der 0+ Jungfische deutlich höher als in den regulierten Abschnitten. Damit wurden die Ergebnisse von WINTERSBERGER (1996) bestätigt: das Angebot notwendiger Mikrohabitate (für die ontogenetische Entwicklung) und deren enge Vernetzung auch unter extremen Abflusssituationen bestimmt den Rekrutierungserfolg der jeweiligen Jahresklasse. Die Spannbreite der Abflussgeschwindigkeiten stellte sich für Jungfische als kritischer Faktor heraus, dem eine hohe Bedeutung bei strukturverbessernden Maßnahmen in Fließgewässern zukommt (STAHLBERG & PECKMANN, 1987). Letztendlich begrenzten Strukturangebot und -vielfalt die Bestände potenziell natürlicher Fischgemeinschaften in Fließgewässern (AMOROS & ROUX, 1988; BARAS & NINDABA, 1999 A, 1999 B; BOHL & LEHMANN, 1989; COPP, 1989 A; DEWEY & JENNINGS, 1992; FREYHOF, 1996, 1998; GRIFT, 2001; HUMPHRIES & LAKE, 2000; KÄSTLE et al., 1995; LANGLER & SMITH, 2001; LUCAS et al., 1998; SCHIEMER et al., 1991; SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992; SLAVIK & BARTOS, 2001; SPEIERL, 2000, 2003, 2004 A; SPEIERL et al., 2002). Unter diesem Gesichtspunkt verbesserten die Flussrenaturierungen die Rekrutierungssituation der rheophilen Fischfauna entscheidend.

Die zwischenjährlichen Differenzen bei der Rekrutierung der rheophilen Frühjahrs- und Sommerlaicher wurden durch die Faktoren Habitatverfügbarkeit und Extremabflüsse bestimmt. Generell hatten die Frühjahrslaicher Rapfen, Nase und Hasel sowohl 2002 als auch 2003 günstige Abflussverhältnisse zur Laichzeit.

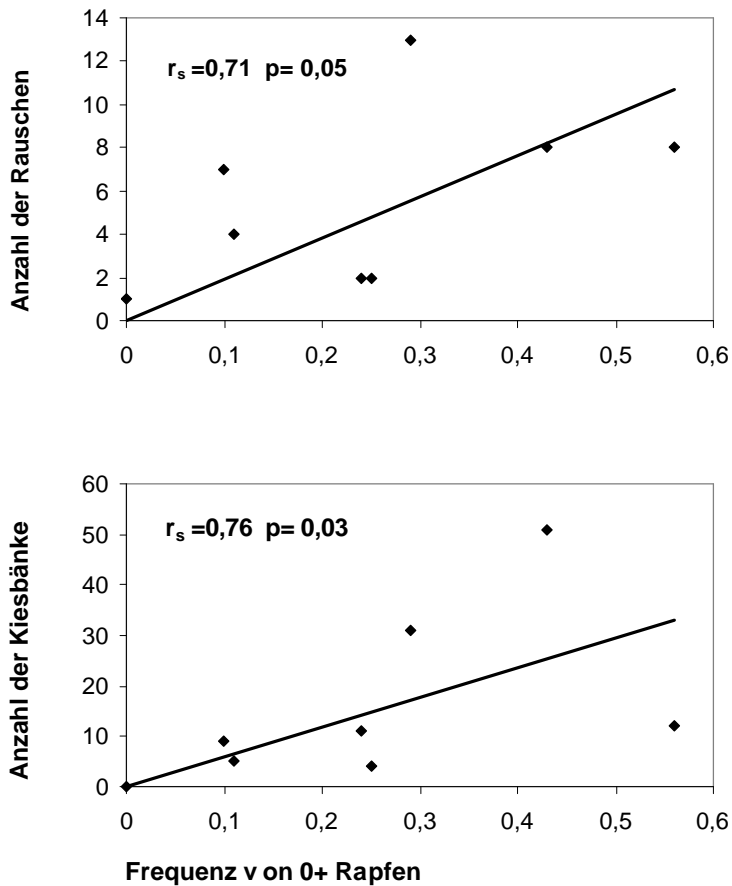


Abb. 5.19: Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von 0+ Jungfischen des Rapfens (Nachweisfrequenz bei den PAS-Jungfischerhebungen) und dem Vorkommen lotischer Gewässerstrukturen (Kiesbank und Rauschen) am oberen Main im Sommer 2003.

Die Hochwasserwellen im Frühjahr 2002 setzten jedoch die frühen Entwicklungsstadien dieser Arten extremen hydrologischen Bedingungen aus und führten zu entsprechenden Verlusten. Im Frühjahr 2003 traten keine Hochwasserabflüsse auf und die relativen Abundanzen von Hasel, Nase und Rapfen nahmen im trockenen Sommer 2003 zu.

Die Bestandsentwicklungen der im Frühsommer und Sommer laichenden Arten Gründling, Aitel und Barbe verliefen unterschiedlich. Im Trockenjahr 2003 gingen ausschließlich die relativen Abundanzen juveniler Aitel zurück. Die extrem niedrigen Wasserstände 2003 schränkten für diese Art das Angebot an verfügbaren Laichplätzen ein. Zusätzlich reduzierten die geringen Abflusswerte das verfügbare Habitatangebot für die Jungfische. Als häufigste Art waren die juvenilen Aitel demnach stark von inter- und intraspezifische Konkurrenz und physiologischem Stress betroffen (GROSSMANN et al., 1998; MAGOULICK & KOBZA, 2003; MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS, 2003).

Entsprechend hätten die relativen Abundanzen bei Gründling und Barbe rückläufig sein müssen. Bei beiden Arten waren jedoch die Auswirkungen des sommerlichen Hochwasserwelle 2002 auf die Bestandszahlen gravierender als die Niedrigwassersituation im Sommer 2003. CATTANÉO et al. (2001) zeigten, dass die gewässertypische Varianz saisonaler Normabflüsse das kurzfristige Angebot und die Verfügbarkeit von Laichplätzen formten und saisonal die Fischgemeinschaft strukturierten. Von hohen Abflussraten zur Laichsaison profitierten Barbe und Hasel, niedrigere Abflusswerte begünstigten die Nase. Generell wirkten sich jedoch Hochwasserwellen zur Laichperiode negativ auf die Jahrgangsstärken aus. Am oberfränkischen Main begünstigten 2003 die ausbleibenden Hochwasserwellen zum Frühjahr und Sommer die Jahrgangsstärken der rheophilen Arten Barbe, Rapfen, Hasel, Nase und Gründling.

5.12 Die Jungfischauftkommen in zwei Flutmulden der Rodachrenaturierung bei Redwitz

Die Jungfischgemeinschaften der Flutmulden ließen anhand ihrer Artzusammensetzung und Altersstruktur einen Rückschluss auf die Besiedlung dieser lateralen Gewässerstrukturen im neugeschaffenen Auenbereich bei Redwitz zu. Die Flutmulde 1 umfasste in etwa eine Fläche von 0,1 ha und war bei Normalwasserstand vom Flusssystem isoliert. Die Entfernung zur Rodach betrug ungefähr 150 m. Die Flutmulde 2 lag 200 m flussaufwärts, war mit einer Fläche von etwa 0,3 ha deutlich größer und war bei Normalwasserstand mit der Rodach bzw. einem renaturierten Altwasserbereich über ein Grabensystem verbunden. Beide Flutmulden wurden 2001 neu angelegt und durch die extremen winterlichen Hochwasserwellen 2001/2002 zum erstenmal geflutet.

Das Aufsuchen von Refugialzonen außerhalb des Hauptstroms ist eine weit verbreitete Strategie von Fischen winterlichen Hochwasserwellen zu entgehen (LUCAS & BARAS, 2001). Selbst wenn Fische über den Winter im Hauptstrom verbleiben, weichen sie bei Hochwasser in Mündungsbereiche von Zubringern, in Seitengewässer oder überflutete Auengebiete aus, um bei fallenden Pegelständen zurückzukehren. BARAS (1992) dokumentierte während spätwinterlicher Hochwasserabflüsse das Abwandern von Barbe und Aitel in Mündungsbereiche bzw. Flachwasserzonen. Die nordamerikanische Art *Hypentilium nigricans* (Catastomidae) verließ bei Hochwasser ihre Strömungshabitate und zog in die Überflutungszonen des Flussumlandes (MATHENEY & RABENI, 1995). Mit entsprechenden Verhaltensweisen reagierten adulte Hasel auf Hochwasserwellen (CLOUGH & BEAUMONT, 1998). JUNGWIRTH et al. (1995) wiesen während Hochwasserereignissen deutlich höhere Jungfischdichten in Flussrandbereichen und Überflutungsflächen der Aue nach. Ein seitliches Ausweichen von Jungfischen bei Hochwasser in überflutete, strömungsberuhigte Flachwasserbereiche beobachtete SPEIERL (2000) am Unterlauf der Rodach.

Jungfische sind durch ihr geringeres Schwimmvermögen bei Hochwasserereignissen besonders von Ausschwemmung bedroht (HARVEY, 1987; LIGHTFOOT & JONES, 1979). Nachdem keine fischereilichen Besatzmaßnahmen im Bereich der Rodachrenaturierung-Redwitz stattgefunden hatten (FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI, pers. Mitt.), konnte die Besiedlung der Flutmulde 1 konkret auf die Hochwasserwellen des Winters 2001/2002 zurückgeführt werden. Zwei Möglichkeiten kamen für die Besiedlung der Flutmulde in Betracht. Einerseits erreichten Jungfische die Flutmulde indem sie den Hauptabfluss der Hochwasserwellen seitlich auswichen (JUNGWIRTH et al., 1995; SPEIERL, 2000). Andererseits schien es auch denkbar, dass die Jungfische passiv eingespült wurden, nachdem die winterlichen Abflüsse im Bereich eines 25 jährigen Hochwasserereignisses lagen. Unabhängig von der Art und Weise des Erreichens stellte die Flutmulde aufgrund ihrer Tiefenstruktur im Vergleich zum direkten Umland einen geeigneten Rückzugsort dar. Nach dem Abfallen der Pegel etablierte sich die Flutmulde 1 als permanentes Auengewässer mit entsprechendem Fischbestand, dominiert von den eurytopen Arten Flussbarsch und Laube. Die Tatsache, dass ausschließlich Jungfische der Altersklasse 1+ und älter, sowie für ein isoliertes Auengewässer untypische Arten wie Aitel und Hasel nachgewiesen wurden, belegte die Besiedlung durch die winterlichen Hochwasserwellen. Das Artenspektrum umfasste zu gleichen Teilen sowohl eurytope (Flussbarsch, Laube, Rotaue) als auch rheophile Arten (Aitel, Gründling, Hasel) und untermauerte die These von SCHRECKENBACH (2003), nach dem die Neubesiedelung isolierter Gewässer v.a. ein stochastisches Ereignis ist. Bei neuerlichen Flutungen bestünde für alle Arten die Möglichkeit, in den Hauptstrom abzuwandern. Die fehlenden Nachweise von 0+ Jungfischen zeigten, dass keine Fischeier über Wassergeflügel in die isolierte Flutmulde 1 eingetragen wurden (RIEHL, 1991).

Im Gegensatz zur Flutmulde 1 wurden in der Flutmulde 2 Jungfische der Altersklasse 0+ nachgewiesen. Flussbarsch, Aitel und besonders Hasel nutzen die Flutmulde als Jungfischhabitat. Ausschließlich beim Flussbarsch konnte davon ausgegangen werden, dass die Flutmulde zugleich Laichhabitat war. Die abwechslungsreiche Ufermorphologie mit Totholz und submerser Vegetation bot Flussbarschen genügend Abbläichmöglichkeiten. Von der strukturellen Vielfalt profitierten auch der Güster und die phytophile Rotfeder. Als strömungsliebender Kieslaicher fand der Aitel ausschließlich im Hauptstrom der Rodach geeignete Laichgründe. Geeignete Laichstrecken lagen direkt am Beginn der Renaturierung Redwitz (Fkm. 5,6) bzw. flussaufwärts an der Renaturierung Unterlangenstadt (Fkm. 6,2). Entsprechendes galt für den Hasel, dessen Einordnung als rheophil b (SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992) bereits darauf hinweist, dass die Jungfischstadien überwiegend in strömungsberuhigten Gewässerbereichen zu finden sind. Bei beiden Arten konnte davon ausgegangen werden, dass die 0+ Stadien über das Grabensystem eingewandert waren.

Strömungsberuhigte Seitengewässer nahe von Laichgründen werden zudem für den Hasel als wichtige Ruhebereiche nach Abschluss des Laichgeschehens beschrieben (CLOUGH et al., 1998).

Zusammenfassend dokumentierten die spätsommerlichen Fangergebnisse der Flutmulde 2 die Nutzung dieses Auengewässers als Jungfischhabitat. Die permanente Anbindung an den Hauptstrom über ein Grabensystem ermöglichte es 0+ Jungfischen zusätzlich aus dem Hauptstrom einzuwandern. Gewässerbereiche mit submersen Makrophyten und eingeschwemmten Totholz begünstigten das Vorkommen der phytophilien Rotfeder. Für die Flutmulde 1 konnte beispielhaft der Rückzug von Jungfischen bei winterlichem Hochwasser in die Aue und die damit einhergehende Neuetablierung von hochdiversen Fischgemeinschaften in isolierten Auengewässern belegt werden.

Die neugeschaffenen Auengewässer erfüllten wichtige Funktionen als Refugien und Jungfischhabitate. Sie verbesserten die Rückzugs- und Wiederbesiedlungsmöglichkeiten für die Fischfauna in der Rodach. Dadurch waren sie wichtige strukturelle Komponenten zur Stabilisierung natürlicher Fischbestände gemäß dem „Patch dynamic concept“ (PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND 1989). Insgesamt entsprachen die neugeschaffenen Auenstrukturen den Forderungen von BAYLEYS et al. (2000): zur Verbesserung der fischereilichen Produktivität von Fließgewässern sollte vorrangig die Renaturierung bzw. die Neuanlage von Seitengewässern unterschiedlicher Konnektivität und Hydrologie im Focus stehen.

6 Resümee und Ausblick

Welche Rückschlüsse lässt die Arbeit am oberen Main zu, wenn der Blick auf die fischereiliche Entwicklung, den Naturschutz im Gesamten und den Fischartenschutz im Speziellen gerichtet wird?

Die allgemeine naturschutzfachliche Forderung nach der Wiederherstellung einer räumlich-zeitlichen Abflussdynamik in einem längsdurchgängigen Flusssystem wurde durch die Verknüpfung wasserwirtschaftlicher Ziele und Maßnahmen (Vergrößerung des Retentionsraums, Dehnung und Dämpfung der Abflussspitzen, vorbeugender Hochwasserschutz) im oberen Mainsystem erreicht (METZNER, 2004). Indirekt wurden dadurch die Forderungen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) schon seit mehr als 10 Jahren umgesetzt. Die bereits bekannten positiven Auswirkungen im botanischen, ornithologischen und entomologischen Sektor (BABL, 2000; METZNER, 2002, 2004; METZNER et al., 2003; VON HESSBERG, 2003) bestätigten sich im fischbiologischen Bereich.

Nach den Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie für die ökologische Integrität des oberen Mainsystems konnte die Prozesshaftigkeit der Flussdynamik als gut, die Funktionalität als bedingt gut für die Fischfauna bewertet werden (CHOVANEC et al., 2000; JUNGWIRTH et al., 2002; SCHMUTZ et al., 2000). Die Renaturierungsmaßnahmen verbesserten die prozesshafte Wirkung der Abflussdynamik in Raum und Zeit und die Funktionalität der lateralen Gewässeranbindungen und Auenübergänge. Bei der longitudinalen Durchwanderbarkeit, einem wichtigen funktionalen Aspekt der Fischökologie, gab es jedoch mit den Wehren Hausen (Fkm. 422,4) und Viereth (Fkm. 380,2) weiterhin zwei unpassierbare Querbauwerke, obwohl sich die Situation für die Fischfauna durch die Umgehungsgerinne in Lichtenfels (Fkm. 430,1) und Oberwallenstadt (Fkm. 433,0) deutlich verbesserte (SCHLEGEL 2006). Dennoch wird eine historisch belegte Fischgemeinschaft mit den Langdistanzwanderern Lachs und Maifisch (BRÜCKNER, 1926; BUNDSCHUH, 1804; JÄCKEL, 1864, TEROFAL, 1977; SPEIERL, 2003) kurzfristig nicht zu erreichen sein, da entsprechende Maßnahmen zur Verbesserung der Längsdurchgängigkeit über Oberfranken hinaus bis zur Rheinmündung umgesetzt werden müssten (ARGE-MAIN, 2001; SCHÜTZE, 2003).

Eine mögliche, praxisrelevante Leitbildentwicklung sollte demnach die operationalen Aspekte des Flusssystems (Abflussdynamik, Störungs- und Habitatmosaik, Refugialräume, Verknüpfung Fluss-Aue) in den Mittelpunkt stellen. Damit würden auch wichtige verhaltensökologische Mechanismen im Lebenszyklus der Flussfische (Drift, saisonale und tageszeitabhängige Wanderungen, optimale Laichplatzwahl etc.) abgedeckt werden.

Mit Blick auf fischereiliche Belange förderten die Renaturierungen zuallererst die Produktivität der Fischbestände. Im generellen Vergleich waren die Fischdichten und Erträge in den renaturierten Flussbereichen deutlich höher als im regulierten Fluss. In den renaturierten Haupt- und Nebengerinnestrecken profitierten bedrohte kieslaichende Arten von der Substratanreicherung und –umlagerung, darunter auch die angelsportlich bedeutenden Arten Bachforelle und Äsche.

Die lateralen Gewässerbereiche und strukturreichen Kiesseeanbindungen förderten bedrohte phythophile Arten. Fischereilich im Brennpunkt stehen hier Schleie und Hecht. Die Habitatausstattung für den Hecht im oberen Mainsystem ist nach wie vor defezitär (SPEIERL 2005 A). Zur Bestandserhaltung sind jährliche Besatzmaßnahmen notwendig, mit entsprechenden Gefahren für die genetische Integrität des lokalen Bestandes (MILLER et al., 2001; WEIBL & WOLF, 2002). Hier kämen weitere Anbindungen geeigneter Seitengewässer und Verbesserungen der Fluss-Aueverknüpfung der natürlichen Bestandsentwicklung und einem genetischen Artenschutzmanagement entgegen (ALLEN et al., 1998; MILLER et al., 2001; WEIBL & WOLF, 2002) und würden mittelfristig die Fischerei finanziell entlasten (ALLEN et al., 1998). Die Anbindung weiterer Kiesseen - diese Maßnahmen wurden ursprünglich umgesetzt, um den Fischen bei umkippenden Gewässern den Zug in den Fluss zu ermöglichen - würde bei entsprechender Gestaltung (Flachufer, Gräbensystem, Überflutungsbereiche, Untiefen) die Fortpflanzungssituation der phythophilen Fischarten weiter verbessern. Darüber hinaus stünden zusätzliche Refugialbereiche für alle Altersklassen zur Verfügung.

Mit den Untersuchungen wurden sowohl Grundlagen des Ist-Zustandes erfasst, als auch wichtige verhaltensökologische Mechanismen herausgearbeitet, wie die Beispiele der Wanderbewegungen und der Jungfischdrift verdeutlichten. Nachdem Fragen des Fischschutzes in der Öffentlichkeit kaum wahrgenommen werden – sicher auch auf Grund der kryptischen Lebensweise dieser Tiergruppe – und Wanderungen bzw. die Jungfischdrift wichtige Bestandteil im Rekrutierungszyklus der Flussfische sind, wurden diese detailliert bearbeitet, zumal die Forschung hier noch am Anfang steht.

Ob und inwieweit im oberen Mainsystem die Fischgemeinschaft wieder durch strömungsliebene Arten dominiert werden wird, bleibt abzuwarten. Die positive Entwicklung bei der Barbe, der Namensgebenden Leitart der Fischregion, deutete das Potenzial der Renaturierungsmaßnahmen an. Die Bestandszunahmen und der Aufbau der Populationsstruktur (Altersverteilung und Geschlechterverhältnis) stimmen optimistisch, zumal bei den Erträgen bereits Werte erreicht wurden, die im Literaturvergleich für intakte Barbenbestände angegeben werden (PENÁZ & STOURACOVÁ, 1991).

Vieles wird davon abhängen, in welchem Umfang die hydrologischen und strukturellen Gegebenheiten der renaturierten Flussbereiche spezialisierten Fischarten weiter hochwertige Lebensbedingungen bieten können und in welchem Ausmaß die Abflussdynamik, insbesondere der Geschiebetransport, zu einer Angleichung der Renaturierungsflächen untereinander führt und dadurch das Mosaik der Teillebensräume („Patch dynamic concept“; PICKETT & WHITE, 1985; TOWNSEND 1989) einschränkt. Bleibt ein ausgeglichenes Störungs mosaik entlang des Flusses erhalten, werden auch augenscheinliche „Rückentwicklungen“ bei den Fischzönosen in den renaturierten Flussbereichen, wie sie beispielhaft für den Mündungsbereich der Rodach dargestellt werden konnten, mit Blick auf das gesamte Flusssystem nicht ins Gewicht fallen.

Weitere Flussrenaturierungen würden insgesamt den Erhalt und die dynamische Konstanz des Strömungs mosaiks fördern. Nach der starken Konzentration auf die Hauptstrombereiche sollten aus fischökologischen und fischereilichen Gründen in Zukunft Mündungsbereiche (PONTON, 1998; HLADIK & KUBECKA, 2003), Seitengewässer und Fluss-Aueverknüpfung in den Mittelpunkt rücken. Mit der Restaurierung der reliktschen Altarmschlinge bei Ebensfeld geht die Entwicklung bereits in diese Richtung (SPEIERL 2005 A). Um jedoch die Entwicklung der Fischbestände im Zusammenhang mit den durchgeführten wasserbaulichen Maßnahmen auch weiterhin bewerten zu können, wäre die Fortsetzung eines entsprechenden Monitorings nötig. Noch offene Fragen im Spannungsfeld Flussrenaturierung und Fischökologie ließen sich dadurch klären, was besonders mit Blick auf die EU-WRRL von erheblicher Bedeutung ist.

Mit der Ausdehnung der Renaturierungsflächen steigerte sich während der letzten Jahre deren Freizeit- und Naherholungswert (VON HESSBERG, 2003, METZNER 2004). Negative Auswirkungen der menschlichen Nutzung auf die epigäische Bodenfauna und die Bruterfolg des Flussregenpfeifers wurden bereits belegt (METZNER, 2004; METZNER et al., 2003). Für den aquatischen Bereich wurde im Rahmen des „Flussparadieses Franken“ ein Konzept für den Kanubetrieb auf dem Main entwickelt (SCHMITT, 2003). Eine abflussgebundene Befahrung und eine freiwillige Selbstverpflichtungserklärung der Kanuvermieter, die die Anzahl der Boote auf 240 Stück je Tag beschränkt, sind die wesentlichen Bestandteile dieser Regelung. Die 2004 festgestellte Störungsintensität durch Kanuten (SPEIERL, 2005 C) konnte am oberen Main noch als mäßig bezeichnet werden (REICHHOLF, 1999) und lag weit unter Werten, wie sie etwa an der Wiesent in der Fränkischen Schweiz ermittelt wurden (SPEIERL, 2004 D). Es bleibt abzuwarten wie sich der Kanusport am Main weiter entwickelt und ob die Lenkungsmaßnahmen erfolgreich sind, um die positive Entwicklung der Fischbestände nicht zu gefährden.

Zu einer Entzerrung des Kanuaufkommens und somit der Störungsintensität wird mit Sicherheit auch die Einrichtung fester, obligater Ein- und Ausstiegsstellen beitragen können.

Dennoch ist zu berücksichtigen, dass zur Einschätzung der Störwirkung auf das Gewässer und die Fischfauna neben der zeitlichen Intensität auch die mechanische Störung von Flusssohle und Uferbereich von Bedeutung ist (SPECK, 1985; SPEIERL, 2004 D). Gefährdet sind hier besonders flachgründige Gewässerbereiche, wie sie im Hauptstrom des Mains vorrangig als Kiesbereiche und Rauschen vorliegen. Diese sind die bevorzugten Laichbereiche der gefährdeten kieslaichenden Fischarten. Aus naturschutzfachlicher und fischereilicher Sicht sind besonders der Rapfen, die Nase und die Barbe zu nennen (SCHADT 1995, SPEIERL et al. 2002, SPEIERL et al. 2003). Neben den kieslaichenden Fischarten sind die strömungsorientierten Jungfische (Rapfen, Nase, Barbe, Aitel, Hasel, Gründling, Nerfling und Schmerle), die ihre Entwicklung an Kiesbänken und Rauschen vollziehen, durch ein intensives Bootsaufkommen in diesen Gewässerbereichen gefährdet. Bei niedrigen Pegelständen vermindert sich das Lebensraumangebot dieser Flusshabitate und starkes Kanuaufkommen kann zur Beunruhigung und Störung der Nahrungsaufnahme führen. Intensive Kanuaufkommen an diesen kritischen Flusshabitaten waren besonders während der Niedrigwassersaison 2003 zu beobachten. Um zukünftig die Auswirkungen des Kanubetriebes auf die Fischbestände genau erfassen zu können, wäre ein kontinuierlich begleitendes Monitoring nötig. Damit könnte das Nutzungskonzept Kanuerlebnis Obermain den fischökologischen Erfordernissen angepasst werden und wäre dadurch bundesweit beispielhaft für eine nachhaltige Naherholungsnutzung im aquatischen Bereich.

7 Zusammenfassung

1. Im oberen Mainsystem, an Main und Rodach (Oberfranken/Nordbayern) wurden seit 1992 durch das Wasserwirtschaftsamt Bamberg ausgedehnte Fließgewässerrenaturierungen durchgeführt. Die Maßnahmen umfassen aktuell 25 Flussbereiche mit mehr als 15 km Länge. Flussbettaufweitungen, neue Seitenarme und die Anbindung der Aue und lateraler Gewässer erhöhen den Retentionsraum, verringern die Abflussgeschwindigkeit und verbessern den Geschiebetransport. Diese wasserbaulichen Maßnahmen verbesserten die natürliche Flussdynamik und erhöhten die Habitatvielfalt.

2. Schwerpunkt dieser Untersuchung der Jahre 1999 und 2002-2004 war die Erfassung der fischökologischen Funktionalität unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen im oberen Mainsystem. Die Zusammensetzung und zeitliche Veränderung von Fischgemeinschaften wurde zwischen drei regulierten und renaturierten Flussbereichen verglichen. Der Einfluss morphologischer und hydrologischer Parameter auf die Fischbestände wurde analysiert (Breiten- und Tiefenvarianz bzw. Abfluss). Für die Leitfischart Barbe (*Barbus barbus*) wurde die Bestandsdynamik und der Populationsaufbau ermittelt. Zusätzlich zu weiteren Untersuchungen von renaturierten Flussbereichen wurden verhaltensökologische Mechanismen analysiert (Migrationsverhalten, Drift), die wichtige Zyklen der Rekrutierung von Flussfischen sind. Mit der Elektrofischerei und dem Zugnetz wurden aktive Fangmethoden genauso angewandt wie passive Methoden, zu nennen sind Forney-Methode, Lichtfallen, Drift- und Trappnetze, um die Fragestellungen detailliert zu bearbeiten (siehe Einleitung).

3. Während der Untersuchungszeit wurden im Main und der Rodach insgesamt 32 Fischarten erfasst. Damit konnten 70% der 45 Fischarten Oberfrankens nachgewiesen werden. Davon waren 15 Arten in der Roten Liste Deutschlands aufgeführt, von denen wiederum 13 Arten in der Roten Liste Bayerns vorkamen. Die Aufkommen indifferenten (10 Arten), kieslaichender (9 lithophile Arten) und obligat an Pflanzen laichende Fischarten (8 phytophile Arten) waren relativ ausgeglichen und ließen auf eine hohe Vielfalt an Reproduktionsbiotopen im untersuchten Mainsystem schließen. Alle weiteren Arten gehörten anderen Laichgilden an. Aus naturschutzfachlicher Sicht war der Nachweis von 8 kieslaichenden und bundesweit gefährdeten Fischarten hoch zu bewerten (Äsche, *Thymallus thymallus*; Bachforelle, *Salmo trutta*; Barbe, *Barbus barbus*; Hasel, *Leuciscus leuciscus*; Lachs, *Salmo salar*; Nase, *Chondrostoma nasus*; Nerfling, *Leuciscus idus* und Rapfen, *Aspius aspius*). Im oberen Mainsystem gehörten damit 25 % der nachgewiesenen Arten der am stärksten gefährdeten Laichgilde der Flussfische an.

4. Einheitliche, charakteristische Fischgemeinschaften konnten in den Monitoring-Bereichen weder durch den Ausbauzustand der Flussstrecken (reguliert vs. renaturiert), noch durch die Streckentypen (Haupt- oder Nebengerinne, bzw. regulierter Flussbereich) vorhergesagt werden. Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft wurde vorrangig durch die geografische Lage der Monitoring-Bereiche im Flusssystem bestimmt. Flussabwärts stiegen die Fischdichten und Erträge deutlich an, vor allem in den Seitengewässern. Die renaturierten Flussbereiche waren insgesamt die produktiveren Fischbezirke.

5. In den regulierten und renaturierten Flussbereichen aller Monitoring-Bereiche dominierten die euryöken Cyprinidenarten Aitel (*Leuciscus leuciscus*), Laube (*Alburnus alburnus*) und Rotaue (*Rutilus rutilus*) die adulte und juvenile Fischgemeinschaft. In den renaturierten Flussbereichen bildeten sich jedoch mit den Jahren komplexere, im Bestand ausgeglichene und spezialisiertere Artengemeinschaften heraus, während die regulierten Flussbereiche zunehmend von euryöken Fischarten bestimmt wurden. In den regulierten Flussbereichen waren die Jungfischbestände gering. Die Entwicklung der Jungfischgemeinschaften hing vom Zeitpunkt der Flussrenaturierung ab. Zu Beginn stiegen die Bestände euryöker Cyprinidenarten an, bevor sich rheophile Jungfische, besonders in den renaturierten Hauptgerinnestrecken, durchsetzten.

6. Die renaturierten Seitengewässer waren wichtige Winterstandorte für die adulten und juvenilen Fischbestände. Stabile hydrologische und physikochemische Bedingungen, variable Gewässerstrukturen und ein niedriger Prädationsdruck reduzierten die Mortalität der Bestände. Die morphologische Struktur, die Ausdehnung, die Anzahl und die Lage der Winterhabitate im Flusssystem (Grad der Isolation, Verzahnung mit der Aue) bestimmten zusammen mit dem Aufkommen an Raubfischen den Rekrutierungserfolg der einsömmrigen Jungfische (Altersklasse 0+). Die Variabilität der Gewässertiefe war das wichtigste Strukturmerkmal für die Qualität der Winterhabitate. Im Winter stiegen die Artenvielfalt, Diversität, Evenness und das durchschnittliche Körpergewicht der Jungfische (Altersklasse 0+ und 1+) bei zunehmender Tiefenvarianz signifikant an. Die Untersuchung am oberen Mainsystem zeigte, dass die Anlage tiefenvariabler Seitengewässer einen vielfältigen und ausgeglichenen Fischbestand fördern kann.

7. Die Driftphase ist ein Engpass im Lebenszyklus larvaler und juveniler Fische. Die renaturierten Flussbereiche waren für die Driftstadien Refugien mit günstigen Wachstumsbedingungen. Zusätzlich waren sie wichtige Ausgangspunkte für die Verbreitung der Jungfische im Flusssystem. In der Drift wurden 11 Arten erfasst. Es dominierten die Cyprinidenarten Aitel, Barbe, Gründling, Laube und Rotaue.

Die Drift zeigte ein deutliches saisonales und tageszeitliches Muster. Das gesamte Driftaufkommen nahm mit steigenden Wassertemperaturen zu. Der artspezifische Verlauf hing von der Laichperiode ab. Hydrologische Parameter bestimmten die Driftintensität. Die Drift konzentrierte sich in den regulierten Flussbereichen auf die Nacht. In den renaturierten Flussbereichen wurde zusätzlich die Dämmerung genutzt. Die verlängerte Driftphase und die generell höhere Driftintensität in den renaturierten Flussbereichen steigerte die Chance, flussabwärts gelegene Habitate zu erreichen.

8. Die neu gestaltete Altwasser-Kiesseeanbindung zum Main ist ein wichtiges Laichgebiet und Jungfischhabitat. Die laterale Gewässerstruktur wurde von den juvenilen und adulten Fischgemeinschaften als Nahrungshabitat und Wintereinstand genutzt. Als Folge kam es zu umfangreichen saisonalen und tagesrhythmischen Wanderbewegungen zwischen Fluss und Seitengewässer. Wegen des hohen Raubfischbestands wanderten die Fische hauptsächlich bei Nacht.

Während der Hauptlaichzeit der Cypriniden und Perciden (Ende April bis Juli 2003) wanderten mehr Laichfische in das Seitengewässer als in den Fluss. Besonders für die phythophilen Arten Hecht (*Esox lucius*), Schleie (*Tinca tinca*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) waren die Laichbedingungen im Seitengewässer günstig (submerse Makrophyten, ausgedehnte Überflutungszonen, hohe Wassertemperatur). Die Anbindung war im Vergleich zum regulierten Main und einem reliktsichen Altwasserarm flussabwärts das hochwertigste Jungfischhabitat für viele Cypriniden- und Percidenarten der Altersklasse 0+. Das reichhaltige Zooplanktonangebot in der Anbindung führte zu tageszeitabhängigen „feeding migrations“ bei juvenilen und adulten Fischen. Im Oktober begannen die juvenilen und adulten Fische ihre Wintermigration in die Altwasser-Kiesseeanbindung, ausgelöst durch fallende Wassertemperaturen und steigende Abflusswerte. Die physikochemischen und hydrologischen Bedingungen waren für die Fische dort günstiger als im regulierten Main.

9. Die Renaturierungsmaßnahmen verbesserten für die Leitfischart Barbe das Angebot, die Größe und die Verknüpfung lebenswichtiger Habitattypen. Innerhalb von 5 Jahren (1999-2004) stieg der Anteil der Barbe am gesamten Fischbestand von 12% auf 16%. Die Erträge erreichten natürliche Bestandswerte. Die intakte Populationsstruktur der Barbe, charakterisiert durch ein ausgewogenes Geschlechterverhältnis und einen Überhang an Jungfischen, belegte eine grundlegende Verbesserung des Rekrutierungspotenzials durch die Flussrenaturierungen. Das vielfältige, ausgedehnte und eng verzahnte Angebot an Jungfischhabitaten in den renaturierten Flussbereichen verbesserte die Bestandsentwicklung 5 weiterer rheophiler Fischarten (Aitel, Gründling, Hasel, Nase und Rapfen).

10. Die Untersuchung der Flutmulden an der Rodachrenaturierung Redwitz zeigte, dass ausgedehnte Auenbereiche und neu geschaffene Auengewässer eine wichtige Funktion als Refugien und Jungfischhabitate besitzen und den natürlichen Fischbestand stabilisieren können.

11. Die Abflussdynamik beeinflusste die Fischgemeinschaften. Während Hochwasserwellen konzentrierten sich die Fischbestände kurzfristig entlang der Ufer, in den Seitengewässern und den Überflutungszonen der Aue. Das bessere Angebot an Refugien in renaturierten Flussbereichen erleichterte den Fischen ein schnelles Ausweichen. Mittelfristig bestimmten die Abflussverhältnisse zur Laichzeit und während der Jungfischentwicklung die Jahrgangsstärken der Fischarten. Ausbleibende Hochwasserwellen in Frühjahr und Sommer 2003 förderten die 0+ Jahrgangsstärken der rheophilen Arten Barbe, Gründling, Hasel, Nase und Rapfen. Strukturelle und hydro-morphologische Veränderungen von Flussbereichen durch wiederholte Hochwasserwellen veränderten langfristig das Artenspektrum der Fischgemeinschaft (z.B. Rodach).

12. Von den aktuell ausgeführten Renaturierungsmaßnahmen, die sich vorrangig auf den Hauptstrom konzentrieren, profitieren vor allem die Bestände rheophiler Fischarten. Zukünftige Renaturierungsmaßnahmen müssen die qualitative und quantitative Verbesserung der lateralen Gewässerverknüpfung stärken (Altwässer, Kiesseen). Dies würde die Situation der phythophilen Fischarten verbessern und das Angebot an Refugialräumen erhöhen. Winterliche Extremabflüsse werden durch die Klimaerwärmung zunehmen, wodurch Refugien für die Fischbestände noch wichtiger werden.

13. Ein praxisrelevantes Leitbild des Mains als dynamischer Kiesfluss muss seine funktionalen Aspekte in den Mittelpunkt stellen, wie die Abflussdynamik, das Habitatmosaik, das Angebot an Refugien und die Verknüpfung zwischen Fluss und Aue. Damit werden zusätzlich wichtige verhaltensökologische Mechanismen im Lebenszyklus der Flussfische abgedeckt (Drift, saisonale und tageszeitliche Wanderungen etc.). Die Wiederherstellung der historisch belegten Fischgemeinschaft mit Langdistanzwanderern wie Lachs (*Salmo salar*) und Maifisch (*Alosa alosa*) ist im oberen Mainsystem alleine durch die Renaturierungsmaßnahmen nicht zu erreichen. Weitere Verbesserungen der Längsdurchgängigkeit im gesamten Mainsystem sind notwendig.

8 Summary

1. In the upper River Main system (Upper Franconia/Northern Bavaria) the Bamberg Water Engineering Office (Wasserwirtschaftsamt Bamberg) carried out extensive river restorations since 1992. To date the restorations include 25 river sections with a length of more than 15 km on the River Main and its tributary Rodach. Widenings of the river bed, newly created side channels and the connection with the floodplain and lateral water bodies enlarged the retention areas, reduced the current and improved the gravel load. These engineering measures improved the natural river dynamic and increased the habitat diversity.

2. The major aim of this study, carried out in the years 1999 and 2002-2004 was to analyse the ecological functionality of different restoration measures in the upper River Main system. The composition and chronological changes of fish communities were compared between three regulated and restored river sections. The influence of morphological and hydrological parameters (width and depth variance, discharge) on fish stocks was analysed. In particular the stock dynamic and population structure of the key species barbel (*Barbus barbus*) was investigated. Further surveys of restored river sections were completed by analysing important behavioural mechanisms in the life cycle of stream fishes (migratory behaviour, drift mechanisms). Active and passive catching methods, such as electric fishing, seine netting and Forney-traps, drift-nets, light traps and trap-nets respectively, were employed.

3. The survey revealed 32 fish species, representing 70% of the 45 species described for Upper Franconia. 15 species are currently listed in the red data book of Germany, including 13 species listed in the red data book of Bavaria. In the spawning guild, numbers of indifferent spawning species (10), lithophilous species (9) and phythophilous species (8) were well balanced and indicated a high variety of different spawning habitats in the river system. Further species belonged to different spawning groups. Lithophilous species are the most endangered spawning specialists in Germany and 8 fish species belonged to this spawning group (grayling, *Thymallus thymallus*; brown trout, *Salmo trutta*; barbel, *Barbus barbus*; dace, *Leuciscus leuciscus*; salmon, *Salmo salar*; nase, *Chondrostoma nasus*; ide, *Leuciscus idus* and asp, *Aspius aspius*). They made up 25 % of the total species number.

4. Neither the status of the river section (regulated or restored) nor the channel-type (restored main channel, restored side-channel or regulated channel) was a predictor for uniform and characteristic stream fish communities in the monitoring-sections.

The geographic situation of each respective section in the drainage system was the major determining factor for community differences. Abundances and standing crop increased downstream, especially in the side-channels. In general, the restored river sections showed a higher productivity of fish stocks.

5. The juvenile and adult fish communities in the regulated and the restored sections of the river were dominated by three euryoecious cyprinid species (chub, *Leuciscus leuciscus*; bleak, *Alburnus alburnus* and roach, *Rutilus rutilus*). However, over the years fish communities of the restored river sections increased in complexity, evenness and number of specialized species. In contrast, the regulated river sections were continuously dominated by euryoecious fish species and numbers of juveniles were low. The time since the restoration measures were carried out influenced the succession of the juvenile fish communities. Numbers of euryoecious cyprinids increased in the beginning before rheophilic juveniles established and dominated, especially in the restored main channels.

6. The restored side arms and channels were important winter habitats for both the juvenile and adult fish communities. Stable hydrological and physicochemical conditions, variable bed structures and low predation pressure reduced the stock mortality. The recruitment success of juvenile fishes (age class 0+) was determined by river physiognomy as well as by the density of piscivorous fishes. Depth variance was the most important parameter of the quality of winter habitats. During winter the number of species, diversity, evenness and the mean body weight of juveniles (age class 0+ and 1+) correlated significantly with depth variance. The creation of side channels and arms with high depth variances are a suitable tool to improve the diversity and evenness of the fish stock.

7. The drift period is a bottleneck in the life-cycle of larval and juvenile stream fishes. The restored river sections provided favourable growth conditions and were refuges and important sources for the dispersion of drift stages in the river system. In the drift 11 species were detected. The Cyprinid species chub, barbel, gudgeon, bleak and roach dominated. The drift showed a seasonal and diel pattern. Total drift increased with rising water temperatures. The species specific run of the drift depended on the spawning period. Hydrological parameters dictated the drift intensity. In the regulated river sections drift was mainly nocturnal, while in the restored river sections dusk and dawn was used as well. Hence, the prolonged drift phase and the generally higher drift intensity in the restored river sections increased the chance of reaching downstream habitats.

8. The newly created backwater-gravel lake connection to the River Main is an important spawning area and habitat for juvenile fishes. The juveniles and adults used the connection as feeding area and wintering habitat.

Consequently, extensive seasonal and diel migrations were observed between the river and the side water. The migrations were mainly nocturnal because of the high numbers of piscivorous fishes.

During the main spawning season of Cyprinids and Percids (end of April to July 2003) more spawners migrated into the connection than to the river. Spawning conditions were especially favourable for the phytophilous pike (*Esox lucius*), tench (*Tinca tinca*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) in the connection (submerge macrophyths, large floodplain, high water temperature). Compared to the regulated Main and a backwater downstream the connection was the best juvenile fish habitat for many young-of-the-year (YOY) Cyprinid and Percid species. The high density of zooplankton led to diel feeding migrations of juveniles and adults into the connection. In October falling water temperatures and increasing discharges triggered the winter migrations of juveniles and adults into the backwater-gravel lake connection. There, fishes found better physicochemical and hydrological conditions than in the regulated Main.

9. The restoration measures improved the numbers, the size and the connectivity of ontogenetic important habitats for the key species barbel. In 5 years (1999-2004) its relative abundance of the total fish stock increased from 12% to 16 %. Standing crop values were similar to undisturbed barbel stocks. A good population structure with a well balanced sex ratio and a high proportion of juveniles underlined an improved recruitment success as a consequence of the restoration scheme. The variety and high connectivity of juvenile fish habitats in the restored river sections improved the abundances of other 5 rheophilic species (chub, gudgeon, dace, nase, and asp)

10. The survey of the flood pools at the restored river section of the Rodach near Redwitz revealed that floodplains and newly created flood pools serve as refuges and juvenile fish habitats. Consequently, these measures stabilize the natural fish stocks.

11. Discharge dynamics influenced the fish communities. During flood pulses fishes concentrated near the shore line, in the side waters and the floodplains for a short time. In the restored river sections a higher variety of refuges facilitated flood avoidance. In the medium-term discharge conditions during spawning periods and the ontogenetic development of the juveniles shaped the year class strength. Absent floods during spring and summer 2003 increased the YOY abundances of the rheophilic barbel, gudgeon, dace, nase and asp. Recurrent floods changed the physiognomy of river sections and hence the species composition of fish communities in the long term (i.e. Rodach).

12. The completed restoration measures were mainly in-stream measures and favoured especially fish stocks of rheophilic species. Future restoration measures have to improve the quantity and quality of connections between the river and lateral water bodies (backwaters, gravel lakes). This would improve the phythophilous fish stocks and increase the number and variety of refuges. Due to local climate change flood events will increase.

13. A relevant model of the Main as a dynamic gravel river must focus on functional aspects, i.e. the discharge dynamic, the habitat mosaic, the variety of refuges and the floodplain connections. Important behavioural mechanisms in the life cycle of stream fishes (drift, seasonal and diurnal migrations etc.) are also included by this way. The regeneration of the historically documented fish community with long distance migratory species like the salmon (*Salmo salar*) and the shad (*Alosa alosa*) can not be achieved by river restorations in the upper River Main system. There is a need to improve the longitudinal connectivity in the complete River Main catchment area.

9 Literaturverzeichnis

- AARTS, B.G.W., VAN DEN BRINK, F.W.B., & NIENHUIS, P.H. (2004) Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Res. Appl.*, 20, 3-23.
- ALABASTER, J.S. & ROBERTSON, K.G. (1961) The effect of diurnal changes in temperature, dissolved oxygen and illumination on the behaviour of roach (*Rutilus rutilus* (L.)), bream (*Abramis brama* (L.)) and perch (*Perca fluviatilis* (L.)). *An. Behav.*, IX, 187-192.
- ALLAN, D.J. & FLECKER, A.S. (1993) Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43, 32-43.
- ALLEN, M.S., MIRANDA, L.E., & BROCK, R.E. (1998) Implications of compensatory and additive mortality to the management of selected sportfish populations. *Lakes Res. Research-Manual*, 3, 67-79.
- ALLOUCHE, S., THÉVENET, A., & GAUDIN, P. (1999) Habitat use by chub (*Leuciscus cephalus* L. 1766) in a large river, the French Upper Rhône, as determined by radiotelemetry. *Arch. Hydrobiol.*, 145, 219-236.
- AMBÜHL, H. (1962) Die Besonderheiten der Wasserströmung in physikalischer, chemischer und biologischer Sicht. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 24, 367-382.
- AMOROS, C. & ROUX, A.L. (1988) Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. In *Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association of Landscape Ecology on Connectivity in Landscape Ecology* (ed I.A.L. Ecology), pp. 125-129, Münster.
- ANDERSON, R.O. & NEUMANN, R.M. (1996) Length, weight, and associated structural indices. In *Fisheries Techniques - Second Edition* (eds B.R. Murphy & D.W. Wills), pp. 447 - 482. American Fisheries Society, Bethesda.
- ARMBRUSTER, J. (2002) Zur Bedeutung von Fließgewässer-Renaturierungen für die Heuschreckenfauna von Bachauen. *Artikulata*, 17, 79-87.
- ARGE-MAIN (2001) 3. Mainsymposium 2001 (ed A. Schütze), pp. 32, Bamberg.
- AUTOCAD (1999) AutoCAD 2000 Grafikprogramm. Autodesk Inc.
- BABL, A. (2000) Vergleich eines renaturierten und ausgebauten Mainabschnitts im Epipotamal unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos. Diplomarbeit, FH Weihenstephan, Weihenstephan.
- BACKIEL, T. & WELLCOME, R.L. (1980) Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO, Rom.
- BAGENAL, T.B. & NELLEN, W. (1980) Sampling eggs, larvae and juvenile fish. In *Guidelines for sampling fish in inland waters* (eds T. Backiel & R.L. Wellcome), Vol. 33, pp. 13-36. FAO, Rom.
- BAKER, J.A. & ROSS (1981) Spatial and temporal resource utilization by southeastern Cyprinids. *Copeia*, 1981, 178-179.
- BALON, E.K. (1975) Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32, 821-864.
- BALON, E.K. (1981) Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Env. Biol. Fishes*, 6, 377-389.
- BANARESCU, P. (1964) *Pisces - Osteichthyes*. Vol. XIII, 962 pp. Ed. Acad. Romaine.

- BARAS, E. (1992) Étude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.). Cahiers d'Éthologie, 12, 125-442.
- BARAS, E. (1993) A biotelemetry study of activity centres exploitation by *Barbus barbus* in the River Ourthe. In Actes de la Table Ronde Internationale *Barbus* II (eds P. Poncin, P. Berrebi, J.C. Phillipart & J.C. Ruwet), Vol. 13.
- BARAS, E. (1994) Constraints imposed by high densities on behavioural spawning strategies in the barbel, *Barbus barbus*. Folia Zool., 43, 255-266.
- BARAS, E. (1997) Environmental determinants of residence area selection by *Barbus barbus* in the River Ourthe. Aquat. Living Resour., 10, 195-206.
- BARAS, E. & NINDABA, J. (1999 A) Diel dynamics of habitat use by riverine young-of-the-year *Barbus barbus* and *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae). Arch. Hydrobiol., 147, 431-448.
- BARAS, E. & NINDABA, J. (1999 B) Seasonal and diel utilisation of inshore bays by young-of-the-year cyprinid fishes (*Leuciscus cephalus* & *L. leuciscus*) Env. Biol. Fishes, 56, 183-197.
- BARDONNET, A. (2001) Spawning in swift water currents: Implications for eggs and larvae. Arch. Hydrobiol., 135, 271-291.
- BARNETT, B.S. (1973) A technique for fish population sampling in dense submerged vegetation. Prog. Fish Cult., 35, 181-182.
- BAUMANN, P. & KLAUS, I. (2003) Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie. BUWAL, Bern.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1989) Flüsse und Seen in Bayern - Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1989. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1992) Flüsse und Seen in Bayern - Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1992. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1993-2000) Gewässerbeschaffenheit in Bayern - Fließgewässer. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995) Flüsse und Seen in Bayern - Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1998) Flüsse und Seen in Bayern - Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1998. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004) Pegelstände des Obermains 2000-2003 für die Pegel Mainleus, Unterlangenstadt, Schwürbitz und Kemmern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BAYLEY, P.B., O'HARA, K., & STEEL, R. (2000) Defining and achieving fish habitat rehabilitation in large, low gradient rivers. In Management and Ecology of River Fisheries (ed I.G. Cowx), pp. 279-289. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- BEAMISH, F.W.H. (1978) Swimming capacity. In Fish physiology, Vol. VII (eds W.S. Hoar & D.J. Randall), pp. 101-187. Academic Press.
- BEAMISH, R.J. (1972) Design of a trap net for sampling shallow water habitats. Rep. No. 305, Fish. Board Can.
- BEARD, T.D. & CARLINE, F.D. (1991) Influence of spawning and other stream habitat features on spatial variability of brown trout. Trans. Am. Fish. Soc., 120, 711-722.
- BEGON, M., HARPER, J.L., & TOWNSEND, C.R. (1996) Ecology: individuals, populations and communities. Third edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- BENKE, C.A., HENRY, R.L.I., GILLESPIE, D.M., & HUNTER, R.J. (1985) Importance of snag habitat for animal production in southeastern streams. *Fisheries*, 10, 8-13.
- BENKER, U. (2003) Entwicklung der Gewässermorphologie am Obermain durch den ökologischen Ausbau. WWA Bamberg.
- BISCHOFF, A. & FREYHOF, J. (1999) Seasonal shifts in day-time resource use of 0+barbel, *Barbus barbus*. *Env. Biol. Fishes*, 56, 199-212.
- BLESS, R., LELEK, A., & WATERSTRAAT, A. (1994) Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata et Pisces). *Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch.*, 42, 137-156.
- BLESS, R., LELEK, A., & WATERSTRAAT, A. (1998) Rote Liste der in Binnengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). *Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch.*, 55, 53-59.
- BOHL, E. (1992) Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) Bayerns. *Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz*, 111, 42-46.
- BOHL, E., KLEISINGER, H., & LEUNER, E. (2003) Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. *BayLFU*, 166, 52-55.
- BOHL, E. & LEHMANN, R. (1989) Zur Bedeutung der Struktur von Fließgewässern für das Fischleben. *Arb. dt. Fischereiverband*, 46, 27-41.
- BOON, P. (1998) River restoration in five dimensions. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.*, 8, 257-264.
- BORCHERDING, J., BAUERFELD, M., HINTZEN, D., & NEUMANN, D. (2002) Lateral migrations of fishes between floodplain lakes and their drainage channels at the Lower Rhine: diel and seasonal aspects. *J. Fish. Biol.*, 61, 1154-1170.
- BOUVET, Y., PATTEE, E., & MEGGOUTH, F. (1985) The contribution of backwaters to the ecology of fish populations in large rivers. Preliminary results on fish migration within a side arm and from the side arm to the main channel of the Rhône. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 22, 2576-2580.
- BRADSHAW, A.D. (1996) Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 3-9.
- BRANDT, A.V. (1972) *Fish catching methods of the world*. Fishing News Books Ltd., London.
- BRAUM, E. (1978) Ecological aspects of the survival of fish eggs, embryos and larvae. In *Ecology of freshwater fish production* (ed S.D. Gerking), pp. 102-131. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- BRAUN, M. & LEUNER, E. (1999) *Erhaltung und Wiederherstellung von Altgewässern in Bayern*. Landesfischereiverband Bayern e.V., München.
- BRAZNER, J. & TANNER, D. (2002) Sampling fish for bioassessment in wetlands: a review of the possibilities and evaluations from Great Lakes Coastal and other wetlands. Mid-Continent Ecology Division, Duluth.
- BREDER, C.M.J. (1959) Studies on social grouping in fishes. *Bul. Am. Mus. Nat. Hist.*, 117, 393-482.
- BREHM, G. & FIEDLER, K. (2004) Ordinating tropical moth ensembles from an elevational gradient: a comparison of common methods. *J. Trop. Ecol.*, 20, 165-172.
- BREMSET, G. & BERG, O.K. (1997) Density, size-at-age, and distribution of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Brown trout (*Salmo trutta*) in deep river pools. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 2827-2836.

- BROGAN, M.W. (1994) Two methods of sampling fish larvae over reefs from the Gulf of California. *Mar. Biol.*, 118, 33-44.
- BROWN, A.V. & ARMSTRONG, M.L. (1985) Propensity to drift downstream among various species of fish. *J. Freshwat. Ecol.*, 3, 3-17.
- BRUTON, M.N. (1995) Have fishes had their chips? The dilemma of threatened fishes. *Env. Biol. Fishes*, 43, 1-27.
- BRÜCKNER, A. (1926) Die Tierwelt des Coburger Landes. Drittes Heft, Coburg.
- BRÜMMER, I. (1999) Sind Häfen die besseren Altarme? - Wintereinstände an der Mittelelbe im Vergleich. In II. Tagung der Gesellschaft für Ichthyologie - IV. Symposium zur Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische, pp. 17. Verlag Natur & Wissenschaft, Berlin.
- BRY, C. (1996) Role of vegetation in the life cycle of pike. In *Pike - Biology and exploitation* (ed J. Craig), Vol. 19, pp. 45-67. Chapman & Hall Fish and Fisheries Series.
- BUIJSE, A.D. & HOUTHUIZEN, R.P. (1992) Piscivory, growth and size-selective mortality of age-0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 894-902.
- BUIJSE, A.D. & VRIESE, F.T. (1996) Assessing potential fish stocks in new nature developments in floodplains of large rivers in the Netherlands. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 113, 339-342.
- BUNDSCHUH, M. (1804) Topographisches Lexikon von Franken, Ulm.
- BURKHARDT-HOLM, P., PETER, A., & SENGER, H. (2002) Decline of fish catch in Switzerland. *Aquat. Sci.*, 64, 36-54.
- BUXBAUM, L. (1893) Vom Main uns seinen Fischen. In *Allg. Fischerei-Zeitung*, Vol. 18, München.
- CARBINE, W.F. (1944) Egg production of northern pike, *Esox lucius* L., and the percentage of survival of eggs and young on the spawning grounds. *Pap. Mich. Acad. Sci. Arts Lett.*, 29, 123-127.
- CARBINE, W.F. & APPLGATE, V.C. (1948) The movement and growth of marked Northern Pike (*Esox lucius*) in Houghton Lake and the Muskegon River. *Pap. Mich. Acad. Sci. Arts Lett.*, 32, 215-38.
- CARREL, G. & RIVIER, B. (1996) Distribution of three euryoecious cyprinids in the main channel of the Lower River Rhône. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 113, 363-374.
- CARTER, J.G., LAMARRA, V.A., & RYEL, R.J. (1986) Drift of larval fishes in the Upper Colorado River. *J. Freshwat. Ecol.*, 3, 567 - 577.
- CARTER, K.L. & READER, J.P. (2000) Patterns of drift and power station entrainment of 0+ fish in the River Trent, England. *Fish. Manag. & Ecology*, 7, 447-464.
- CATTANÉO, F., CARREL, G., LAMOUREUX, N., & BREIL, P. (2001) Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the Lower Rhone at Montélimar, France. *Arch. Hydrobiol.*, 151, 427-450.
- CHOVANEC, A., JÄGER, P., JUNGWIRTH, M., KOLLER-KREIMEL, V., MOOIJ, W.M., MUHAR, S., & SCHMUTZ, S. (2000) The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 422/423, 445-452.
- CLARK, C.F. (1950) Observations on the spawning habits of the northern pike, *Esox lucius*, in northwestern Ohio. *Copeia*, 4, 285-288.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N. (2001) *PRIMER v5: User Manual and Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E, Plymouth.

- CLARKE, S.J., BRUCE-BURGESS, L., & WHARTON, G. (2003) Linking form and function: towards an eco-hydromorphologic approach to sustainable river restoration. *Aquatic Cons. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 13, 439-450.
- CLIFFORD, H.F. (1972) Downstream movements of white suckers, *Catostomus commersoni*, fry in a brown-water stream of Alberta. *J. Fish. Res. Board Can.*, 29, 1091-1093.
- CLOUGH, S. (1998) Migration and habitat use of dace (*Leuciscus leuciscus* (L.)) in an English chalk stream. Thesis, University of St. Andrews.
- CLOUGH, S. & BEAUMONT, W.R.C. (1998) Use of miniature radio-transmitters to track the movements of dace, *Leuciscus leuciscus* in the River Frome, Dorset. *Hydrobiologia*, 371/372, 89-97.
- CLOUGH, S., GARNER, P., DEANS, D., & LADLE, M. (1998) Postspawning movements and habitat selection of dace, *Leuciscus leuciscus* in the River Frome, Dorset, southern England. *J. Fish Biol.*, 53, 1060-1070.
- COEK, J., VANDELANNOOTE, A., YSEBODT, R., & VERHEYEN, R.F. (1993) Use of the abundance/biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. *Regul. Riv.*, 8, 73-82.
- COPP, G.H. (1989 A) The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Env. Biol. Fishes*, 26, 1-26.
- COPP, G.H. (1989 B) Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. *Aquacult. Fish. Mgmt.*, 20, 453-462.
- COPP, G.H. (1992 A) Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Env. Biol. Fishes*, 33, 181-193.
- COPP, G.H. (1992 B) An empirical model for predicting microhabitat of 0+ juvenile fishes in lowland river catchment. *Oecologia*, 91, 338-345.
- COPP, G.H. (1997) Importance of marinas and off-channel water bodies as refuges for young fishes in a regulated lowland river. *Regul. Riv.*, 13, 303-307.
- COPP, G.H., FAULKNER, H., DOHERTY, S., WATKINS, M.S., & MAJECKI, J. (2002) Diel drift behaviour of fish eggs and larvae, in particular barbel, *Barbus barbus* (L.), in an English chalk stream. *Fish. Manag. & Ecology*, 9, 95-103.
- COPP, G.H. & JURAIDA, P. (1999) Size-structured diel use of river banks by fish. *Aquat. Sci.*, 61, 75-91.
- COPP, G.H. & MANN, R.H.K. (1993) Comparative growth and diet of tench *Tinca tinca* (L.) larvae and juveniles from river floodplain biotopes in France and England. *Ecol. Freshw. Fish.*, 2, 58-66.
- COWX, I.G. (1994) Strategic approach to fishery rehabilitation. In *Rehabilitation of freshwater fisheries* (ed I.G. Cowx), pp. 3-10. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- COWX, I.G. (2001) Factors influencing coarse fish populations in lowland rivers., pp 185. Environment Agency, Bristol.
- COWX, I.G. (2002) Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future* (eds M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho), pp. 201-220. Fishing News Book, Oxford.
- COWX, I.G. & COLLARES-PEREIRA, M.J. (2002) Freshwater fish conservation: options for the future. In *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future* (eds M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho), pp. 443-452. Fishing News Book, Oxford.
- COWX, I.G. & GOULD, R.A. (1985) The effects of short-term regulation releases from an impoundment on downstream fish fauna. *Aquacult. Fish. Mgmt.*, 1, 257-264.

- CRAIG, J. (1980) Sampling with traps. In EIFAC Technical Paper (eds T. Backiel & R.L. Wellcome), Vol. 33, pp. 55-70. FAO, Rome.
- CRAIG, J.F. (1987) The Biology of Perch and Related Fish. Croom Helm, Beckenham, UK.
- CRAIG, J.F. (1996) Pike - Biology and Exploitation. Chapman & Hall, London, UK.
- CRIVELLI, A.J. (2002) The role of protected areas in freshwater fish conservation. In Freshwater Fish Conservation - Options for the Future (eds M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho), pp. 373-388. Fishing News Book, Oxford.
- CROOK, D.A. & ROBERTSON, A.I. (1999) Relationships between riverine fish and woody debris: Implications for lowland rivers. *Mar. Freshw. Res.*, 50, 941-953.
- CROWE, W.R. (1950) Construction and use of small trap nets. *Prog. Fish Cult.*, 12, 185-192.
- CUNJAK, R.A. (1996) Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 267-282.
- CUNJAK, R.A. & POWER, G. (1986) Winter habitat utilisation by stream resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43, 1970-1981.
- CUSHMAN, R.M. (1985) Review of ecological effects of rapidly varying flows from hydroelectric facilities. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 5, 330-339.
- DAUBLE, D.D. & GRAY, R.H. (1980) Comparison of a small seine and a backpack electroshocker to evaluate nearshore fish populations in rivers. *Prog. Fish-Cult.*, 42, 93-95.
- DE BERNARDI, R. (1984) Methods for the assessment of zooplankton abundance. In A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. (eds J.A. Downing & F.H. Rigler), pp. 59-86. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- DE JALON, D.G. (1995). Management of Physical Habitat for Fish Stocks. In The ecological Basis for River Management (eds D.M. Harper & A.J.D. Ferguson). John Wiley & Sons, New York.
- DE NIE, H.W. (1987) The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. FAO, Rome.
- DELACOSTE, M., BARAN, P., LASCAUX, J.M., SEGURA, G., & BELAUD, A. (1995) Ability of instream flow incremental methodology to predict Brown trout spawning habitat. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 337/338/339, 345-353.
- DÉSCAMPS, H. (1996) The renewal of floodplain forests along rivers: a landscape perspective. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 26, 35-59.
- DEWEY, M.R. & JENNINGS, C.A. (1992) Habitat use by larval fishes in a backwater lake of the upper Mississippi River. *J. Freshwat. Ecol.*, 7, 363-372.
- DJUMIC, A. (1997) Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche. *Facultas*, Wien.
- DOLOFF, C.A., HANKIN, D.G., & REEVES, G.H. (1993) Basinwide estimation of habitat and fish populations in streams., Rep. No. SE-38. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, NC.
- DÖNNI, W. & FREYHOF, J. (2002) Einwanderung von Fischarten in die Schweiz - Rheineinzugsgebiet. *BUWAL*, Bern.
- DÖRNER, H., SCHULTZ, H., & BENNDORF, J. (1999A) Planktivor oder piscivor? - Die Nahrungszusammensetzung juveniler Barsche in einer biomanipulierten Talsperre. In II. Tagung der Gesellschaft für Ichthyologie - IV. Symposium zur Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische, pp. 21. Verlag Natur & Wissenschaft, Berlin.
- DÖRNER, H. & WAGNER, A. (2003) Size-dependent predator-prey relationships between perch and their fish prey. *J. Fish Biol.*, 62, 1021-1032.

- DÖRNER, H., WAGNER, A., & BENNDORF, J. (1999 B) Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany) *Hydrobiologia*, 408/409, 39-46.
- DVWK, (1991) Ökologische Aspekte zu Altgewässern. Paul Parey Verlag, Hamburg u. Berlin.
- EBEL, G. (2002) Untersuchungen zur Stabilisierung von Barbenpopulationen - dargestellt am Beispiel eines mitteldeutschen Fließgewässers. Impress Verlag, Halle.
- EIE, J.A. & BORGSTROM, R. (1981) Distribution and food of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and perch (*Perca fluviatilis* (L.)) in the eutrophic Lake Arungen, Norway. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 21, 1257-1263.
- ENGSTRÖM-ÖST, J., LEHTINIEM, M., JÓNASDÓTTIR, S.H., & VIITASALO, M. (2005) Growth of pike larvae (*Esox lucius*) under different conditions of food quality and salinity. *Ecol. Freshw. Fish.*, 13, 385-393.
- EVANS, J.W. & NOBLE, R.L. (1979) The longitudinal distribution of fishes in an east Texas stream. *Am. Midl. Natl.*, 101, 333-334.
- FABRICIUS, E. & GUSTAFSON, K.J. (1958) Some new observations on the spawning behaviour of the pike, *Esox lucius* L. *Fish. Board Sweden, Inst. Freshwater Res. Drottningholm*, 39, 23-54.
- FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI OBERFRANKEN (2002) Befischungsprotokolle Rodach und Main aus dem Jahr 1981. Bezirk Oberfranken, Bayreuth.
- FACHBERATUNG FÜR FISCHEREI OBERFRANKEN (2004) Tätigkeitsbericht für das Jahr 2003, pp. 47. Bezirk Oberfranken, Bayreuth.
- FAROOQI, M.A. & MORGAN, C.E. (1996) Elastomer visible implant (EVI) tag retention and the effect of tagging on the growth and survival of barbel, *Barbus barbus* (L.). *Fish. Manag. & Ecology*, 3, 181-183.
- FAUSCH, K.D. (1984) Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Can. J. Zool.*, 62, 441-451.
- FLECKER, A.S. (1992) Fish predation and the evolution of invertebrate drift periodicity: evidence from neotropical streams. *Ecology*, 73, 438-448.
- FLORE, L. & KECKEIS, H. (1998) The effect of water current on foraging behaviour of the rheophilic cyprinid *Chondrostoma nasus* (L.) during ontogeny: evidence of a trade-off between energetic gain and swimming cost. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 14, 141-154.
- FLOYD, K.B., CORUTENAY, W.H., & HOYT, R.D. (1984) A new larval fish light trap: the quatrefoil trap. *Prog. Fish Cult.*, 46, 216-219.
- FOKEN, T. (2004) Climate change in the Lehstenbach region. In *Biogeochemistry of forested catchments in a changing environment* (ed E. Matzner), Vol. 172, pp. 59-66. Springer, Berlin.
- FOKEN, T. & LÜERS, J. (2003) Klimawandel in Oberfranken. *Terra Nostra*, 6, 129-135.
- FORNEY, J.L. (1968) Young northern pike in a regulated marsh. *N. Y. Fish Game J.*, 15, 143-154.
- FORNEY, J.L. (1977) Evidence of inter- and intraspecific competition as factors regulating walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) biomass in Oneida Lake, New York. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 34, 1812-1820.
- FOWLER, J., COHEN, L., & JARVIS, P. (1998) *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley & Sons, New York.
- FRAISSE, P. (1880) *Die Fische des Maingebietes von Unterfranken und Aschaffenburg*, Würzburg.
- FRANKLIN, D.R. & SMITH, L.L.J. (1963) Early life history of the Northern Pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 91-110.

- FRENCH, J.R.P. (1993) How well can fishes prey on zebra mussels in eastern North America? Fisheries, 18, 13-19.
- FREYHOF, J. (1993) Zeitliche und räumliche Verteilung von Jungfischen in der Fließstrecke der Sieg. Diplomarbeit, Universität Bonn, Bonn.
- FREYHOF, J. (1996) Distribution of YOY-Barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Sieg/Germany. In Conservation of endangered freshwater fish in Europe (eds A. Kirchhofer & D. Hefti), pp. 259-267. Advances in Life Sciences, Birkhäuser.
- FREYHOF, J. (1998) Strukturierende Faktoren für die Fischgemeinschaft der Sieg. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- FREYHOF, J. (2002) Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction. In Freshwater Fish Conservation - Options for the Future (eds M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho), pp. 3-22. Fishing News Book, Oxford.
- FREYHOF, J. & STEINMANN, I. (1998) Winterliche Verteilungsmuster von Fischen in der Sieg. LÖBF-Mitteilungen, 2, 56-58.
- GALAT, D.L. (1972) Preparing teleost embryos for study. Prog. Fish Cult., 34, 43-48.
- GALE, W.F. & MOHR, H.W. (1978) Larval fish drift in a large river with a comparison of sampling methods. Trans. Am. Fish. Soc., 107, 46-55.
- GARNER, P. (1997) Sample sizes for length and density estimation of 0+fish when using point sampling by electrofishing. J. Fish. Biol., 50, 95-106.
- GARNER, P. (1999) Swimming ability and differential use of velocity patches by 0+ cyprinids. Ecol. Freshw. Fish., 8, 55-58.
- GEES, K. (2002) Untersuchungen zur Beeinflussung von Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften durch Ameisen in Flussauen. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- GEHRKE, P.C. (1992) Diel abundance, migration and feeding of fish larvae (Eleotridae) in a floodplain billabong. J. Fish Biol., 40, 695-707.
- GEHRKE, P.C. (1994) Influence of light intensity and wavelength on phototactic behaviour of larval silver perch *Bidyanus bidyanus* and golden perch *Macquaria ambigua* and the effectiveness of light traps. J. Fish Biol., 44, 741-751.
- GEIGER, W. & ROTH, H. (1962) Beobachtungen an künstlichen Forellenlaichgruben. Schweiz. Z. Hydrol., 24, 77-89.
- GERLACH, R. (1990) Flußdynamik des Mains unter dem Einfluß des Menschen seit dem Spätmittelalter. Forschungen zur Deutschen Landeskunde.
- GILLER, P.S. (2005) River restoration: seeking ecological standards, Editor's introduction. J. Appl. Ecol., 42, 201-207.
- GORE, J.A. & SHIELDS, F.D. (1995) Can large rivers be restored? BioScience, 45, 142-152.
- GORMAN, O.T. & KARR, J.R. (1978) Habitat structure and stream fish communities. Ecology, 59, 507-515.
- GÖLZ, E. (1994) Bed degradation - nature, causes, countermeasures. Wat. Sci. Tech., 29, 325-333.
- GRANDMOTTET, J.P. (1983) Principales exigences des telostéens dulcicoles vis-à-vis de l'habitat aquatique. Ann. scient. Univ. Besancon, 4, 3-32.
- GREGORY, R.S. & POWLES, P.M. (1985) Chronology, distribution, and sizes of larval fish sampled by light traps in macrophytic Chemung Lake. Can. J. Zool., 63, 2569-2577.
- GREGORY, S.V., SWANSON, F.J., MCKEE, W.A., & CUMMINS, K.W. (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience, 41, 540-551.
- GRIFT, R.E. (2001) How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. Thesis, Universität Wageningen, Wageningen.

- GRIMM, M.P. (1981 B) The comparison of Northern Pike (*Esox lucius* L.) populations in four shallow waters in the Netherlands with special references to factors influencing 0+ pike biomass. *Fish. Mgmt.*, 2, 61-70.
- GRIMM, M.P. & BACKS, J.J.G. (1990) The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia*, 200/201, 557-556.
- GRIMM, M.P. & KLINGE, M. (1996) Pike and some aspects of its dependence on vegetation. In *Pike - Biology and exploitation* (ed J. Craig), Vol. 19, pp. 125-156. Chapman & Hall Fish and Fisheries Series.
- GROSSMANN, G.D., RATAJCAK, R.E., CRAWFORD, M.J., & FREEMAN, M.C. (1998) Assemblage organization in stream fishes: Effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecol. Monogr.*, 68, 395-420.
- GROST, R.T. & HUBERT, W.A. (1990) Redd site selection by brown trout in Douglas Creek, Wyoming. *J. Freshwat. Ecol.*, 5, 365-371.
- GUÉGAN, J.-F., LEK, S., & OBERDORFF, T. (1998) Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature*, 391, 382-384.
- GÜNTHER, A.C. L. G. (1880) *An Introduction to the Study of Fishes*. Reprint of 1963, Adams and Charles Black, Edinburgh.
- GUTHRUF, J. (2003) *Die Biologie des Rotauges im Luganer-See (Kanton TI)*. BUWAL, Bern.
- GUY, C.S. & WILLIS, D.W. (1991) Seasonal variation in catch rate and body condition for four fish species in a South Dakota natural lake. *J. Freshwater Ecol.*, 6, 281-292.
- HAMLEY, J.M. & HOWLEY, T.P. (1985) Factors affecting variability of trapnet catches. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 1079-1087.
- HARRISON, S.S.C., PRETTY, J.L., SHEPHERD, D.J., HILDREW, A.G., SMITH, C., & HEY, R.D. (2004) The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. *J. Appl. Ecol.*, 41, 1140-1154.
- HARVEY, B.C. (1987) Susceptibility of young of the year fish to downstream displacement by flooding. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 116, 851-855.
- HARVEY, B.C. (1991) Interactions among stream fishes: predator induced habitat shifts and larval survival. *Oecologia*, 87, 29-36.
- HARVEY, B.C., COWX, I.G., & NUNN, A.D. (1999) A study to assess primary and secondary production in the River Trent and their role in food availability and growth of 0+ cyprinids., pp 153. Environment Agency, Nottingham.
- HARVEY, I., WHITE, J.L., & NAKAMOTO, R. (2002) Habitat relationships and larval drift of native and nonindigenous fishes in neighbouring tributaries of a coastal California river. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 131, 159-170.
- HASLAM, S.M. (1996) Enhancing river vegetation: conservation, development and restoration. *Hydrobiologia*, 340, 345-348.
- HASSLER, T.J. (1970) Environmental influences on early development and year-class strength of northern pikes in Lakes Oahe and Sharpe, South Dakota. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99, 369-375.
- HAYES, D.B., FERRERI, C.P., & TAYLOR, W.W. (1996) Active fish capture methods. In *Fisheries Techniques - Second Edition* (eds B.R. Murphy & D.W. Wills), pp. 193-221. American Fisheries Society, Bethesda.
- HAYWARD, R.S. & MARGRAF, F.J. (1987) Eutrophication effects on prey size and food availability to yellow perch in Lake Erie. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 116, 210-223.
- HENDERSON, P.A., HOLMES, R.H.A., & BAMBER, R.N. (1988) Size-selective overwinter mortality in the sand smelt, *Atherina boyeri* Risso, and its role in population regulation. *J. Fish Biol.*, 33, 221-233.

- HERNANDEZ, F.J. & LINDQUIST, D.G. (1999) A comparison of two light trap designs for sampling larval and presettlement fish above a reef in Oslow Bay, North Carolina. *Bul. Mar. Sci.*, 64, 173-184.
- HERZIG, A. & WINKLER, H. (1985) Der Einfluß der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. *Österr. Fischerei*, 38, 182-196.
- HEUSCHMANN, O. (1962) Die Weißfische (Cyprinidae). In *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas*, Vol. 3b, pp. 23-199. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- HILDREW, A.G. (1996) Whole river ecology: spatial scale and heterogeneity in the ecology of running waters. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 123, 25-43.
- HILT, N. (2001) Der Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf die Libellenfauna am Obermain und in angrenzenden Kiesgruben. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- HINTZEN, D., BAUERFELD, M., & BORCHERDING, J. (1998) Die Fischfauna in Grabensystemen des Deichhinterlandes am Unteren Niederrhein. *LÖBF-Mitteilungen*, 2, 31-33.
- HLADIK, M. & KUBECKA, J. (2003) Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia*, 504, 251-266.
- HOCHLEITHNER, M. (2002) Die Quappe (*Lota lota* Linnaeus 1758): Biologie und Aquakultur. In *Fisch des Jahres 2002 - Die Quappe (Lota lota)* (ed W. Düver), pp. 23-37. VDSF, Offenbach.
- HOCUTT, C.H. & STAUFFER, J.R. (1975) Influence of gradient on the distribution of fishes in Conowingo Creek, Maryland and Pennsylvania. *Chesapeake Sci.*, 16, 143-147.
- HOFFMANN, R.C. (1996) Economic development and aquatic ecosystems in medieval Europe. *Am. Hist. Rev.* 101, 631-669.
- HOFFMANN, A. (2003) Die Heuschreckenfauna auf Renaturierungsflächen des Obermains und der Rodach. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- HOHAUSOVÁ, E. (2000) Exchange rate and small-scale movements of fish between a river and its backwater. *Arch. Hydrobiol.*, 147, 485-504.
- HOHAUSOVÁ, E., COPP, G.H., & JANKOVSKY, P. (2003) Movement of fish between a river and its backwater: diel activity and relation to environmental gradients. *Ecol. Freshw. Fish.*, 12, 107-117.
- HOLCIK, J. & BASTL, I. (1976) Ecological effects of water level fluctuation upon the fish populations in the Danube River floodplain in Czechoslovakia. *Acta. Sc. Nat. Brno*, 10, 46 pp.
- HOLLAND, L.E. & HUSTON, M.L. (1984) Relationship of the young-of-the-year northern pike to aquatic vegetation types in backwaters of the upper Mississippi River. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 4, 514-522.
- HOWARD, H.C. & THOMAS, R.E. (1970) Behaviour of northern pike fry as related to pond culture. *Prog. Fish Cult.*, 32, 224-226.
- HUBER, M. & KIRCHHOFER, A. (1997) Habitat use of radiotagged adult nase (*Chondrostoma nasus*) in a regulated river. *Folia Zool.*, 46, 67-77.
- HUBERT, W.A. (1996) Passive capture techniques. In *Fisheries Techniques - Second Edition* (eds B.R. Murphy & D.W. Wills), pp. 157 - 193. American Fisheries Society, Bethesda.
- HUET, M. (1949) Aperçu de la relation entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 11, 332-351.
- HUMPHRIES, P. & LAKE, P.S. (2000) Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regul. Riv.*, 16, 421-432.
- HUMPHRIES, P., SERAFINI, L.G., & KING, A.J. (2002) River regulation and fish larvae: variation through space and time. *Freshw. Biol.*, 47, 1307-1331.
- HUNT, P.C. & JONES, J.W. (1974) A population study of *Barbus barbus* (L.) in the River Severn. I. Densities. *J. Fish. Biol.*, 6, 255-267.

- HUTHA, A., MUTOKA, T., & TIKKANEN, P. (2000) Nocturnal drift of mayfly nymphs as a post-contact antipredator mechanism. *Freshw. Biol.*, 45, 32-42.
- IKSR (1999) 2. Internationales Rheinsymposium "Lachs 2000", pp. 311. IKS, Rastatt.
- ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. (1963) Problèmes et méthodes de la classification es de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Mitteilungen*, 12.
- INGENDAHL, D. (1999) Interstitialbedingungen an Laichplätzen von Meerforelle und Lachs und die Bewertung von Laichhabitaten. In 2. Internationales Rhein-Symposium "LACHS 2000", pp. 111-112. IKS, Rastatt.
- INSKIP, P.D. (1982) Habitat suitability index models: Northern pike, FWS/OBS-82/10. 17. edn. U.S. Dept. Int., Fish. Wildl. Serv.
- JÄCKEL, A.J. (1864) Die Fische Bayerns. Ein Beitrag zur Kenntnis der deutschen Süßwasserfische. Regensburg.
- JACKSON, D.A., PERES-NETO, P.R., & OLDEN, J.D. (2001) What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58, 157-170.
- JANAC, M. & JURAJDA, P. (2005) Inter-calibration of three electric fishing techniques to estimate 0+ juvenile fish densities on sandy river beaches. *Fish. Manag. & Ecology*, 12, 161-167.
- JOBLING, M. (1995) *Environmental Biology of Fishes*. First edition, Chapman & Hall, London.
- JOHNSEN, P.B. & HASLER, A.D. (1977) Winter aggregations of carp (*Cyprinus caprio*) as revealed by ultrasonic tracking. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 106, 556-559.
- JOHNSON, T.B. & EVANS, D.O. (1990) Size dependent winter mortality of young-of-the-year white perch: climate warming and invasion of the Laurentian Great Lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 119, 301-313.
- JOHNSON, T.B. & EVANS, D.O. (1996) Temperature constraints on overwinter survival of age-0 white perch. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 125, 466-471.
- JOHNSTON, T.A. (1997) Downstream movements of young-of-the-year fishes in Catamaran Brook and the Little Southwest Miramichi River, New Brunswick. *J. Fish Biol.*, 51, 1047-1062.
- JONSSON, N. (1991) Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nor. J. Fish. Res.*, 66, 20-35.
- JORDAN, D.R. & WORTLEY, J.S. (1985) Sampling strategy related to fish distribution, with particular reference to the Norfolk Broads. *J. Fish Biol.*, 27, 163-173.
- JOWETT, I.G. & RICHARDSON, J. (1994) Comparison of habitat use by fish in normal and flooded river conditions. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 28, 409-416.
- JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1983) Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. *Österr. Wasserwirtschaft*, 35, 229-234.
- JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., & SCHMUTZ, S. (1995) The effects of recreated instream and ecotone structures on the fish fauna of an epipotamal river. *Hydrobiologia*, 303, 196-206.
- JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., & SCHMUTZ, S. (2000) Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia*, 422/423, 85-97.
- JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., & SCHMUTZ, S. (2002) Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshw. Biol.*, 47, 867-887.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S., & SCHMUTZ, S. (2003) *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Verlag, Wien.
- JUPÉ, A., MANKE, J., & WENDEL, G. (1999) Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung der ökologischen Verhältnisse im Rheinvorland. *Wasserwirtschaft*, 89, 176-181.

- JURAJDA, P. (1998) Drift of larval and juvenile fishes, especially *Rhodeus sericeus* and *Rutilus rutilus*, in the River Morava (Danube Basin) Arch. Hydrobiol., 141, 231-241.
- KALTENEGGER, D. (2004) Kann der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) den heimischen Hecht (*Esox lucius*) gefährden? Österr. Fischerei, 57, 28-31.
- KANGUR, K. & KANGUR, A. (1996) Feeding of ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in relation to the abundance of benthic organisms in Lake Vortsjärv (Estonia). Ann. Zool. Fennici, 33, 473-480.
- KARR, J.R. & SCHLOSSER, I.J. (1978) Water Resources and the Land-Water-Interface. Science, 201, 229-234.
- KÄSTLE, A., KRETTEK, R., STELZER, M., & WICHOWSKI, F.-J. (1995) Einfluß von Renaturierungsmaßnahmen auf die Fischfauna von Mittelgebirgsbächen. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie, pp. 543-547. DGL, Berlin.
- KEAST, A. (1968) Feeding of some Great Lakes fishes at low temperatures. J. Fish. Res. Bd. Can., 25, 1199-1218.
- KEAST, A. & EADIE, J.M. (1984) Growth in the first summer of life: comparison of nine co-occurring fish species. Can. J. Zool., 62, 1242-1250.
- KECKEIS, H. (1996) Influence of river morphology and current velocity conditions on spawning site selection of *Chondrostoma nasus* (L.) Arch. Hydrobiol. Suppl., 135, 341-356.
- KECKEIS, H., FRANKIEWICZ, P., & SCHIEMER, F. (1996) The importance of inshore areas for spawning nase *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae) in a free-flowing section of a large river (Danube, Austria). Arch. Hydrobiol. Suppl., 113, 51-64.
- KELSO, W.E. & RUTHERFORD, D.A. (1996) Collection, Preservation and identification of fish eggs and larvae. In Fisheries Techniques - Second Edition (eds B.R. Murphy & D.W. Wills), pp. 255-303. American Fisheries Society, Bethesda.
- KESTEMONT, P., RINCHARD, J., FEYS, V., & FOSTIER, A. (1999) Spawning migrations, sexual maturity and sex steroid levels in female roach *Rutilus rutilus* from the River Meuse. Aquat. Sci., 61, 111-121.
- KILLGORE, K.J. (1994) Design and application of a larval fish trap. WRP Technical Note FW-EV-3.1.
- KILLGORE, K.J. & BAKER, J.A. (1996) Patterns of larval fish abundance in a bottomland hardwood wetland. Wetlands, 16, 288-295.
- KIRJASNIEMI, M. & VALTONEN, T. (1997) Size-dependent over-winter mortality of young-of-the-year roach, *Rutilus rutilus*. Env. Biol. Fishes, 50, 451-456.
- KISSICK, L.A. (1993) Comparison of traps lighted by photochemical or electric bulbs for sampling warmwater populations. N. Am. J. Fish. Manage., 13, 864-867.
- KLEIN, M., KOCH, L., & SCHMADERER, S. (1998) Fang von Renkenlarven mit Hilfe einer Lichtfalle. Fischer & Teichwirt, 49, 355-358.
- KOBLICKAYA, A.F. (1981) Identification keys for young of Freshwater Fishes. Consumer and Food Industry Press, Moscow.
- KOED, A., MEJLHEDE, P., BALLEBY, K.A., & AARESTRUP, K. (2000) Annual movement and migration of adult pikeperch in a lowland river. J. Fish Biol., 57, 1266-1279.
- KOLBINGER, A., BOHL, E., HEISE, J., & SCHUBERT, M. (2004). Kurzgutachten zur Bestandsuntersuchung im Main unterhalb Ebensfeld/Campingplatz. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft - Referat Fischökologie, Dießen.
- KOVACEK-MANN, H. (1992) Vergleichende populationsdynamische Untersuchung von Barbe (*Barbus barbus*, L. 1758) und Rußnase (*Vimba vimba*, L. 1758) im Donaustauraum Altenwörth und der angrenzenden Fließstrecke in der Wachau unter besonderer Berücksichtigung der Ernährungsökologie. Dissertation, Universität Wien, Wien.

- KRACHT, P. (1995) Methoden der Fischbestanderfassung am gestauten Main. Diplomarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Würzburg.
- KRAFT, C.D. & JOHNSON, B.L. (1992) Fyke-net and gill-net size selectivity for yellow perch in Green Bay, Lake Michigan. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 12, 230-236.
- KRAUSE, J., STAAKS, G., & MEHNER, T. (1998) Habitat choice of shoals of roach as a function of water temperature and feeding rate. *J. Fish Biol.*, 53, 377-386.
- KREBS, C.J. (1989) *Ecological methodology*. Harper & Row Publishers, New York.
- KRUK, A. & PENCZAK, T. (2003) Impoundment impact on populations of facultative riverine fish. *Ann. Limnol. - Int. J. Limn.*, 39, 197-210.
- KUBECKA, J. (1992) Fluctuations in fyke-net catches during the spawning period of the Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in the Rímov Reservoir, Czechoslovakia. *Fisheries Res.*, 15, 157-167.
- KUBECKA, J. (1996) Selectivity of Breder traps for sampling fish fry. In *Stock assessment in inland fisheries* (ed I.G. Cowx), pp. 76-81. Fishing News Books, Oxford.
- KUZNETSOV, V.A. (1970) Spawning grounds of some percid fishes in Sviyaga Bay, Kubybyshev Reservoir, the distribution of larvae and the effectiveness of reproduction. *J. Ichthyol.*, 10, 765-771.
- LAARMAN, P.W. & RYCKMAN, J.R. (1982) Relative size selectivity of trap nets for eight species of fish. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 3, 33-37.
- LAMBSHEAD, P.J.D., PLATT, H.H. & SHAW, K.M. (1983) The detection of differences among assemblages of marine benthic species, based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. His.*, 17, 859-974.
- LANGLER, G.L. & SMITH, C. (2001) Effects of habitat enhancement on 0-group fishes in a lowland river. *Regul. Riv.*, 17, 677-686.
- LAWA, (2002) Die Gewässerstrukturkarte der Bundesrepublik Deutschland 2001. Bundesumweltministerium - Referat Öffentlichkeitsarbeit, Berlin.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (1998) *Numerical ecology*. Second Edition, Elsevier, Amsterdam.
- LEGIY, B.P. & POPOVA, I.K. (1984) Development of photoreaction in juvenile roach *Rutilus rutilus*, and minnow, *Phoxinus phoxinus* (Cyprinidae), in relation to downstream migration. *J. Ichthyol.*, 24, 72-79.
- LELEK, A. & LUSK, S. (1965) Occurrence of fishes in relation to formation of bed. *Zool. Listy*, 14, 225-234.
- LESLIE, J. & TIMMINS, C.A. (1991) Distribution and abundance of young fish in Chenal Ecarte and Chenmatogen Channel in the St. Clair River delta, Ontario. *Hydrobiologia*, 219, 135-142.
- LEUNER, E., KLEIN, M., BOHL, E., JUNGBLUTH, J.H., GERBER, J., & GROH, K. (2000) Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns - Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten., München.
- LIBOSVARSKY, J. (1979) Gonad weight and egg numbers in chub, *Leuciscus cephalus*, from the Rokytna stream. *Folia Zool.*, 28, 35-42.
- LIBOSVARSKY, J. & LELEK, A. (1965) Über die Artselektivität beim elektrischen Fischfang. *Z. Fisch.*, 13, 291-302.
- LIGHTFOOT, G.W. & JONES, J.V. (1979) The relationship between the size of 0 group roach (*Rutilus rutilus* (L.)), their swimming capabilities and their distribution in a river. In 1. British Freshwater Conference, pp. 230-236, Liverpool.
- LORENZ, U. (2003) Gewässergütefaktoren. Vortrag zum Tag des Wassers - Fischerei und guter Zustand der Gewässer. Wasserwirtschaftsamt Bamberg.

- LOSOS, B., PENÁZ, M., & KUBICKOVA, J. (1980) Food and growth of fishes of the Jihlava river. Acta. Sc. Nat. Brno, 14, 1-46.
- LUCAS, M.C. (2000) The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. Sci. Total Environ., 251/252, 223-233.
- LUCAS, M.C. & BARAS, E. (2001) Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- LUCAS, M.C., MERCER, T., BATLEY, E., FREAR, P.A., PEIRSON, G., DUNCAN, J.R., & KUBECKA, J. (1998) Spatio-temporal variations in the distribution and abundance of fish in the Yorkshire Ouse system. Sci. Total Environ., 210/211, 437-455.
- LUSK, S. (1996) Development and status of populations of *Barbus barbus* in the waters of the Czech Republic. Folia Zool., 45, 39-46.
- LUSK, S., HALACKA, K., LUSKOVA, V., & HORAK, V. (2001) Annual dynamics of the fish stock in a backwater of the River Dyje. Regul. Riv., 17, 571-581.
- MACKAY, W.C. & MANN, R.H.K. (1969) Fecundity of two cyprinid fishes in the lower River Thames at Reading, England. J. Fish. Res. Bd. Can., 26, 2795-2805.
- MADER, D. (2003) Blütenbesuchende Hymenopteren in den Renaturierungsflächen an Main und Rodach: Der Einfluss von Vegetation, Flächenalter und Flussdynamik auf Wildbienen (Hymenoptera, Aculeata, Apoidea). Dissertation, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- MADER, H., UNFER, G., & SCHMUTZ, S. (1998). The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. In Fish Migration and Fish Bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss), pp. 384-402. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- MAGOULICK, D.D. & KOBZA, R.M. (2003) The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. Freshw. Biol., 48, 1186-1199.
- MAHON, R. (1984) Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41, 330-350.
- MAITLAND, P.S. (1995) The conservation of freshwater fish: past and present experience. Biol. Conserv., 72, 259-270.
- MANN, R.H.K. (1988) Fish and Fisheries of regulated rivers in the UK. Regul. Riv., 2, 411-421.
- MANN, R.H.K. (1996) Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. Hydrobiologia, 323, 223-235.
- MANN, R.H.K. & BASS, J.A.B. (1997) The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management. Regul. Riv., 13, 295-301.
- MANN, R.H.K., BASS, J.A.B., LEACH, D., & PINDER, A.C. (1997) Temporal and spatial variation in the growth of 0-group roach (*Rutilus rutilus*) in the River Great Ouse, in relation to water temperature and food availability. Regul. Riv., 13, 277-285.
- MANN, R.H.K. & MILLS, C.A. (1986) Biological and climatic influences on the dace *Leuciscus leuciscus* in a southern chalk-stream. Freshwater Biological Association Annual Report, 54, 123-136.
- MANN, R.H.K. & PENCZAK, T. (1984) The efficiency of a new electrofishing technique in determining fish numbers in a large river in Central Poland. J. Fish Biol., 24, 173-185.
- MARCHETTI, M.P., ESTEBAN, E., LIMM, M., & KURTH, R. (2004) Evaluating aspects of larval light trap bias and specificity in Northern Sacramento River system: Do size and color matter? Am. Fish. Soc. Sym., 39, 269-279.
- MARCHETTI, M.P. & MOYLE, J.B. (2000) Spatial and temporal ecology of native and introduced fish larvae in lower Putah Creek, California. Env. Biol. Fishes, 58, 75-87.

- 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.
- MARMULLA, G. (1992) Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer - Abschlussbericht Phase I. Landesanstalt für Fischerei Nordrhein-Westfalen.
- MARMULLA, G. (1993) Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer - Zwischenbericht Phase II. Landesanstalt für Fischerei Nordrhein-Westfalen in Zusammenarbeit mit dem Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V.
- MARTINEZ, P.J., CHART, T.E., TRAMMEL, M.A., WULLSCHLEGER, J.G., & BERGERSEN, P.E. (1994) Fish species composition before and after construction of a main stream reservoir on the White River, Colorado. *Env. Biol. Fishes*, 40, 227-239.
- MATHENEY, M.P.I. & RABENI, C.F. (1995) Patterns of movement and habitat use by northern hog suckers in an Ozark stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 124, 886-897.
- MATLAB (2001) Version 6.1, Mathworks Inc.
- MATTHEWS, W.J. (1998) Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, New York.
- MATTHEWS, W.J. & MARSH-MATTHEWS, E. (2003) Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshw. Biol.*, 48, 1232-1254.
- MCCARTHY, C.T. (1985). The adverse effects of channelization and their amelioration. In *Habitat modification and freshwater fisheries* (ed J.S. Alabaster), pp. 83-97. Butterworths, London.
- MCCAULEY, E. (1984) The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. (eds J.A. Downing & F.H. Rigler), pp. 228-265. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- MEFFE, G.K. (2002). Connecting science to management and policy in freshwater fish conservation. In *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future* (eds M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho), pp. 363-372. Fishing News Book, Oxford.
- MEIRE, P.M. & DEREU, J. (1990) Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos communities. *J. Appl. Ecol.*, 27, 210-223.
- METZNER, J. (2002) Die Bestandsentwicklung des Flussuferläufers *Actitis hypoleucos* am Obermain nach Renaturierung und Einwirkung von Hochwasserprozessen. *Orn. Anz.*, 41, 41-49.
- METZNER, J. (2004) Dynamische Fließgewässerprozesse am Main und ihre Auswirkungen auf Laufkäferzönosen (Coleoptera - Carabidae). Vol. 104, BITÖK, Bayreuth.
- METZNER, J., VON HEBBERG, A., & VÖLKL, W. (2003) Entstehen durch Flussrenaturierungen neue Primärhabitats? *NuL.*, 3, 74-83.
- MEYER, H.L. & MERRINER, J.V. (1976) Retention and escapement characteristics of pound nets as a function of pound-head mesh size. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 105, 370-379.
- MILLER, L.M., KALLEMEYN, L., & SENANAN, W. (2001) Spawning-site and natal-site fidelity by Northern pike in a large lake: mark-recapture and genetic evidence. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 130, 307-316.
- MILLS, C.C. (1981) Egg population dynamics of the dace *Leuciscus leuciscus* (L.) *Env. Biol. Fishes*, 6, 151 - 158.
- MILLS, E.L. & MANN, R.H.K. (1985) Environmentally induced fluctuations in year class strength and their implications for management. *J. Fish Biol.*, 27, 209-226.
- MION, J.B., STEIN, R.A., & MARSCHALL, E.A. (1998) River discharge drives survival of larval walleye. *Ecol. appl.*, 8, 88-103.

- MIRANDA, L.E. & HUBBARD, W.D. (1994) Length-dependent winter survival and lipid composition of age-0 largemouth bass in Bay Springs Reservoir, Mississippi. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 123, 80-97.
- MODER, F. & STRÄTZ, C. (1988) Altwässer in Oberfranken - Bestandsaufnahme, Typisierung, Pflanzenwelt und Gefährdung. Bericht Naturforschende Gesellschaft Bamberg, LXIII, 67-103.
- MOLLS, F. (1994) Fish abundance and fish migration in gravel-pit lakes connected with the River Rhine. *Wat. Sci. Tech.*, 29, 307-309.
- MOLLS, F. (1997) Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft - Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzdistanzwanderungen. Dissertation, Universität Köln, Köln.
- MOLLS, F. (1998 A) Die fischökologische Bedeutung der verbliebenen Altrheinarme des Niederrheins. *LÖBF-Mitteilungen*, 2, 26-30.
- MOLLS, F. (1998 B) Tages- und jahreszeitliche Verhaltensmuster von Fischen in rheinangebundenen Baggerseen. *LÖBF-Mitteilungen*, 2, 34-36.
- MOLLS, F. (1999) New insights into the migration and habitat use by bream and white bream in the floodplain of the River Rhine. *J. Fish Biol.*, 55, 1187-1200.
- MOOG, O. (1993) Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental effects. *Regul. Riv.*, 8, 5-14.
- MORROW, J.V. & MILLER, G.L. (1998) Size of larval northern pike emigrating from spawning wetlands. *J. Freshwat. Ecol.*, 13, 343-349.
- MORROW, J.V., MILLER, G.L., & KILLGORE, K.J. (1997) Density, size, and foods of larval northern pike in natural and artificial wetlands. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 210-214.
- MUHAR, S., SCHMUTZ, S., & JUNGWIRTH, M. (1995) River restoration-goals and perspectives. *Hydrobiologia*, 303, 183-194.
- MURPHY, B.R. & WILLS, D.W. (1996) *Fisheries Techniques*, Second Edition, American Fisheries Society, Bethesda.
- MUTH, R.T. & SCHMULBACH, J.C. (1984) Downstream transport of fish larvae in a shallow prairie river. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113, 224-230.
- NAGIEC, M. (1975) Description of a ring net and a trap net for the sampling of pikeperch fry. In *Technical-Paper. 23 SUPPL 1 (ed EIFAC)*, Vol. 2, pp. 566-570.
- NAVODARU, I., BUIJSE, A.D., & STARAS, M. (2000) Fish community structure in lakes of the Danube Delta. In *Ecological gradients in the Danube Delta lakes - Present state and man-induced changes (ed H.J. Drost)*, Vol. 2000.015, pp. 119-138. RIZA.
- NEILL, W.H. (1979) Mechanisms of fish distribution in heterothermal environments. *Amer. Zool.*, 19, 305-317.
- NEUMANN, D. (1999) Natureentwicklungsprojekte am Niederrhein: ein Beitrag zur nachhaltigen ökologischen Gestaltung des Niederrheins. *Natur + Mensch*, 46-51.
- NEUMANN, D. (2002) Ecological rehabilitation of a degraded large river system - considerations based on case studies of macrozoobenthos and fish in the Lower Rhine and its catchment area. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 87, 139-150.
- NEUMANN, D., INGENDAHL, D., MOLLS, F., & NEMITZ, A. (1998) Lachswiedereinbürgerung in NRW. *LÖBF-Mitteilungen*, 2, 20-25.
- NEUMANN, D., STAAS, S., MOLLS, F., SEIDENBER-BUSSE, C., PETERMEIER, A., & RUTSCHKE, J. (1996) The significance of man-made lentic waters for the ecology of the Lower River Rhine, especially for the recruitment of potamal fish. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers*, 113, 267-278.
- NIKOLSKY, G.V. (1963) *The ecology of fishes*. Academic Press, London.

- NORTHCOTE, T.G. (1978) Migratory strategies and production in freshwater fishes. In Ecology of freshwater fish production (ed S.D. Gerking), pp. 326-359. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- NORTHCOTE, T.G. (1984) Mechanisms of fish migration in rivers. In Mechanisms of migration in fishes (ed W.H. Neill), pp. 317-355. Plenum Press, New York, London.
- NORTHWEST MARINE TECHNOLOGY (2002) Use of NMT Marking Systems of freshwater fish. In Northwest Marine Technology Manual, pp. 20. Int. Ltd., Shaw Island.
- NUNN, A.D., COWX, I.G., & HARVEY, B.C. (2002) Recruitment patterns of six species of cyprinid fishes in the lower River Trent, England. *Ecol. Freshw. Fish.*, 11, 74-84.
- OBERDORFF, T. & HUGHES, R.M. (1992) Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228, 117-130.
- OESMANN, S. (2003) Vertical, lateral and diurnal drift patterns of fish larvae in a large lowland river, the Elbe. *J. Appl. Ichthyol.*, 19, 284-293.
- OLIVER, J.D., HOLETON, G.F., & CHUA, K.E. (1979) Overwinter mortality of fingerling smallmouth bass in relation to size, relative energy stores and environmental temperature. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 108, 346-353.
- OLOFSSON, H., MOSEGAARD, H., & HÖGLUND, E. (1998) Spatial and temporal distribution of brown trout redds in a small temperate stream. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 26, 2308-2315.
- OTTAWAY, E.M., CARLING, P., CLARKE, A., & READER, N.A. (1981) Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *J. Fish Biol.*, 19, 593-607.
- PALMER, M.A., BERNHARDT, J.D., ALLAN, D.J., LAKE, P.S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C.N., FOLLSTAD SHAH, J., GALAT, D.L., LOSS, S.G., GOODWIN, P., HART, D.D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KONDOLF, G.M., LAVE, R., MEYER, J.L., O'DONNELL, T.K., PAGANO, L., & SUDDUTH, E. (2005) Standards for ecological successful river restoration. *J. Appl. Ecol.*, 42, 208-217.
- PATRIARCHE, M.H. (1968) Rate of escape of fish from trap nets. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 97, 59-61.
- PAULY, D. & GAYANILO, F.C.J. (1997) ABEE: An alternative approach to estimating the parameters of a length-weight relationship from length-frequency samples and their bulk weights. ICLARM, Makati.
- PAVLOV, D. (1994) The downstream migration of young fishes in rivers: Mechanisms and distributions. *Folia Zool.*, 43, 193-208.
- PAVLOV, D., LUPANDIN, A.I., KOSTIN, V.V., NECHAEV, I.V., KIRILLOV, P.I., & SADKOVSKII, R., V. (2001) Downstream migration and behaviour of juvenile roach *Rutilus rutilus* (Cyprinidae) from two phenotypic groups. *J. Ichthyol.*, 41, 133-179.
- PAVLOV, D., PACHORUKOV, A.M., KURAGINA, G.N., NEZDOLYI, V.K., NEKRASOVA, N.P., BRODSKIY, D.A., & ERSLER, A.L. (1978) Some features of the downstream migration of juvenile fishes in the Volga and Kuban Rivers. *J. Ichthyol.*, 19, 363-374.
- PEARSONS, N.T., HIRAM, W.L., & LAMBERTI, G.A. (1992) Influences of habitat complexity on resistance to flooding and resilience to stream fish assemblages. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 121, 427-436.
- PENÁZ, M. (1977) Population Analysis of the Barb, *Barbus barbatus*, from some Moravian Rivers (Czechoslovakia) *Acta Sc. Nat. Brno*, 11, 1-30.
- PENÁZ, M., PROKES, M., & WOHLGEMUTH, E. (1978) Fish fry community of Jihlava River near Mohelno. *Acta. Sc. Nat. Brno*, 12, 1-36.
- PENÁZ, M., ROUX, A.L., JURAJDA, P., & OLIVIER, J.-M. (1992) Drift of larval and juvenile fishes in a by-passed floodplain of the upper River Rhône, France. *Folia Zool.*, 41, 281-288.

- PENÁZ, M. & STOURACOVÁ, I. (1991) Effect of hydroelectric development on population dynamics of *Barbus barbus* in the River Jihlava. *Folia Zool.*, 40, 75-84.
- PENCZAK, T. (1994) Fish recruitment in the Warta River (1985-1992): impoundment study. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 41, 293-300.
- PENCZAK, T., GŁOWACKI, L., GALICKA, W., & KOSZALINSKI, H. (1998) A long-term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia*, 368, 157-173.
- PENCZAK, T. & KRUK, A. (1999) Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in the Pilica River, Poland. *Fisheries Res.*, 39, 229-240.
- PENCZAK, T. & KRUK, A. (2000) Threatened obligatory riverine fishes in human-modified Polish rivers. *Ecol. Freshw. Fish.*, 9, 109-117.
- PENCZAK, T. & KRUK, A. (2004) Patternizing of impoundment impact (1985-2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. *J. Appl. Ichthyol.*, 21, 169-177.
- PENCZAK, T. & SIERAKOWSKA, K. (2003) Angler's record as a tool for assessing changes in fish populations. *J. Appl. Ichthyol.*, 19, 251-254.
- PERROW, M.R., I.M. CÔTÉ & M. EVANS (1996) Fish. In *Ecological Census Techniques - a handbook* (ed W.J. Sutherland), pp. 178-204. Cambridge University Press, Cambridge.
- PERSAT, H. & COPP, G.H. (1990) Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In *Developements in electric fishing* (ed I.G. Cowx), pp. 197-209. Cambridge University Press, Cambridge.
- PERSAT, H. & OLIVIER, J.-M. (1995) The first displacements in the early stages of *Chondrostoma nasus* under experimental conditions. *Folia Zool.*, 41, 43-50.
- PERSSON, L. & EKLÖV, P. (1995) Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology*, 76, 70-81.
- PETER, A. (1995) Lebensraumveränderungen in Fließgewässern - eine fischbiologische Perspektive. *Gaia*, 4, 159-165.
- PETERSEN, R.C.J. & PETERSEN, L.B.M. (1992). A building block model for stream restoration. In *Conservation and Management of rivers* (eds P. Boon, G. Petts & P. Calow), pp. 293-309. John Wiley & Sons, New York.
- PETTS, G. (1984) *Impounded Rivers*. John Wiley & Sons, New York.
- PHILLIPART, J.C. & BARAS, E. (1996) Comparison of tagging and tracking studies to estimate mobility patterns and home range in *Barbus barbus*. In *Proc. 1st Conf. Work. Fish Telemetry Europe* (eds J.C. Phillipart & E. Baras), pp. 35. Univ. Liège, Belgium.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (1985) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, London.
- PILCHER, M.W. & COPP, G.H. (1997) Winter distribution and habitat use by fish in a regulated lowland river system of south-east England. *Fish. Manag. & Ecology*, 4, 199-215.
- PINDER, A.C. (2001) Keys to larval and juvenile stages of course fishes from fresh waters in the British Isles., pp 43. Freshwater Biological Association, Ambleside.
- PITCHER, T.J. & PARRISH, J.K. (1993) Functions of shoaling behaviour in teleosts. In *Behaviour of Teleost Fishes*. (ed T.J. Pitcher), pp. 363-439. Chapman & Hall, London.
- POFF, N.L. & ALLAN, D.J. (1995) Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76, 606-627.
- POFF, N.L., ALLAN, D.J., BAIN, M.B., KARR, J.R., PRESTEGAARD, K.L., B.D., R., SPARKS, R.E., & STROMBERG, J.C. (1997) The natural flow regime - a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47, 769-784.

- POIANI, K.A., RICHTER, B.D., ANDERSON, M.G., & RICHTER, H.E. (2000) Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes and networks. *BioScience*, 50, 133-146.
- POLSTER, A. (1999) Untersuchungen zum Stoffhaushalt von zwei Baggerseen mit Anbindung an den Main zwischen Bamberg und Lichtenfels. Diplomarbeit, Universität Erlangen-Nürnberg, Erlangen.
- PONTON, D. (1994) Sampling neotropical young and small fishes in their microhabitats: an improvement of the quatrefoil light-trap. *Arch. Hydrobiol.*, 131, 495-502.
- PONTON, D. (1998) Fish juveniles of the Sinnamary River (French Guyana, South America): downstream effects immediately after Petit Saut dam closure. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 26, 2314.
- POST, J.R. & EVANS, D.O. (1989) Size dependent winter mortality of young-of-the-year yellow perch (*Perca flavescens*): laboratory, *in situ* enclosures, and field experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 1958-1968.
- PRETTY, J.L., HARRISON, S.S.C., SHEPHERD, D.J., SMITH, C., HILDREW, A.G., & HEY, R.D. (2003) River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *J. Appl. Ecol.*, 40, 251-265.
- PRIGNON, C., MICHA, J.C., & GILLET, A. (1998) Biological and environmental characteristics of fish passage at the Tailfer Dam on the Meuse River, Belgium. In *Fish Migration and Fish Bypasses* (eds M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss), pp. 69-84. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- PRIMER-E (2002) PRIMER - 5 - Plymouth Routine In Multivariate Ecological Research. PRIMER-E Ltd., Plymouth.
- PROKES, M. & PENÁZ, M. (1979) Reproduction and the early development of the gudgeon, *Gobio gobio* II: Larval and juvenile periods. *Folia Zool.*, 28, 54-64.
- RAAT, A.J.P. (1988) Synopsis of biological data on the northern pike, *Esox lucius* Linnaeus, 1758. Revised 2nd Edition, FAO, Rome.
- RAAT, A.J.P. (2001) Ecological rehabilitation of the Dutch part of the River Rhine with special attention to fish. *Regul. Riv.*, 17, 131-144.
- RABENI, C.H. (1996) Invertebrates. In *Fisheries Techniques - Second Edition* (eds B.R. Murphy & D.W. Wills), pp. 335-353. American Fisheries Society, Bethesda.
- RADOMSKI, P. & GOEMAN, T.J. (2001) Consequences of human lakeshore development on emergent and floating-leaf vegetation abundance. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 21, 46-61.
- REBHAN, H. (1998) Chancen und Möglichkeiten der Redynamisierung am Obermain. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.*, 56, 173-186.
- REGIER, H.A., WELLCOME, R.L., STEEDMAN, R.J., & HENDERSON, H.F. (1989) Rehabilitation of degraded river ecosystems. In *Proceedings of the International Large River Symposium* (ed D.P. Dodge), Vol. 106, pp. 86-97. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*
- REGIERUNG VON OBERFRANKEN (2001) Gewässergüte in Oberfranken 2001. Regierung von Oberfranken - Gewässergüterreferat, Bayreuth.
- REICHARD, M., JURAJDA, P., & ONDRACKOVÁ, M. (2002 A) Interannual variability in seasonal dynamics and species composition of drifting young-of-the-year fishes in two European lowland rivers. *J. Fish Biol.*, 60, 87-101.
- REICHARD, M., JURAJDA, P., & ONDRACKOVÁ, M. (2002 B) The effect of light intensity on the drift of young-of-the-year cyprinid fishes. *J. Fish Biol.*, 61, 1063-1066.
- REINARTZ, R. (2000) Umweltverträgliche Nutzung von Kiesbaggerseen. LEADER-Projekt, Bezirk Oberfranken.

- REICHHOLF, J. (1999) Gutachten zur Störökologie des Kanuwandersports. Schriftenreihe Deutscher Kanuverband, Duisburg.
- REYNOLDS, J.B. (1983) Electrofishing. In Fisheries Techniques (eds L.A. Nielsen, D.L. Johnson & S.S. Lampton), pp. 147-163. American Fisheries Society, Bethesda.
- REYNOLDS, J.B. (1996) Electrofishing. In Fisheries Techniques (eds B.R. Murphy & D.W. Wills), pp. 221-252. American Fisheries Society, Bethesda.
- RICHARDSON, W.B. (1990) Seasonal dynamics, benthic habitat use and drift of zooplankton in a small stream in southern Oklahoma, U.S.A. *Can. J. Zool.*, 69, 748-756.
- RIECKER, W.E. (1973) Linear regressions in fishery research. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 30, 409-434.
- RIECKER, W.E. (1975) Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Department of the environment, fisheries and marine service, Ottawa.
- RIEHL, R. (1991) Können einheimische Fische anhand ihrer Eier durch Wasservögel verbreitet werden? *Zeitsch. f. Fischkunde*, 1, 79-82.
- RIEHL, R. & PATZNER, A. (1992) Die Eier heimischer Fische - 3. Hecht - *Esox lucius* L., 1785 (Esocidae). *Acta Biol. Benrodis*, 4, 135-140.
- ROBINSON, A.T., CLARKSON, R.W., & FORREST, R.E. (1998) Dispersal of larval fishes in a regulated river tributary. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 127, 772-786.
- ROCHE, W., O'GRADY, M., & BRACKEN, J.-J. (1999) Some characteristics of a pike *Esox lucius* L. population in an Irish reservoir. *Hydrobiologia*, 392, 217-223.
- ROMARE, P., BERG, S., LAURIDSEN, T., & JEPPESEN, E. (2003) Spatial and temporal distribution of fish and zooplankton in a shallow lake. *Freshw. Biol.*, 48, 1353-1362.
- RUNDLE, S. & HILDREW, A.G. (1992) Small fish and small prey in the food webs of some southern English streams. *Arch. Hydrobiol.*, 125, 25-35.
- RUSE, L. (2002) Colonisation of gravel lakes by Chironomidae. *Arch. Hydrobiol.*, 153, 391-407.
- RUTECKI, T.L., SCHNEEBERGER, P.J., & JUDE, D.J. (1983) Diver and underwater television observations of fish behavior in a Great Lakes commercial trap net. *J. Great Lakes Res.*, 9, 359-364.
- SACHS, L. (1999) *Angewandte Statistik*, 9. Ausgabe. Springer, Berlin.
- SCHADT, J. (1993) Fischereibiologische Untersuchungen zum Fischbestand in oberfränkischen Fließgewässern - Vorkommen bedrohter Fischarten und deren Lebensraumsprüche an die Fließgewässerbiotope. Dissertation, Gesamthochschule Kassel, Universität des Landes Hessens, Kassel.
- SCHADT, J. (1995) Fische, Neunaugen, Krebse und Muscheln in Oberfranken - Vorkommen und Verbreitung als Grundlage für den Fischartenschutz. Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei.
- SCHADT, J. (2000) Gefährdete Fischarten in Oberfranken. In *Fische und ihre Welt in Oberfranken*, pp. 211-228. Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei, Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V. und Teichgenossenschaft Oberfranken, Bayreuth.
- SCHADT, J. (2002) Vergleichenden Untersuchung zum Fischbestand von geschlossenen und an den Main angeschlossenen Baggerseen in der überschwemmungsbetroffenen Maintalauenlandschaft. Fachberatung für Fischerei, Bezirk Oberfranken, Bayreuth.
- SCHIEMER, F. (1988) Gefährdete Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. *Nat. Landschaft*, 63, 370-373.
- SCHIEMER, F. (1999 A) Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen am Beispiel der Donau. In *Laufener Seminarbeitr.*, Vol. 4, pp. 113-127. Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspfl., Laufen.

- SCHIEMER, F. (1999 B) Conservation of biodiversity in floodplain rivers. Arch. Hydrobiol. Suppl., 115, 423-438.
- SCHIEMER, F. & SPINDLER, T. (1989) Endangered fish species of the Danube River in Austria. Regul. Riv., 4, 397-407.
- SCHIEMER, F., SPINDLER, T., WINTERSBERGER, H., SCHNEIDER, A., & CHOVANEC, A. (1991) Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24, 2497-2500.
- SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1992) Strategies for conservation of a danubian fish fauna. In River Conservation and Management (ed P.J. Boon, Calow, P. & Petts, G.E.), pp. 363-382. John Wiley & Sons, New York.
- SCHIEMER, F. & ZALEWSKI, M. (1992) The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. Neth. J. Zool., 42, 323-335.
- SCHLEGEL, C. (2006) Nutzung der Umgehungsgerinne an den Wehren Oberwallenstadt und Kirschbaumühle/Lichtenfels durch Fischarten und deren Bedeutung für die Fischfauna des oberen Mains. Zulassungsarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- SCHLOSSER, I.J. (1987 A) A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. In Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes (eds W.J. Matthews & D.C. Heins), pp. 17-24. University of Oklahoma Press.
- SCHLOSSER, I.J. (1987 B) The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. Ecology, 66, 651-59.
- SCHLOSSER, I.J. (1991) Stream fish ecology: a landscape perspective. BioScience, 41, 704-721.
- SCHLOSSER, I.J. (1995) Critical landscape attributes that influences fish population dynamics in headwater streams. Hydrobiologia, 345, 71-81.
- SCHMIDT, A. (2003) Flussparadies Franken. Wasserwirtschaftsamt Bamberg, Bamberg.
- SCHMUTZ, S. & JUNGWIRTH, M. (1999) Fish as indicators of large river connectivity: the Danube and its tributaries. Arch. Hydrobiol. Suppl., 115, 329-348.
- SCHMUTZ, S., ZITEK, A., & DONINGER, C. (1997) A new automatic drift sampler for riverine fish. Arch. Hydrobiol., 4, 449-460.
- SCHMUTZ, S., JUNGWIRTH, M., & MUHAR, S. (1999) Die Fischfauna als Indikator der ökologischen Integrität von Fließgewässern und als Leitbildparameter für Renaturierungsmaßnahmen - Beispiele aus der Praxis. In 13. SVK-Fischereitagung, pp. 11, Potsdam.
- SCHMUTZ, S., KAUFMANN, M., VOGEL, B., JUNGWIRTH, M., & MUHAR, S. (2000) A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. Hydrobiologia, 422/423, 279-289.
- SCHNEEBERGER, P.J., RUTECKI, T.L., & JUDE, D.J. (1982) Gilling in trap-net pots and use of catch data to predict lake whitefish gilling rates. N. Am. J. Fish. Manage., 2, 294-300.
- SCHNEIDER, J. (1999) Wiedereinbürgerung des Lachses in Saynbach, mittlerer Sieg und Wisper. In 2. Internationales Rhein-Symposium "LACHS 2000", pp. 121-126. IKS, Rastatt.
- SCHÖDEL, H. (1999) Datenblatt Baggersee Trieb, pp. 16, Wasserwirtschaftsamt Bamberg.
- SCHRECK, C.B. & MORGAN, J.B. (1990) Methods for Fish Biology. American Fisheries Society, Bethesda.
- SCHRECKENBACH, K. (2003) Fischerei und Gewässerschutz. Vortrag zum Tag des Wassers - Fischerei und guter Zustand der Gewässer. Wasserwirtschaftsamt Bamberg.
- SCHRECKENBACH, K. & ZAHN, S. (1997) Quantitative und qualitative Beurteilung von Bodenproben (Fischnährtiere, Zoobenthon). AFZ-Fischwaid, 3, 16-19.

- SCHREIBER, W. (1987) Von der Frankenwald-Flösserei. Heimatbeilage z. amt. Schulanzeiger d. Reg.bezirkes Oberfranken, 132, pp. 32.
- SCHÜTZE, A. (2003) Wiedereinbürgerungsprojekt Fränkischer Main im Freistaat Bayern (Rhein). In Lachse in Deutschland, pp. 64-68. VDSF, Offenbach.
- SCHWEVERS, U. & ADAM, B. (1999) Gewässerstrukturgüte und Fischfauna. Nat. Landschaft, 74, 355-360.
- SEMPEŠKI, P. & GAUDIN, P. (1995 A) Construction of habitat preference curves for spawning sites and young stages of Grayling (*Thymallus thymallus*). Bull. Fr. Pêche Piscic., 337/338/339, 277-282.
- SEMPEŠKI, P. & GAUDIN, P. (1995 B) Habitat selection by grayling: II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. J. Fish. Biol., 47, 345-349.
- SHELDON, A.S. (1968) Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. Ecology, 49, 193-198.
- SHRIVELL, C.S. & DUNGEY, R.G. (1983) Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. Trans. Am. Fish. Soc., 112, 355-367.
- SHULER, S.W., NEHRING, R.B., & FAUSCH, K.D. (1994) Diel habitat selection by brown trout in the Rio Grande River, Colorado, after placement of boulder structures. N. Am. J. Fish. Manage., 14, 99-111.
- SIEBOLD, C.T.E.v. (1863) Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. Leipzig.
- SIEGMUND, R. (1969) Lokomotorische Aktivität und Ruheverhalten bei einheimischen Süßwasserfischen (Pisces: Percidae, Cyprinidae). Biol. Zentralblatt, 88, 295-312.
- SLAVIK, O. & BARTOS, L. (2000) Seasonal and diel changes of young-of-the year fish in the channelized stretch of the Vlatava River (Bohemia, Czech Republic). In Management and Ecology of River Fisheries (ed I.G. Cowx), pp. 101-111. Blackwell Scientific Publications.
- SLAVIK, O. & BARTOS, L. (2001) Spatial distribution and temporal variance of fish communities in the channelized and regulated Vlatava River (Central Europe). Env. Biol. Fishes, 61, 47-55.
- SMITH, R.D.S., RICHARDSON, A.M.M., & WHITE, R.W.G. (2004) Increasing turbidity significantly alters the diet of brown trout: a multi year longitudinal study. J. Fish Biol., 65, 376-388.
- SOLOMON, D.J. (2002) Elastomer visible implant products. Northwest Marine Technology, Int. Ltd., Shaw Island.
- SPECK, G. (1985) Berechnungsbeispiele für den Tiefgang eines Kajaks und des Paddelblattes, sowie die möglichen Verwirbelungen bei dem Durchzug eines Paddelblattes in Fließgewässern. In Natur- und Gewässerschutz, Deutscher Kanuverband, Duisburg.
- SPEIERL, T. (2000) Die Fischgemeinschaften unterschiedlich strukturierter Flussbereiche: Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Fischfauna am oberfränkischen Main. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- SPEIERL, T. (2002) Lebensraum für Fische - Erfolge von Flussrenaturierungen an oberfränkischen Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung des Hasels (*Leuciscus leuciscus*). Artenschutzreport, 12, 29-34.
- SPEIERL, T. (2003) Die Barbe (*Barbus barbus* L.) im oberfränkischen Maingebiet - Veränderungen einer Flusslandschaft und ihre Auswirkungen auf die Barbe, betrachtet für die letzten zwei Jahrhunderte. In Fisch des Jahres 2003 - Die Barbe (*Barbus barbus*) (ed W. Düver), pp. 45-61. VDSF, Offenbach.

- SPEIERL, T. (2004 A) Die Rekrutierungssituation von Fischarten in wasserbaulich unterschiedlich gestalteten Gewässerstrukturen am Obermain unter besonderer Berücksichtigung der Raubfischarten Hecht, Zander, Flussbarsch und Rapfen. Bezirksfischereiverband Oberfranken, Bayreuth.
- SPEIERL, T. (2004 B) Untersuchungen zum Laicherfolg des Zanders nach Neubesatz im Weißenstädter See im Frühjahr 2004. Gutachten im Auftrag des BFV. Oberfranken e.V.
- SPEIERL, T. (2004 C) Auswertung der Fangstatistiken der Mainfischereigemeinschaft G.b.R. Lichtenfels für den Zeitraum 1998 bis 2002. Gutachten im Auftrag der Mainfischereigemeinschaft G.b.R., Lichtenfels.
- SPEIERL, T. (2004 D). Analyse zum Bootsverkehr auf der Wiesent - Erfassung und Bewertung unter fischbiologischen Gesichtspunkten. Gutachten im Auftrag des BFV. Oberfranken e.V.
- SPEIERL, T. (2005 A) Gewässerstrukturen und Fischartenvielfalt am Obermain - Eine Bewertung der Fortpflanzungssituation von Hecht, Zander, Flussbarsch und Rapfen. Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V., Bayreuth.
- SPEIERL, T. (2005 B) Nachfolgeuntersuchungen zum Laicherfolg des Zanders im Weißenstädter See im Frühjahr - Sommer 2005. Gutachten im Auftrag des BFV. Oberfranken e.V.
- SPEIERL, T. (2005 C). Erhebung zur Freizeitnutzung des Obermains zwischen Lichtenfels und Bamberg durch den Kanusport im Jahre 2004 - Eine Bewertung aus fischbiologischer Sicht. Gutachten im Auftrag des BFV. Oberfranken e.V.
- SPEIERL, T., HOFFMANN, K.H., KLUPP, R., SCHADT, J., KREC, R., & VÖLKL, W. (2002) Fischfauna und Habitatdiversität: Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Main und Rodach. Nat. Landschaft, 77, 161-171.
- SPEIERL, T., HOFFMANN, K.H., KUHLEN, K., SCHADT, J., & KLUPP, R. (2003) Das Potenzial von Renaturierungsmaßnahmen für die Entwicklung der Fischfauna - Ergebnisse vom oberfränkischen Main. Fischer und Teichwirt, 8, 303-307.
- STAAS, S. (1996) Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen. Dissertation, Universität Köln, Köln.
- STAAS, S. & NEUMANN, D. (1994) The occurrence of larval and juvenile 0+ fish in the Lower River Rhine. Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers, 10, 325-332.
- STAHLBERG, S. & PECKMANN, P. (1987) The critical swimming speed of small teleost fish species in a flume. Arch. Hydrobiol., 110, 179-193.
- STATSOFT (2001) *STATISTICA 6*. StatSoft Ltd., Tulsa.
- STEINMANN, P., KOCH, L., & SCHEURING, L. (1937) Die Wanderungen unserer Süßwasserfische. Z. f. Fischerei u. deren Hilfswissensch., XXXV, 396-467.
- STRÄTZ, C. & MODER, F. (1990) Kartierung der Altwässer Oberfrankens - Bestandaufnahme, Ergebnisse und abzuleitende Forderungen aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes. Nat. Landschaft, 65, 16-20.
- STREBLE, H. & KRAUTER, D. (2002) Das Leben im Wassertropfen. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.
- STROHMEIER, P. (1998) Analyse der biologischen Durchgängigkeit des oberfränkischen Mains und seiner wichtigsten Nebenflüsse: Istzustand-Umsetzung-Zukunftsperspektiven (Kurzfassung). Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V., Forchheim.
- SUNDBAUM, K. (2001) Importance of woody debris for stream dwelling brown trout (*Salmo trutta* L.), Thesis, Universität Umea, Umea.
- SUNDBAUM, K. & NÄSLUND, I. (1998) Effects of woody debris on growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. Can. J. Zool., 76, 56-61.

- SVARDSON, G. (1949) Note on spawning habitats of *Leuciscus erythrophthalmus* L., *Abramis brama* L. and *Esox lucius* L. Fish. Board Sweden, Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 29, 102-107.
- SVÄRDSON, G. (1976) Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, 55, 144-171.
- SWALES, S. (1981) A lightweight, portable fish-trap for use in small lowland rivers. N. Am. J. Fish. Manage., 2, 83-88.
- SWALES, S. (1982) Environmental effects of river channel works used in land drainage improvement. J. Env. Manag., 14, 103-126.
- SWALES, S. (1994 A) Habitat restoration methods - a synthesis. In Rehabilitation of freshwater fisheries (ed I.G. Cowx), pp. 133-137. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- SWALES, S. (1994 B) Strategies for the conservation of stream fish populations. In Rehabilitation of freshwater fisheries (ed I.G. Cowx), pp. 34-47. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- TATRAI, I. & HERZIG, A. (1994) The impact of habitat structure on the feeding efficiency of cyprinid fishes. Verh. Internat. Verein. Limnol., 25, 2159-2161.
- TEROFAL, F. (1977) Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren. Akademie für Naturschutz und Landespflege, Laufen.
- THEILING, C.H., TUCKER, J.K., & CRONIN-FREDERICK, K. (1999) Flooding and fish diversity in a reclaimed river-wetland. J. Freshwat. Ecol., 14, 469-476.
- THORPE, J.E. (1978) Rhythmic activity of fishes. Academic Press, London.
- TKOCZ, H. (2001) Erneuter Einsatz von Lachsbrütlingen durch den Bezirk Oberfranken. Fischer & Teichwirt, 10, 395.
- TOCKNER, K. & STANFORD, J.A. (2002) Riverine flood plains: present status and future trends. Environ. Conserv., 29, 308-330.
- TOWNSEND, C.R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. J. N. Am. Benthol. Soc., 8, 36-50.
- TOWNSEND, C.R. & PERROW, M.R. (1989) Eutrophication may produce population cycles in roach, *Rutilus rutilus* (L.), by two contrasting mechanisms. J. Fish Biol., 34, 161-164.
- TRAVNICHEK, V.H., BAIN, M.B., & MACEINA, M.J. (1995) Recovery of a warmwater fish assemblage after the initiation of a minimum-flow release downstream of a hydroelectric dam. Trans. Am. Fish. Soc., 124, 836-844.
- TURNPENNY, A.A.H. & WILLIAMS, R. (1980) Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40, 681-693.
- URHO, L. (1996) Identification of perch (*Perca fluviatilis*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) larvae. Ann. Zool. Fennici, 659-667.
- UTZINGER, J., ROTH, P., & PETER, A. (1998) Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. J. Appl. Ecol., 35, 882-892.
- VALENTIN, S., LAUTERS, F., SABATON, C., BREIL, P., & SOUCHON, Y. (1998) Modelling temporal variations of physical habitat for brown trout (*Salmo trutta*) in hydropeaking conditions. Regul. Riv., 12, 317-330.
- VALTONEN, T., HYVÄRINEN, H., & LAMPELO, S. (1983) The effect of winter and summer temperature acclimation on some carbohydrate metabolism parameters in fish. Aquilo. Ser. Zool., 22, 99-108.

- VAN DENSEN, W.L.T. (1994) Predator enhancement in freshwater fish communities. In Rehabilitation of freshwater fisheries (ed I.G. Cowx), pp. 102-117. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., & CUSHING, C.E. (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137.
- VDFD (2000) Fischereibiologische Untersuchungsmethoden in Fließgewässern. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Nürnberg.
- VEHANEN, T., BJERKE, P.L., HEGGENS, J., HUUSKO, A., & MÄKI-PETÄYS, A. (2000) Effect of fluctuation flow and temperature on cover type selection by juvenile brown trout in artificial flumes. *J. Fish Biol.*, 56, 923-937.
- VILIZZI, L. (2002) Modelling preference curves for the study of fish habitat use. *Arch. Hydrobiol.*, 155, 615-626.
- VILIZZI, L. & COPP, G.H. (2001) Behavioural responses of juvenile barbel in an artificial channel: distribution and velocity use. *An. Behav.*, 61, 645-654.
- VON HEBBERG, A. (2003) Landschafts- und Vegetationsdynamik entlang renaturierter Flussabschnitte von Obermain und Rodach. Dissertation, Universität Bayreuth, Bayreuth.
- VOSTRADOVSKY, J. (1981) The biology (size, growth, food) of pike (*Esox lucius* L.) in three Czech reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21, 1264-1269.
- WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Dynamic of lotic ecosystems (eds T.D. Fontaine & S.M. Bartell), pp. 29-43. Ann Arbor Science, Sevenoaks.
- WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1989) Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. In Proceedings of the International Large River Symposium (ed D.P. Dodge), Vol. 106, pp. 56-64. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat.
- WARD, J.V. & TOCKNER, K. (2001) Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshw. Biol.*, 46, 807-819.
- WARD, J.V., TOCKNER, K., & SCHIEMER, F. (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul. Riv.*, 15, 125-139.
- WARD, J.V., TOCKNER, K., UEHLINGER, U., & MALARD, F. (2001) Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regul. Riv.*, 17, 311-323.
- WARD, J.V., TOCKNER, K., ARSCOTT, D.B., & CLARET, C. (2002) Riverine landscape diversity. *Freshw. Biol.*, 47, 889-907.
- WARWICK, R.M. (1986) A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, 92, 557-562.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT BAMBERG (2001) Gewässerentwicklung und vorbeugender Hochwasserschutz am Main und an der Rodach. In Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften, LfU Kulmbach.
- WEIBL, U. (1994) Die Fischfauna als Bioindikator zur Bewertung der gewässermorphologischen Veränderungen an den großen Flüssen Baden-Württembergs - Methodenentwicklung und Erprobung. *Veröff. PAÖ*, 8, 459-468.
- WEIBL, U. & WOLF, J.E. (2002) Nachhaltige Fischerei - Genetische und andere Auswirkungen von Besatzmaßnahmen. *Nat. Landschaft*, 77, 437-445.
- WEIGELT, C. (1896) Die Aussetzung von Eiern, Brut und Edelfischen durch den Deutschen-Fischerei-Verein im Jahr 1895-1896. *Z. f. Fischerei u. deren Hilfswissensch.*, IV. Jahrgang, 335-347.
- WELLCOME, R.L. (1979) Fisheries Ecology of Floodplain Rivers. Longman, UK, London.

- WELLCOME, R.L. (1992) The conservation and environmental management of fisheries in inland and coastal waters. *Neth. J. Zool.*, 42, 176-189.
- WELLCOME, R.L. (1994). The status of large river habitats. In *Rehabilitation of freshwater fisheries* (ed I.G. Cowx), pp. 11-20. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- WERNER, E.E. & GILLIAM, J.F. (1984) The ontogenetic niche and species interactions in size structured populations. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15, 393-425.
- WESCHE, T.A. (1985) Stream channel modifications and reclamation structures to enhance fish habitat. In *Restoration of Rivers and Streams* (ed J.A. Gore), pp. 103-164. Butterworth Publ., Boston.
- WHALEN, P.J., TOTH, L.A., KOEBEL, J.W., & STRAYER, P.K. (2002) Kissimme River restoration: a case study. *Wat. Sci. Tech.*, 45, 55-62.
- WHELAN, K.F. (1983) Migratory patterns of bream *Abramis brama* L. shoals in the River Suck System. *Irish. Fish. Invest. Ser. A.*, 23, 11-15.
- WINFIELD, I.J. (1991) Fishes, waterfowl, and eutrophied ecosystems: a perspective from a European vertebrate ecologist. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 48, 113-126.
- WINNELL, M.H. & JUDE, D.J. (1991) Northern large-river benthic and larval fish drift: St. Marys River, USA - Canada. *J. Great Lakes Res.*, 17, 168-182.
- WINTERSBERGER, H. (1996) Habitatwahl und Veränderungen der Lebensraumsprüche larvaler Donaufische im Laufe ihrer ontogenetischen Entwicklung. Dissertation, Universität Wien, Wien.
- WOLDA, H. (1981) Similarity Indices, sample size and diversity. *Oecologia*, 50, 296-302.
- WOLTER, C. & FREYHOF, J. (2004) Diel distribution patterns of fishes in a temperate large lowland river. *J. Fish Biol.*, 65, 1339-1357.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (1997) Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecol. Freshw. Fish.*, 6, 174-781.
- WONDRAK, P. & SCHWEVERS, U. (1999) Analyse des Fischwanderweges Main. In 2. Internationales Rhein-Symposium "LACHS 2000", pp. 161-162. IKS, Rastatt.
- WONDRAK, P. & TOMBEK, B. (2000) Lachse im bayerischen Main. In *Der Lachs: Fisch des Jahres 2000*, pp. 185-199. VDSF, Offenbach.
- WOOTTON, J.T. (1999) *Ecology of Teleost Fishes*. Kluwer Academic Publishers, Dodrecht.
- WRIGHT, R.M. (1990) The population biology of pike, *Esox lucius*, in two gravel pit lakes with special references to early life history. *J. Fish. Biol.*, 36, 215-29.
- ZALEWSKI, M. (1983) The influence of fish community structure on the efficiency of electrofishing. *Fish. Manage.*, 14, 177-186.
- ZALEWSKI, M., FRANKIEWICZ, P., PRZYBYLSKI, M., BANBURA, J., & NOWAK, M. (1990) Structure and dynamics of fish communities in temperate rivers in relation to the abiotic-biotic regulatory continuum concept. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 37, 151-176.
- ZITEK, A., SCHMUTZ, S., UNFER, G., & PLONER, A. (2004 A) Fish drift in a Danube side-arm system: I. Site-, inter- and intraspecific patterns. *J. Fish Biol.*, 65, 1319-1338.
- ZITEK, A., SCHMUTZ, S., & PLONER, A. (2004 B) Fish drift in a Danube side-arm system: II. Seasonal and diurnal patterns. *J. Fish Biol.*, 65, 1139-1157.

10 Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt allen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Besonders danken möchte ich:

Herrn Prof. Dr. K. H. Hoffmann, für die Betreuung des Themas, die fachliche und menschliche Unterstützung während der Projektphase sowie die Geduld bei der Fertigstellung der Arbeit nach meinem Wechsel in das Berufsleben.

Herrn PD. Dr. W. Völkl für die fachliche Betreuung und die kollegiale Zusammenarbeit während des Projektes und die vielen kritischen und anregenden Diskussionen zum Thema, zur Ökologie im Allgemeinen und darüber hinaus.

an der Fachberatung für Fischerei/Oberfranken Herrn Dr. R. Klupp und Herrn Dr. J. Schadt, für die Kooperation, Organisation und Unterstützung bei sämtlichen Feld- und Laborarbeiten, sowie den anschließenden thematischen Diskussionen. Unter dem Einsatz der Herrn K. Kuhlen, M. Popp, J. Paul und seinem Team aus dem Beispielbetrieb für Fischerei in Aufseß nahm die Arbeit praktisch Gestalt an.

Frau E. Braun, für die gute und herzliche Betreuung von Seiten der Friedrich-Ebert Stiftung, Bonn, die durch ein Promotionsstipendium dieses Projekt unterstützte.

den Bezirkstagspräsidenten von Oberfranken, Herrn E. Sitzmann (a.D.) und Herrn Dr. G. Denzler für die Kostenbewilligungen der umfangreichen Elektrofischungen.

den Ehrenpräsidenten des Bezirksfischereiverbandes Oberfranken e.V., Herrn A. Schütze für fachliche und finanzielle Unterstützung der Arbeit, insbesondere bei den Gewässerkartierungen und Jungfischerhebungen.

Herrn R. Krec, Herrn Dr. H. Schödel, Herrn S. Hajer, Herrn W. Haderlein, Herrn U. Benker, Herrn W. Slowaczek, Frau A. Schmidt und Flussmeister Herrn A. Groh für die gute Kooperation mit dem Wasserwirtschaftsamt Bamberg/Kronach. Viele Teilbereiche wären ohne die dortige Unterstützung unbearbeitet geblieben.

den "Betroffenen" vor Ort, den Fischereipächtern an Rodach und Main: Herrn Löhner in Marktzeuln an der Rodach, Herrn L. Rübensaal von der Mainfischereigemeinschaft GbR Lichtenfels und Herrn F. Schmauser vom Sportfischerverein Bamberg und Umgebung e.V. am Main, die mich in ihren Gewässern nach „Daten“ fischen ließen und die Arbeit unterstützen, wo immer es ging. Die Firma Kiesgewinnung H. Schramm, Lichtenfels ermöglichte die Erfassung der Kurzdistanzwanderungen an ihrer Kiesseebindung bei Trieb.

meinen zahlreichen Helfern am Fluss und im Labor, ohne die mir keine Daten ins „Netz“ gegangen wären: D. Alfermann, M. Alt, A. Braun, C. Brenning, U. Friedel, A. Hahn, M. Heinle, Dr. D. Käsewieter, C. Knake, A. Larsen, Dr. T. Mette, Dr. J. Metzner, J. Muhr, R. Ruidisch, Dr. A. Schaaf, H. Schampatis, N. Sperzel, Dr. T. Wrzesinsky und P. Zimmermann.

Herrn C. Schlegel, der mich bei der Feldarbeit und darüber hinaus freundschaftlich unterstützte und dessen Zulassungsarbeit wichtige Informationen zu den Wanderbewegungen der Mainfische lieferte.

Dr. St. Dötterl vom Lehrstuhl Pflanzensystematik für die Hilfe bei der statistischen Auswertung, wodurch die Daten „Gestalt“ annahmen.

Herrn Prof. K. Fiedler, Department für Populationsökologie, Universität Wien, für Anregungen und Unterstützung beim Einsatz multivariater Analysemethoden.

Dr. Pedro Gerstberger für die Hilfe bei den kartographischen Analysen in AutoCAD.

meinen Kollegen am Lehrstuhl Tierökologie I, D. Mader, J. Metzner und A. von Hessberg für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung.

Dr. J. Freyhof, IGB Berlin und Dr. E. Korte, Senckenberg Museum/Frankfurt für die Hilfe bei der Einarbeitung in die Jungfischbestimmung und ihre Anmerkungen zum Thema. Dr. P. Jurajda aus Brünn/Tschechien, Department of Fish Ecology am Institute of Vertebrate Biology für die methodischen Anmerkungen zu den Driftnetzbefischungen und die fachliche Diskussion. Dr. J. Kubecka und Dr. M. Hladik vom Biology Centre of the AS CR in Budweis/Tschechien für die Unterstützung bei der Planung und dem Design der Untersuchung zur Kurzdistanzwanderung an der Kiesseeanbindung bei Trieb. Dank gilt hier auch F. Mattukat, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft und G. Rakowitz, Universität Wien. A.M. Hoefler, University of Canberra, Australien, brachte alles kurz und bündig auf einen englischen Nenner.

meinen Freunden und Lehrern St. Dobiasch, M. Spieske, J. Prantl (†) und H. Eichmüller, mit denen ich auf den Weg kam und ihn immer noch beschreite.

meinen Eltern, für die Unterstützung während meines gesamten Studiums.

zu guter letzt und vor allem meiner Frau Jutta. Ihr Verständnis und ihre Nachsicht wurden während der Anfertigung auf eine harte Probe gestellt. Ihrem Interesse, ihrem Antreiben und ihrer Liebe ist es zu danken, dass diese Arbeit zu einem Abschluss kam. An dieser Stelle möchte ich mich für alles bei Ihr bedanken und Ihr diese Arbeit aus vollem Herzen widmen.

11 Anhang

Anhang I: Dominanzwerte (prozentualer Anteil am Gesamtfang) für die Abundanzen [Ind./ha] und Erträge [kg/ha] der adulten Fische in den unterschiedlichen Streckentypen der Monitoring-Bereiche für die einzelnen Befischungen in den Jahren 1999 und 2002 - 2004.

Anhang II: Größenstruktur der fünf Hauptarten Aitel, Barbe, Gründling, Laube und Rotaugen in der Ein- und Ausdrift im Main und an der Rodachmündung, Sommer 2002

Legende:

Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	AN
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	LC
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	TH
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	ST
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	BB
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)	PR
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	AB
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	PF
Giebel (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	CA
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	GG
Güster (<i>Blicca bjoernca</i>)	BJ
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	LL
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	EL
Karausche (<i>Carassius carassius</i>)	CC
Karpfen (<i>Cyprinus caprio</i>)	CY
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	GC
Lachs (<i>Salmo salar</i>)	SA
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	AA
Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>)	LD
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	CN
Nerfling (<i>Leuciscus idus</i>)	LI
Rapfen (<i>Aspius aspius</i>)	AS
Regenbogenforelle (<i>Onchorhynchus mykiss</i>)	OM
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	SE
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	RR
Rutte (<i>Lota lota</i>)	LO
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	TT
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	BA
Sonnenbarsch (<i>Lepomis gibbosus</i>)	LG
Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	GA
Wels (<i>Silurus glanis</i>)	SG
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	SL

Anhang 1 Tab. 1: Dominanzwerte (prozentualer Anteil am Gesamtfang) für die Abundanzen [Ind./ha] der adulten Fische in den unterschiedlichen Streckentypen des Monitoring-Bereiches Rodachmündung. Die Dominanzwerte sind jeweils absteigend angeordnet.

Saison		Gesamt- fang [Ind/ ha]	Rodachmündung - Dominanzwerte der nachgewiesenen Arten (prozentualer Anteil am Gesamtfang)																			
			LC	AA	RR	GG	AB	PF	BB	ST	AN	TH	LL	CN	CA	EL	LO	CY	BA	SE	OM	
Reguliert	'99-1	825,0	22,7	9,1	7,6	28,8	6,1	3,0	3,0	9,1	4,5	3,0	-	-	-	-	-	1,5	1,5	-	-	
	'99-2	500,0	42,5	2,5	7,5	7,5	5,0	12,5	-	5,0	2,5	5,0	2,5	2,5	2,5	-	2,5	-	-	-	-	
	'02-1	1867,5	21,8	17,3	26,7	4,4	3,6	0,9	12,4	1,8	1,3	1,8	4,9	0,9	-	0,9	-	0,4	0,4	-	0,4	
	'03-1	1222,2	5,7	49,0	23,2	2,6	7,2	1,5	4,6	1,0	2,6	1,5	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	
	'03-2	642,0	21,8	23,4	24,1	10,9	7,0	10,1	0,6	-	-	-	0,5	-	0,8	-	-	-	-	-	0,8	-
	'04-1	1570,8	57,3	9,5	18,4	5,1	1,3	1,1	2,9	0,8	1,3	0,3	1,1	-	-	-	0,8	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	1104,6 542,4	28,6 18,3	18,5 16,6	17,9 8,5	9,9 9,7	5,0 2,3	4,9 5,1	3,9 4,5	3,0 3,5	2,0 1,5	1,9 1,9	1,5 1,9	0,6 1,0	0,5 1,0	0,5 0,5	0,4 1,0	0,3 0,6	0,3 0,6	0,1 0,3	0,1 0,2	0,1 0,2
																						19
Hauptgerinne	'99-1	987,5	LC	RR	AA	GG	BB	PF	ST	LL	AB	EL	TH	BA	PR	LO	GA	AN				
	'99-2	1230,0	10,1	8,9	46,8	12,7	-	7,6	5,1	2,5	2,5	1,3	-	-	1,3	-	1,3	-	-	-	-	
	'02-1	962,5	48,8	26,4	1,0	3,0	-	14,2	1,0	0,4	2,0	-	2,0	-	-	-	1,0	-	-	-	-	
	'03-1	1275,0	51,9	9,1	7,8	9,1	11,7	-	1,3	2,6	3,9	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	-	
	'03-2	412,5	6,9	43,1	18,6	4,9	20,6	-	2,0	-	1,0	-	-	2,0	-	-	-	1,0	-	-	-	
	'04-1	450,0	54,5	-	3,0	21,2	-	-	9,1	6,1	-	3,0	-	-	-	3,0	-	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	886,3 374,2	25,0 22,2	22,2	-	2,8	5,6	8,3	5,6	-	2,8	2,8	-	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-
																						16
Nebengerinne	'99-1	637,5	LC	GA	PR	BA	RR	AA	PF	GG	LL	ST	EL	AN	CY							
	'99-2	116,9	33,3	-	-	45,1	2,0	2,0	5,9	3,9	2,0	5,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'02-1	150,3	57,1	-	14,3	-	-	-	14,3	14,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'03-1	850,0	-	55,6	44,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'03-2	1300,0	17,6	64,7	8,8	2,9	-	-	-	2,9	2,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'04-1	855,0	69,2	-	-	-	17,3	-	7,7	-	-	-	1,9	3,8	-	-	-	-	-	-	-	
	Mittelwert Standardabw.	651,6 455,8	14,6	0,6	-	-	26,3	32,2	2,9	8,8	8,8	-	2,9	-	2,9	-	-	-	-	-	-	
																						13

Anhang 1 Tab. 2: Dominanzwerte (prozentualer Anteil am Gesamtfang) für die Erträge [kg/ha] der adulten Fische in den unterschiedlichen Streckentypen des Monitoring-Bereiches Rodachmündung. Die Dominanzwerte sind jeweils absteigend angeordnet.

Saison		Gesamtbiomasse [kg/ ha]	Rodachmündung - Dominanzwerte der nachgewiesenen Arten (prozentuale r Anteil am Gesamtertrag)																			
			LC	BB	AB	RR	EL	AN	AA	ST	TH	CY	GG	CN	LO	PF	LL	CA	OM	BA	SE	
Reguliert	'99-1	216,1	38,3	9,8	25,4	1,9	0,0	8,0	1,1	2,3	3,3	4,6	4,5	-	-	0,7	-	-	-	-	0,1	-
	'99-2	113,7	55,0	-	4,2	3,9	-	6,6	0,6	7,0	5,3	-	0,6	5,5	6,6	2,7	1,0	1,0	-	-	-	-
	'02-1	477,7	23,2	46,1	7,9	2,9	3,9	2,2	2,5	0,8	1,5	4,2	0,7	2,6	-	0,1	0,7	-	0,8	0,7	-	-
	'03-1	224,3	21,0	22,3	29,4	7,7	6,6	3,9	6,2	0,6	1,8	-	0,3	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-
	'03-2	135,2	28,0	34,1	22,4	7,8	-	-	2,0	0,0	-	-	1,0	-	-	2,0	1,2	1,3	-	-	-	0,7
	'04-1	202,1	17,8	30,8	11,9	7,1	20,2	6,4	1,3	1,8	0,5	-	1,1	-	-	0,3	0,7	-	-	-	-	-
Mittelwert		228,2	30,6	23,9	16,9	5,2	5,1	4,5	2,3	2,1	2,1	1,5	1,4	1,3	1,1	1,0	0,6	0,4	0,1	0,1	0,1	-
Standardabw.		130,3	13,9	16,8	10,3	2,6	7,9	3,0	2,0	2,6	2,0	2,3	1,5	2,3	2,7	1,1	0,5	0,6	0,3	0,2	0,1	19
Hauptgerinne	'99-1	128,4	LC	BB	RR	EL	AB	ST	AA	LL	TH	PF	GG	AN	LO	BA	PR	GA				
	'99-2	111,7	28,2	-	8,2	15,6	20,4	4,5	15,3	2,6	-	1,7	3,4	-	-	-	0,1	0,1	-	-	-	-
	'02-1	112,5	54,6	-	29,0	-	1,6	1,3	0,5	2,3	3,0	6,7	0,8	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
	'03-1	210,3	57,9	30,8	1,7	-	4,5	1,0	1,0	0,8	-	-	2,1	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-
	'03-2	55,1	15,4	56,8	12,3	-	10,2	0,7	2,7	-	-	-	0,6	1,3	-	0,1	-	-	-	-	-	-
	'04-1	52,9	77,4	-	-	8,4	-	6,6	0,4	3,8	-	-	2,5	-	0,8	-	-	-	-	-	-	-
Mittelwert		111,8	18,7	18,9	13,7	24,8	-	10,6	3,5	1,8	6,6	1,2	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	
Standardabw.		57,7	32,9	18,3	16,6	8,5	5,8	4,6	4,5	2,9	1,6	1,2	0,8	0,8	0,7	0,1	0,1	0,1	-	-	-	16
			21,6	15,5	17,1	7,7	8,5	5,8	3,6	2,5	1,5	1,4	1,3	1,2	1,1	0,1	0,6	0,4	-	-	-	-
Nebengerinne	'99-1	21,1	LC	GA	CY	PR	PF	RR	GG	ST	BA	LL	AA	EL	AN							
	'99-2	3,0	59,59	-	-	-	3,49	1,78	1,83	16,09	13,43	1,48	2,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	0,5	59,66	-	-	0,84	30,25	-	9,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	10,2	-	60,71	-	39,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	167,0	65,77	14,43	-	1,96	-	-	6,85	-	1,96	9,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'04-1	75,9	69,40	-	-	-	2,44	15,09	-	-	-	-	-	4,39	8,68	-	-	-	-	-	-	-
Mittelwert		46,3	14,83	0,20	46,13	-	0,72	13,31	3,13	-	-	3,39	11,04	7,25	-	-	-	-	-	-	-	
Standardabw.		65,4	44,9	12,6	7,7	7,0	6,2	5,0	3,5	2,7	2,6	2,3	2,2	1,9	1,4	-	-	-	-	-	-	13
			29,6	24,3	18,8	15,8	11,9	7,2	3,8	6,6	5,4	3,6	4,4	3,1	3,5	-	-	-	-	-	-	-

Anhang 1 Tab. 9: Dominanzwerte (prozentualer Anteil am Gesamtfang) für die Abundanzen [Ind./ha] der adulten Fische in den unterschiedlichen Streckentypen des Monitoring-Bereiches Zapfendorf. Die Dominanzwerte sind jeweils absteigend angeordnet.

	Saison	Gesamtfang [Ind/ ha]	Zapfendorf - Dominanzwerte der nachgewiesenen Arten (prozentualer Anteil am Gesamtfang)																	Arten					
			RR	LC	AA	AN	PF	GG	LL	BB	EL	CY	AB	GC	BJ	TT									
Reguliert	'99-1	862,5	40,6	-	40,6	8,7	8,7	-	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'99-2	675,0	38,9	13,0	1,9	24,1	7,4	9,3	-	-	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'02-1	1200,0	55,2	15,6	-	16,7	6,3	2,1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	2099,9	51,0	11,1	12,7	15,8	2,0	0,4	2,8	0,8	1,2	-	1,6	-	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	1025,0	36,6	24,4	-	-	8,5	17,1	3,7	7,3	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'04-1	2787,5	24,7	18,8	22,4	5,4	3,6	3,1	3,6	5,8	0,4	9,4	1,3	0,9	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	1441,7 824,6	41,2 10,9	13,8 8,2	12,9 16,2	11,8 8,7	6,1 2,7	5,3 6,7	2,6 1,6	2,3 3,3	1,6 2,1	1,6 3,8	0,5 0,8	0,1 0,4	0,1 0,3	0,1 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hauptgerinne	'99-1	1050,0	AA	BB	LC	GG	RR	LL	PF	AN	AB	CY	EL	ST											
	'99-2	875,0	39,3	31,0	-	21,4	2,4	1,2	-	-	3,6	-	-	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	1412,5	10,0	1,4	14,3	21,4	18,6	17,1	11,4	4,3	-	-	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	2112,5	22,1	4,4	22,1	2,7	39,8	4,4	1,8	1,8	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	312,5	86,4	9,5	1,8	-	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'04-1	900,0	-	40,0	56,0	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	1110,4 605,9	28,4 31,4	18,8 15,8	16,6 21,0	12,9 13,8	12,1 15,2	5,4 6,1	2,2 4,6	1,5 1,8	1,0 1,4	0,7 1,7	0,2 0,6	0,2 0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nebengerinne	'99-1	1525,0	RR	LC	AA	GG	BB	LL	PF	AN	CY	AB	EL	ST	CA	GC	TT	BA	BJ						
	'99-2	1800,0	31,1	6,6	21,3	9,8	14,8	1,6	4,9	1,6	1,6	4,9	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	1837,5	36,1	22,2	8,3	13,9	6,9	5,6	4,2	-	-	-	-	-	1,4	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	3850,0	25,9	14,3	14,3	26,5	6,8	6,8	0,7	4,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	4070,0	15,8	5,7	60,3	6,0	3,1	7,3	1,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-
	'04-1	1760,0	11,3	65,4	0,7	20,1	0,2	1,0	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	2473,8 1158,5	26,0 10,4	21,2 22,4	18,1 22,0	16,6 8,0	5,9 5,0	4,6 2,6	2,0 2,0	2,0 2,4	1,6 3,2	1,0 2,0	0,3 0,7	0,2 0,6	0,2 0,6	0,2 0,6	0,1 0,2	0,1 0,2	0,1 0,2	0,04 0,1	-	-	-	-	-

Anhang 1 Tab. 10: Dominanzwerte (prozentualer Anteil am Gesamtfang) für die Erträge [kg/ha] der adulten Fische in den unterschiedlichen Streckentypen des Monitoring-Bereiches Zapfendorf. Die Dominanzwerte sind jeweils absteigend angeordnet.

Saison	Gesamtbiomasse [kg/ ha]	Zapfendorf - Dominanzwerte der nachgewiesenen Arten (prozentuale r Anteil am Gesamtertrag)																	Arten				
		AN	LC	RR	BB	EL	AA	CY	AB	PF	LL	GG	TT	BJ	GC								
Reguliert	'99-1	56,9	59,4	-	18,8	-	-	10,9	-	6,0	4,2	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'99-2	244,5	30,2	28,1	21,3	-	18,7	0,2	-	-	0,8	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	'02-1	120,6	63,5	12,6	19,2	-	-	-	-	-	2,6	1,8	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	275,3	31,3	21,5	14,6	10,4	12,3	2,5	-	5,2	0,6	1,1	0,1	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	373,4	0,0	31,5	12,0	28,1	24,8	-	-	-	1,1	0,9	1,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'04-1	706,0	6,3	34,8	5,0	32,0	0,7	3,0	14,9	0,1	1,2	1,1	0,3	0,5	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Mittelwert	296,1	31,8	21,4	15,1	11,8	9,4	2,8	2,5	1,9	1,7	0,9	0,6	0,1	0,1	0,01	-	-	-	-	-	-	-	
Standardabw.	230,3	26,2	13,1	6,0	14,8	10,8	4,2	6,1	2,9	1,4	0,6	0,6	0,2	0,2	0,02	-	-	-	-	-	-	-	14
Hauptgerinne			BB	LC	AA	AN	RR	EL	AB	GG	LL	PF	CY	ST									
	'99-1	470,3	93,8	-	3,0	-	0,5	-	0,8	1,4	0,1	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'99-2	150,9	13,9	42,4	1,5	11,6	5,1	15,2	-	4,0	4,0	2,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	223,1	34,6	41,5	3,5	3,7	9,0	-	5,0	0,5	1,9	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	322,3	74,3	8,7	16,5	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	143,2	73,0	26,3	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
'04-1	355,0	82,6	2,5	1,0	2,0	1,4	-	5,3	2,2	1,0	-	2,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mittelwert	277,5	62,0	20,2	4,3	2,9	2,7	2,5	1,9	1,3	1,3	0,4	0,4	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Standardabw.	128,2	32,4	19,2	6,2	4,5	3,6	6,2	2,6	1,5	1,5	0,9	0,9	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12
Nebengerinne			BB	LC	RR	AN	AA	GG	CY	LL	EL	AB	PF	CA	ST	TT	BJ	GC	BA				
	'99-1	393,5	71,4	4,9	3,2	2,5	2,5	0,7	5,5	0,9	7,4	0,4	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'99-2	252,8	61,0	21,8	9,6	-	1,8	2,7	-	1,2	-	-	0,9	0,7	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	188,7	24,2	35,1	7,9	18,1	4,0	5,8	-	4,6	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	329,5	52,2	20,4	3,9	0,5	17,6	1,2	-	3,2	-	-	0,8	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-
	'03-2	303,4	0,2	83,6	3,3	-	0,2	11,0	-	1,0	-	-	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
'04-1	249,1	26,1	25,5	14,0	8,9	0,7	3,1	12,7	2,4	-	6,1	-	-	-	0,3	-	0,1	0,04	-	-	-	-	
Mittelwert	286,1	39,2	31,9	7,0	5,0	4,5	4,1	3,0	2,2	1,2	1,1	0,5	0,1	0,1	0,05	0,03	0,02	0,01	-	-	-	-	
Standardabw.	71,7	26,8	27,1	4,3	7,2	6,6	3,8	5,2	1,5	3,0	2,5	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	-	-	-	17	

Anhang 1 Tab.11: Dominanzwerte (prozentualer Anteil am Gesamtfang) für die Abundanzen [Ind./ha] der juvenilen Fische in den unterschiedlichen Streckentypen des Monitoring-Bereiches Zapfendorf. Die Dominanzwerte sind jeweils absteigend angeordnet.

Saison		Gesamtfang [Ind/ ha]	Zapfendorf - Dominanzwerte der nachgewiesenen Arten (prozentualer Anteil am Gesamtfang)																							
Reguliert	'99-1	1175,0	PF	RR	LC	AN	AA	LL	GC	GG	SL	SG	EL	AB												
	'99-2	525,0	7,4	16,0	6,4	27,7	35,1	7,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	10025,0	31,0	14,3	45,2	2,4	4,8	-	-	-	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	539,5	8,7	80,7	3,5	1,0	3,2	2,0	0,1	0,4	-	-	-	0,1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	1137,5	56,9	27,7	9,2	4,6	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'04-1	1075,0	85,7	9,9	1,1	-	-	-	-	-	1,1	1,1	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	2412,8 3740,8	34,9 29,9	18,6 26,5	5,8 16,6	12,8 10,6	- 13,7	5,8 3,3	10,5 4,3	9,3 3,8	- 1,0	- 1,0	2,3 0,6	- 0,2	- 0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hauptgerinne	'99-1	75,0	LC	RR	LL	GG	PF	BB	SG	AA	AN															
	'99-2	475,0	33,3	-	66,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	212,5	13,2	10,5	28,9	-	31,6	-	-	10,5	5,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	37,5	5,9	64,7	-	-	11,8	5,9	-	11,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	25,0	33,3	-	-	33,3	-	33,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'04-1	37,5	50,0	50,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	143,8 176,6	33,3 16,0	- 28,9	66,7 27,4	- 17,2	- 12,8	- 13,3	- 13,6	- 5,8	- 2,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nebengerinne	'99-1	925,0	RR	LC	LL	PF	GG	AA	AN	BB	EL	BA	TH	CA	SL	AU	CN	SE								
	'99-2	1875,0	8,1	2,7	2,7	5,4	70,3	2,7	5,4	2,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'02-1	3362,5	8,0	37,3	42,7	9,3	-	-	-	-	-	-	-	1,3	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-1	560,0	66,5	1,5	9,3	5,9	4,1	9,3	2,2	0,7	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'03-2	3770,0	23,2	17,9	16,1	32,1	1,8	3,6	3,6	-	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	'04-1	1400,0	36,9	39,3	3,2	17,2	1,6	0,3	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	0,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-
	Mittelwert Standardabw.	1982,1 1310,9	3,6 24,1	30,0 16,8	28,6 15,8	21,4 10,4	12,9 27,4	- 3,6	1,4 2,1	- 1,1	- 0,7	- 0,4	1,4 0,2	- 0,5	- 0,5	0,8 0,3	0,7 0,3	- 0,1	- 0,1	- 0,04	- 0,04	-	-	-	-	-

Anhang 2 Tab. 1: Größenstruktur der fünf Hauptarten Aitel, Barbe, Gründling, Laube und Rotauge in der Ein- und Ausdrift im Main, Sommer 2002.

Größenstruktur Main	Eindrift					Ausdrift				
	28 - 29 Jun.	29 - 30 Jun.	24 - 25 Jul.	6 - 7 Aug.	8 - 9 Aug.	28 - 29 Jun.	29 - 30 Jun.	24 - 25 Jul.	6 - 7 Aug.	8 - 9 Aug.
Art/Datum	Schönbrunn	Zapfendorf	Wiesen	Unterleiterbach	Kemmer	Schönbrunn	Zapfendorf	Wiesen	Unterleiterbach	Kemmer
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)										
Mittelwert	16,0	11,5	16,8	-	19,8	16,3	12,4	16,4	14,0	21,1
Standardfehler	0,0	0,4	1,5	-	0,9	0,4	0,5	0,9	-	0,5
Min.	16,0	10,0	14,0	-	13,0	15,0	11,0	13,0	-	19,0
Max.	16,0	14,0	22,0	-	34,0	19,0	14,0	18,0	-	23,0
Anzahl	2	12	6	-	34	11	5	5	1	14
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)										
Mittelwert	15,5	13,5	-	-	34,8	-	13,7	26,5	-	25,4
Standardfehler	1,5	0,2	-	-	2,5	-	0,2	4,3	-	1,8
Min.	14,0	12,0	-	-	23,0	-	12,0	14,0	-	19,0
Max.	17,0	14,0	-	-	45,0	-	23,0	32,0	-	38,0
Anzahl	2	19	-	-	8	-	81	4	-	11
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)										
Mittelwert	15,7	-	-	-	34,0	13,0	17,0	-	-	-
Standardfehler	1,3	-	-	-	6,0	-	-	-	-	-
Min.	12,0	-	-	-	28,0	-	-	-	-	-
Max.	25,0	-	-	-	40,0	-	-	-	-	-
Anzahl	11	-	-	-	2	1	1	-	-	-
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)										
Mittelwert	13,5	-	14,9	18	16,6	15,9	15,2	16,5	13,8	21,3
Standardfehler	0,2	-	0,1	3,0	0,2	0,1	0,8	0,3	1,3	0,4
Min.	14,0	-	14,0	15,0	12,0	13,0	12,0	13,0	11,0	19,0
Max.	15,0	-	15,0	21,0	24,0	20,0	20,0	19,0	17,0	24,0
Anzahl	6	-	58	2	92	155	11	30	4	12
Rotaug (<i>Rutilus rutilus</i>)										
Mittelwert	17,3	15,0	-	-	24,5	21,8	19,5	24,0	-	27,7
Standardfehler	1,2	-	-	-	0,8	1,9	0,4	-	-	1,4
Min.	15,0	15,0	-	-	17,0	16,0	17,0	24,0	-	19,0
Max.	22,0	15,0	-	-	43,0	27,0	22,0	24,0	-	40,0
Anzahl	6	1	-	-	52	6	13	1	-	20

Anhang 2 Tab. 2: Größenstruktur der fünf Hauptarten Aitel, Barbe, Gründling, Laube und Rotaugen in der Ein- und Ausdrift an der Rodach, Sommer 2002.

Größenstruktur Rodachm ündung	Eindriff				Ausdriff			
	20 - 21 Jun.	03 - 04 Jul.	21 - 22 Jul.	01 - 02 Aug.	20 - 21 Jun.	03 - 04 Jul.	21 - 22 Jul.	01 - 02 Aug.
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)								
Mittelwert	-	-	13,0	14,5	-	15,0	14,9	16,9
Standardfehler	-	-	-	0,5	-	-	0,3	0,6
Min.	-	-	-	14,0	-	-	12,0	12,0
Max.	-	-	-	16,0	-	-	19,0	23,0
Anzahl	-	-	1	4	-	1	22	19
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)								
Mittelwert	-	14,0	-	-	16,0	14,4	17,0	21,0
Standardfehler	-	0,0	-	-	0,0	0,7	1,0	-
Min.	-	14,0	-	-	16,0	14,0	16,0	-
Max.	-	14,0	-	-	16,0	19,0	18,0	-
Anzahl	-	2	-	-	3	8	2	1
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)								
Mittelwert	-	13,4	-	-	-	13,1	-	21,0
Standardfehler	-	0,1	-	-	-	0,2	-	-
Min.	-	13,0	-	-	-	12,0	-	-
Max.	-	14	-	-	-	15	-	-
Anzahl	-	15	-	-	-	15	-	1
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)								
Mittelwert	14,7	-	16,0	-	17,0	17,0	15,3	17,2
Standardfehler	0,9	-	-	-	-	-	0,1	0,4
Min.	13,0	-	-	-	-	-	10,0	14,0
Max.	16,0	-	-	-	-	-	20,0	21,0
Anzahl	3	-	1	-	1	1	170	25
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)								
Mittelwert	17,0	17,5	-	-	18,0	19,7	20,3	19,0
Standardfehler	0,0	0,5	-	-	-	0,7	1,9	-
Min.	17,0	17,0	-	-	-	19,0	18,0	-
Max.	17,0	18,0	-	-	-	21,0	24,0	-
Anzahl	2	2	-	-	1	3	3	1

12 Erklärung

Ich erkläre, dass ich die Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Ich erkläre ferner, dass ich anderweitig mit oder ohne Erfolg nicht versucht habe, diese Dissertation einzureichen. Ich habe keine gleichartige Dissertationsprüfung an einer anderen Hochschule endgültig nicht bestanden.

Pfaffenhofen an der Ilm,